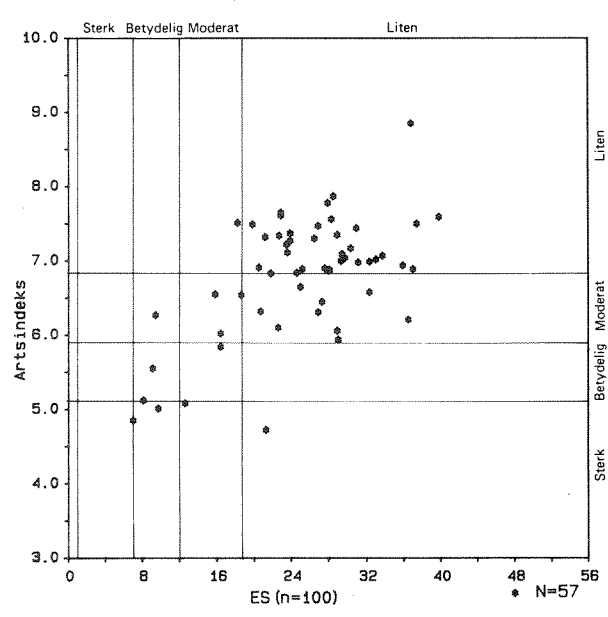


O~8612601

Miljøkvalitetskriterier for marine områder

Rapport 2 Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn



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.: 8612601
Undernummer:
Løpenummer: 1890
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn	Dato: 17.8.1986
Forfatter (e): Brage Rygg	Prosjektnummer:
	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 42

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Artsmangfold og artsindeks er beregnet for et stort antall stasjoner fra norske fjorder med varierende forurensning. Det var god overensstemmelse mellom disse parametrene og målt eller anslått forurensningsgrad. Med grunnlag i resultatene er det utledet klassifiseringssystemer basert på arts mangfold og artsindeks, samt en kombinert tilstandsindeks som innbefatter begge.

Artsmangfoldet kan uttrykkes som artsantall som funksjon av individantallet i en prøve, eventuelt som forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer fra prøven.

Artsindeksen er et uttrykk for andelen av forurensningsømfintlige arter i prøven, og er definert som middelveiden av de enkelte artenes ømfintlighet overfor forurensninger.

4 emneord, norske:
1. Miljøkvalitetskriterier
2. Marint
3. Bløtbunnfauna
4. Artsmangfold
Indikatorarter

4 emneord, engelske:
1.Environmental quality criteria
2.Marine
3.Soft-bottom fauna
4.Diversity
Indicator species

Prosjektleder:

For administrasjonen:

ISBN 82-577-1107-1

O-8612601

MILJØKVALITETSKRITERIER FOR MARINE OMRÅDER
RAPPORT 2
FORURENSNINGSVIRKNINGER PÅ BLØTBUNNFAUNASAMFUNN

Oslo, 31. juli 1986

Prosjektleder: Brage Rygg

FORORD

Statens forurensningstilsyn (SFT) ba i 1985 NIVA om å utføre et forprosjekt om marine miljøkvalitetskriterier. I en rapport fra forprosjektet (Rygg et al. 1986) vurderte vi de elementer som burde inngå i et videre hovedprosjekt, eksisterende kunnskap som kunne gi grunnlag for utarbeidelse av kriterier, og påpekte områder hvor det var behov for ytterligere kunnskapstilfang. For utarbeidelsen av marine miljøkvalitetskriterier ble det foreslått en systemstruktur i 4 dimensjoner: økosystemtype, virkningstype, forurensningsgrad og variable som beskriver forurensningsgraden. Videre ble delprosjekter formulert og prioritert.

Våren 1986 ble en kontrakt mellom SFT og NIVA inngått om gjennomføring av noen av de foreslåtte delprosjektene.

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra ett av disse delprosjektene. Datamaterialet som er brukt stammer fra prosjekter innen Statlig program for forurensningsovervåking, prosjekter som NIVA har utført for kommuner og industri, rapporter fra Universitetet i Bergen, fra Rogalandsforskning, og en cand. scient. oppgave ved Universitetet i Oslo. I alt er det brukt data fra 400 bløtbunnfaunastasjoner.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	5
Bakgrunn og formål med miljøkvalitetskriterieprosjektet	5
Struktur	5
Bløtbunnfauna som indikator på forurensningsgrad	5
Bløtbunnfaunaens plassering i kriteriesystemet	6
AKTUELLE FORURENSNINGSAVHENGIGE PARAMETRE I BLØTBUNNFAUNASAMFUNN	7
Parametre som beskriver numerisk struktur i faunasamfunnet	7
Avvik fra log-normalfordeling av individantall blant arter	7
Artsmangfold	10
Parameter basert på artssammensetning	15
Artsindeks	15
ARTSMANGFOLD	17
Klassifisering	17
ARTSINDEKS	20
Klassifisering	20
KOMBINERING AV ARTSMANGFOLD OG ARTSINDEKS TIL EN TILSTANDSINDEKS	26
HENVISNINGER	29
VEDLEGG 1	32
Klassifisering av 100 vanlige bløtbunnfaunaarter etter ømfintlighet	32
VEDLEGG 2	36
Eksempel på bruk av kriteriesystemet for bløtbunnfauna: Tromsøsund	36
- Nordbotn	

SAMMENDRAG

Utarbeidelsen av et miljøkvalitetskriteriesystem har som mål å skaffe et mer objektivt grunnlag for å angi forurensningsgrad.

Beskrivelser av organismesamfunn er en viktig del av grunnlaget for vurdering av tilstanden på en fjordlokalitet.

Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser fører til endringer i organismesamfunn. 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 miljøforholdene på bunnen. Forverring av bunnfaunaens miljø fører ofte til at artsmangfoldet blir lavere. Arts sammensetningen forandres og mange ømfintlige arter blir borte. Noen tolerante arter kan øke i mengde. Ved ekstreme forhold, f.eks. råttent bunnvann, utrykkes faunaen.

Artsmangfoldet kan uttrykkes som artsantall som funksjon av individantallet i en prøve, eventuelt som forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer fra prøven.

Artsindeksen er et uttrykk for andelen av forurensningsømfintlige arter i prøven, og er definert som middelveiden av de enkelte artenes ømfintlighet overfor forurensninger.

Artsmangfold og artsindeks er beregnet for et stort antall stasjoner fra norske fjorder med varierende forurensning. Det var god overensstemmelse mellom disse parametrene og målt eller anslått forurensningsgrad. Med grunnlag i resultatene er det utledet klassifiseringssystemer basert på artsmangfold og artsindeks, samt en kombinert tilstandsindeks som innbefatter begge.

En metode som går ut på å benytte avvik fra log-normalfordeling som uttrykk for forurensningspåvirkning, er også omtalt, men ikke forsøkt brukt i et klassifiseringssystem.

INNLEDNING

Bakgrunn og formål med miljøkvalitetskriterieprosjektet

Som grunnlag foreligger tidligere rapporter av Thaulow et al. (1980), Rensvik et al. (1983) og Rygg et al. (1986).

Utarbeidelsen av kriteriesystemet har som mål å skaffe et mer objektivt grunnlag for å angi forurensningsgrad og dermed en mer ensartet vurdering av forurensningssituasjonen. Systemet skal forenkle og harmonisere presentasjon og formidling av resultater fra forurensningsundersøkelser. Kriteriene skal brukes i arbeidet med resipientorientert forurensningspolitikk i form av resipientplaner, tiltaksanalyser, vurdering av muligheter for forbedring av tilstand, og vurdering av mulig fare for at uønskede forurensningstilstander skal inntreffe.

Struktur

En struktur for kriteriesystemet ble foreslått av Rygg et al. (1986). Systemstrukturen har 4 dimensjoner: økosystemtype, virkningstype, forurensningsgrad og variable som beskriver forurensningsgraden.

Bløtbunnfauna som indikator på forurensningsgrad

Beskrivelser av organismesamfunn er en viktig del av grunnlaget for vurdering av tilstanden på en fjordlokalitet. Innenfor undersøkelser av marin bløtbunnfauna har en nådd langt med å få fram metoder som kan gi utsagnskraftige resultater. Bløtbunnfaunaundersøkelser er særlig godt egnet for å få fastslått hvordan miljøforholdene er på sedimentbunn i de dypere vanlag.

En bløtbunnfaunaundersøkelse kan synes ressurskrevende. Den er likevel rimelig sammenlignet med mange andre undersøkelsestyper fordi det som regel er nok med en prøveinnsamling for å få en representativ beskrivelse av tilstanden. Det skjer ingen betydelige sesongfluktuasjoner hos bunnfaunaen, og fordi mange av dyra er langlivete gjenspeiler faunaen tilstanden flere år bakover i tida. Gjentatt prøvetaking er aktuelt når det skjer belastningsendringer eller ved mistanke om akkumulerende forurensningspåvirkning.

Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser fører til endringer

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 miljøforholdene på bunnen. Forverring av bunnfaunaens miljø fører ofte til at artsmangfoldet blir lavere. Artssammensetningen forandres og mange ømfintlige arter blir borte. Noen tolerante arter kan øke i mengde. Ved ekstreme forhold, f.eks. råttent bunnvann, utryddes faunaen.

Studier av bløtbunnfauna inngår nå i de fleste resipientundersøkelser, og har vist seg å gi gode beskrivelser av forurensningens virkninger og influensområde (Gray og Mirza 1979; Pearson og Rosenberg 1978; Pearson et al. 1983; Rygg 1984a,b; Rygg og Skei 1984). Innenfor bl.a Statlig program for forurensningsovervåking er det gjort undersøkelser av bløtbunnfauna i en rekke norske fjorder med forskjellig forurensningsgrad, slik at det nå foreligger et stort erfaringsmateriale.

Bløtbunnfaunaens plassering i kriteriesystemet

I den første rapporten om marine miljøkvalitetskriterier (Rygg et al. 1986) ble følgende inndeling av økosystemtyper foretatt: Åpen kyst, fjorder og estuarområder, samt overflatelag, intermediært vannlag og dypvann. Bløtbunnfaunaundersøkelser utføres både på åpen kyst, i fjorder og i estuarområder, men hovedsakelig på bunnområder i intermediære og dypere lag, nedenfor der hvor primærproduksjon foregår eller brakkvann gjør seg gjeldende.

De virkningstyper som påvirker faunaen er i første rekke sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel, sulfiddannelse i sedimentet, og miljøgiftinnhold i sedimentet. Faunaens respons på de forskjellige faktorer er ofte ikke så spesifikk at den identifiserer forurensningstypen. Tolkningen av årsaker må derfor knyttes til andre miljødata og belastningstall. Faunaens respons er mer et uttrykk for samlet påvirkning.

AKTUELLE FORURENSNINGSAVHENGIGE PARAMETRE I BLØTBUNNFAUNASAMFUNN

Vi skal først omtale de vanligst brukte parametre for å karakterisere faunasamfunn. Parametrene uttrykker egenskaper på samfunnsnivå, så som fordeling av individantall blant arter, artsmangfold, og andel av ømfintlige og tolerante arter.

Noen parametre har vist seg å være mindre egnet enn andre til å indikere forurensningspåvirkning. Noen er for lite brukt til å gi et tilstrekkelig erfaringsmateriale for videre utvikling mot et klassifiseringssystem. Vi sjalter foreløpig ut disse, og vil i denne omgang stå igjen med to-tre samfunnsparametre, som er omfattende utprøvd i norske farvann og har vist seg å være tydelig forurensningsavhengige. Klassifiseringssystemer for disse er beskrevet i følgende kapitler.

I de senere år har fysiologiske og biokjemiske forandringer som følge av forurensninger vært mye studert. Metodene synes å være lovende for å oppdage næringssalt- og miljøgiftpåvirkninger. De er mest utprøvd på hardbunnsdyr (bl.a. blåskjell) og alger. Bløtbunnarter er hittil lite testet. Fysiologiske og biokjemiske parametre behandles derfor ikke i denne rapporten.

Parametre som beskriver numerisk struktur i faunasamfunnet

Disse har alle det samme utgangspunkt: Rekken av individantall pr. art fra art nr. 1 til art nr. S (S = artsantallet i prøven).

Avvik fra log-normalfordeling av individantall blant arter

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 (jfr. Fig. 9). 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 (altså ikke-kumulativt). Det vil normalt gi en jevnt avtakende kurve. Ved avvik fra log-normalfordeling opptrer det ekstra toppe i plottet utover langs X-aksen (Gray 1982). Denne plottemetoden brukes nå rutinemessig av et flertall av norske bløtbunnfaunaforskere. Et eksempel er vist i Fig. 1.

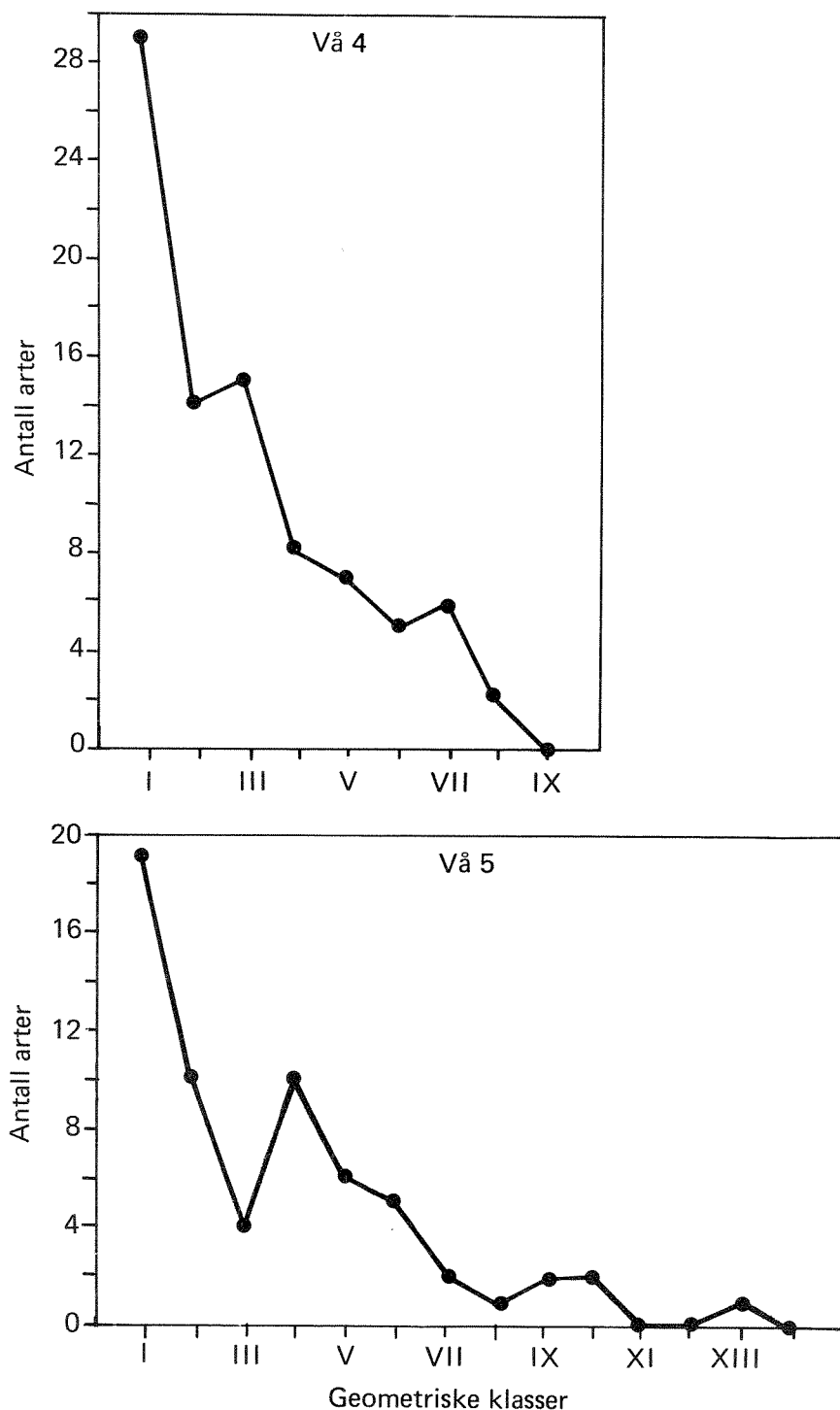


Fig. 1. Antall arter pr. geometrisk klasse plottet mot geometrisk klasse gir kurver som mer eller mindre følger forløpet til en normalfordelingskurve. En jevnt avtagende kurve uten topper i de høye geometriske klassene betyr god tilpasning til log-normalen. Den øverste kurven er et eksempel på det. Den nederste kurven viser avvik i form av utflating og topper i de høye geometriske klassene. (Fra Johannessen og Stensvold 1986)

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 (1986a) 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 1986a). 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.

Ekstra toppen 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.

Bruk av log-normalmetoden i et klassifiseringssystem for forurensningspåvirkning forutsetter at det først utarbeides en indeks eller diagramframstilling som angir graden av avvik fra en typisk log-normalkurve. I denne omgang har det ikke vært aktuelt å forsøke det.

Artsmangfold

Artsmangfoldet (diversiteten) avhenger både av artsantallet og av hvordan individmengden er fordelt blant artene. Mange arter og jevn fordeling av individer blant artene gir et høyt artsmangfold. Omvendt gir lavt artsantall og dominerende individantall hos en eller få arter et lavt artsmangfold.

Høyt artsmangfold henger bl.a. sammen med gunstige miljøforhold for faunaen. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer kan føre til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mange ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

Artsmangfoldet 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 (Fig. 2). Vi bruker ofte en logaritmisk X-akse for å få en bedre framstilling.

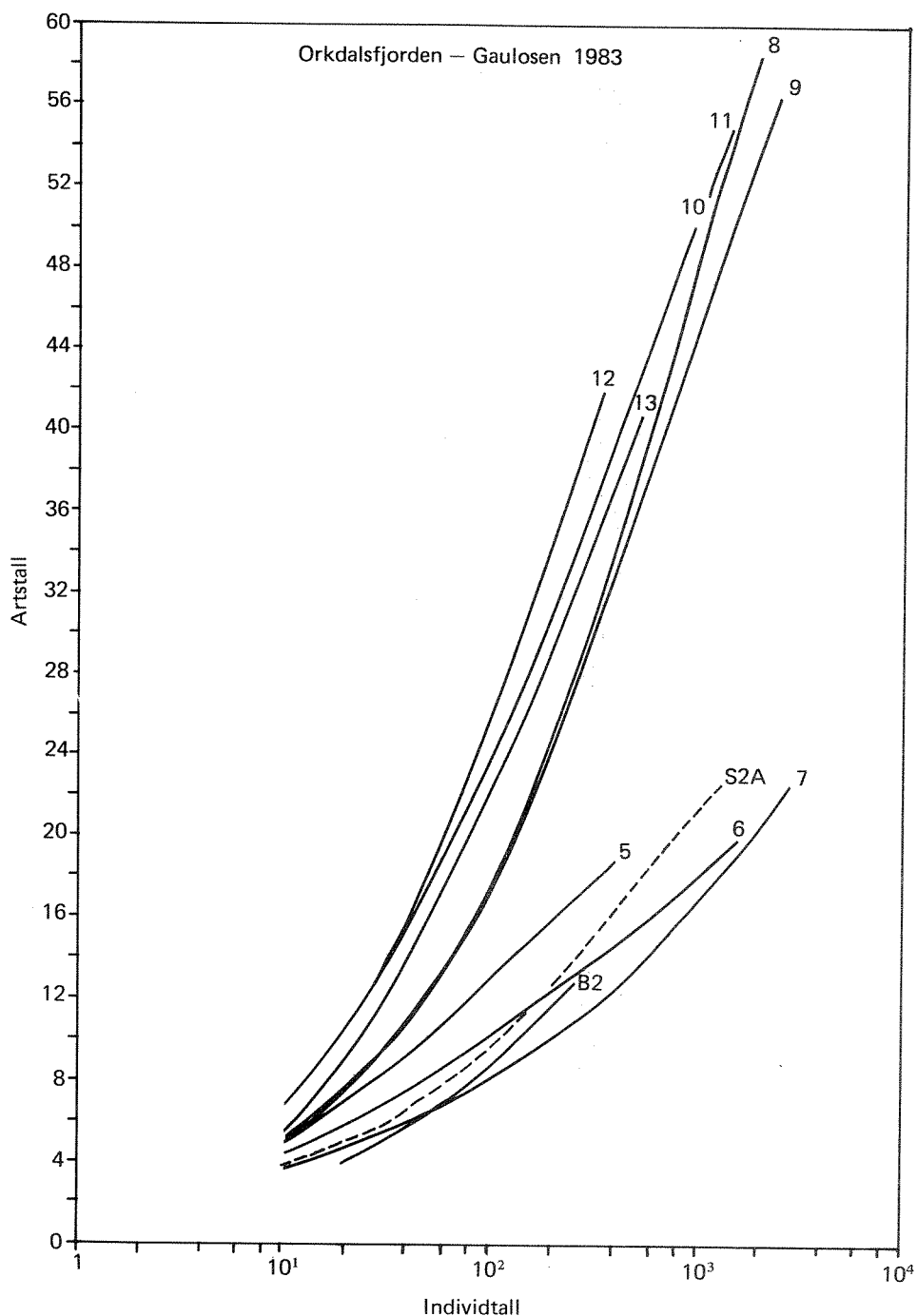


Fig. 2. Kurver som viser sammenhengen mellom prøvestørrelse (individantall) og artsantall på 11 stasjoner. Stasjon B2 og 5-7: den metallforurensete Orkdalsfjorden; stasjon 8-13: Gaulosen; stasjon S2A: den metallforurensete indre Sørfjorden (Hardanger). Bratte kurver betyr høyt artsmangfold. Slakke kurver betyr lavt artsmangfold. (Fra Rygg 1984c)

Individantallet i prøven øker i takt med prøvens størrelse, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Høyt artsmangfold gir brattere kurve enn lavt artsmangfold. Som grunnlag for utregningene brukes individantallene til alle enkeltartene i prøven (Hurlbert 1971).

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

Sanders (1968) laget også en beregningsmåte for sammenhengen mellom artsantall og individantall, og den er brukt en del av marinbiologer for å beskrive artsmangfold. Hurlbert's (1971) formel er en matematisk korrekt versjon av Sanders's beregningsmåte.

Det er utarbeidet et klassifiseringssystem som viser sammenhengen mellom individantall og artsantall ved forskjellig artsmangfold (Rygg 1984b). Dette er beskrevet nedenfor (kapitlet ARTSMANGFOLD).

For å få ett enkelt tall for artsmangfoldet, kan det forventede artsantallet ved et bestemt individantall, f.eks. 100 individer, regnes ut. Artsantallet i prøver med forskjellig størrelse (individantall) kan da sammenlignes. Denne artsmangfoldindeksen er gitt benevnelsen ES(n=100) (expected species number among 100 individuals). Verdier for ES(n=100) som er beregnet for et stort antall stasjoner i fjorder med varierende forurensningsgrad, tyder på at økt belastning og nedsatt artsmangfold er rimelig godt korrelert (Rygg 1984b; 1986a). Det er derfor foretatt en klassifisering av verdier av denne indeksen til bruk ved bedømmelse av forurensningsgrad, beskrevet nedenfor (kapitlet ARTSMANGFOLD).

En annen vanlig brukt artsmangfoldindeks ved karakterisering av marine organismer samfunn er Shannon-Wiener indeksen (H) (Shannon og Weaver 1963).

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i$$

Denne indeksen viser god korrelasjon med ES(n=100) (Fig. 3), og gir neppe noen vesentlig tilleggsinformasjon. ES(n=100) er mest avhengig av artsantallet, mindre av jevnheten i fordelingen av individantall blant artene. H er mer avhengig av jevnheten. I klassifiseringssystemet for forurensningsgrad har vi valgt å vrake H til fordel for ES(n=100), da ES har vist en noe bedre sammenheng med antatt påvirkning enn H har. ES er dessuten lettere forståelig og intuitivt mer attraktiv.

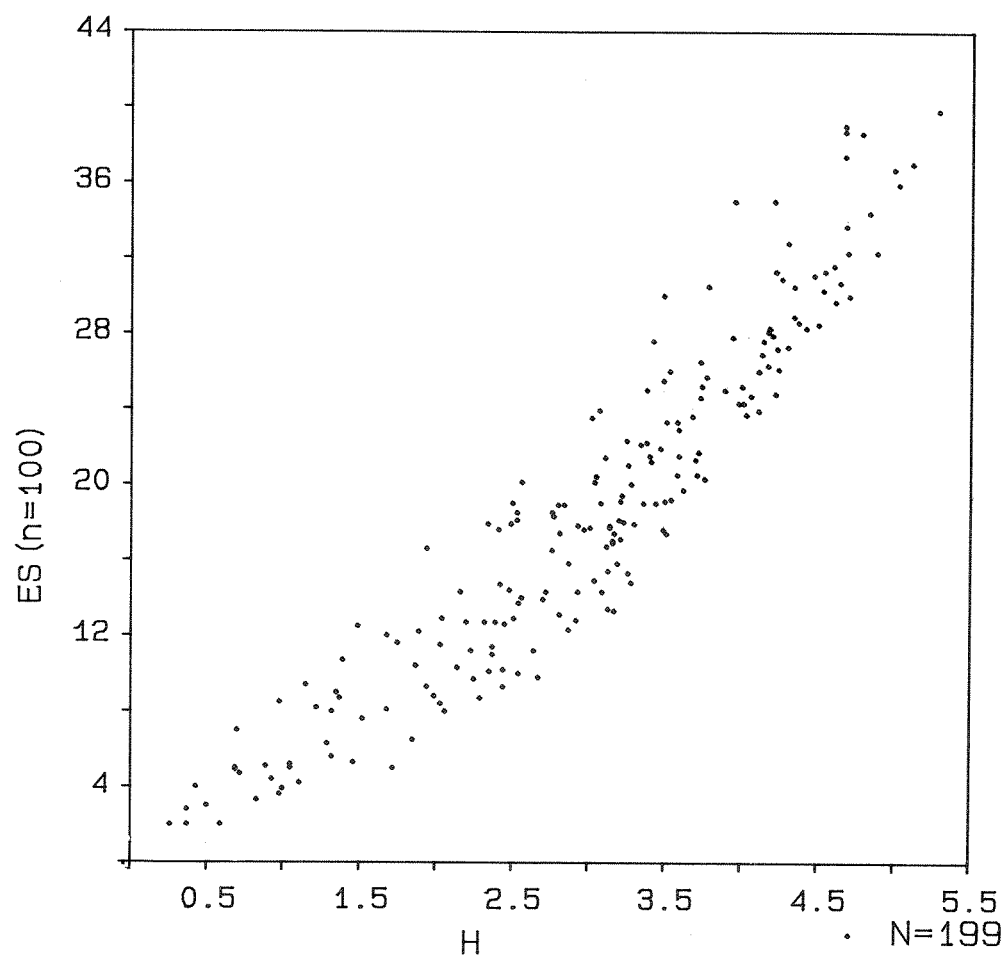


Fig. 3. Plott fra 199 stasjoner viste god korrelasjon mellom to vanlig brukte indekser for artsmangfold: Shannon-Wiener (H) og ES(n=100).

Det finnes også andre indekser for artsmangfold, men de har i svært liten grad inngått i norske undersøkelser. Foreløpig er det derfor ikke grunnlag for å vurdere om de er brukbare i et kriteriesystem.

Parameter basert på artssammensetning

Arter som påvirkes av forurensninger kan brukes som indikatorarter ved bedømmelse av forurensningsgrad, men det forutsetter kjennskap til hvilke arter som blir sjeldnere eller forsvinner ved økende forurensning, og hvilke som tåler forurensning.

Artsindeks

På grunnlag av klassifisering av 100 vanlige bløtbunnfaunaarter etter ømfintlighet er det utarbeidet en indeks for faunasamfunnet (Rygg 1986b). Denne artsindeksen er definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos artene i prøven. Den enkelte arts ømfintlighet er definert som den laveste artsmangfoldverdi - $ES(n=100)_{\min}$ - blant de stasjonene hvor arten ble funnet, basert på undersøkelser på 193 stasjoner. Det ble forutsatt at artens fravær på stasjonene med lavere artsmangfold ikke skyldtes tilfeldigheter (konfidensnivå 99%). For å teste signifikansen av en arts fravær, var et estimat av dens forekomstfrekvens under normale forhold nødvendig. Den ble definert som forekomstfrekvensen blant stasjonene med artsmangfold høyere eller lik artens $ES(n=100)_{\min}$.

Arter med lavere forekomstfrekvens enn 10 blant de 193 stasjonene er holdt utenfor ved utarbeidelsen av artsindeksen, hvor de ville ha liten praktisk betydning. Grensen på 10 ble skjønsmessig valgt.

Alle arter med $ES(n=100)_{\min}$ lavere enn 7 er klassifisert som forurensningstolerante. Deres fravær på stasjonene med artsmangfold lavere enn deres $ES(n=100)_{\min}$ ble ikke signifikanstestet. Deres ømfintlighetsgrad kan derfor defineres som mindre eller lik deres $ES(n=100)_{\min}$. Grensen på 7 er skjønsmessig valgt. Valget baserer seg på frekvensfordelingen av verdiene av $ES(n=100)$ blant de 193 stasjonene, som viser en knekk omkring 7 (Fig. 5), samt det empiriske klassifiseringssystemet for artsmangfold (Rygg 1984b), hvor grensen mellom lavt og svært lavt artsmangfold ligger ved $ES(n=100) = 7$ (Fig. 4).

Ved hjelp av tabell over de 100 klassifiserte artene og deres tilhørende ømfintlighetsverdier (Rygg 1986b) (VEDLEGG 1), kan

artsindeksverdien for faunasamfunnet beregnes på grunnlag av artssammensetningen. Et større eller mindre antall av artene i en prøve vil være blant de 100 klassifiserte. Middelerdi for disse artenes ømfintlighetsverdier kan så beregnes. Dette gir verdien for faunasamfunnets artsindeks.

Et faunasamfunn med mange ømfintlige arter til stede vil ha en høy artsindeksverdi og indikere gunstige miljøforhold. Lav artsindeksverdi vil tyde på overvekt av tolerante arter og forurensningspåvirkning. Artsindekser som hittil er beregnet for omkring 200 stasjoner fra lokaliteter med forskjellig forurensningsbelastning, tyder på godt samsvar mellom indeksverdi og antatt forurensningsgrad. Det er derfor foretatt en klassifisering av artsindeksverdier til bruk ved bedømmelse av forurensningsgrad (kapitlet ARTSINDEKS).

ARTSMANGFOLD

Klassifisering

Klassifisering av artsmangfoldet etter et system foreslått av Rygg (1984b) for å gradere tilstand er vist i Fig. 4. I dette klassifiseringssystemet er artsmangfoldspekteret inndelt i fem klasser for å lette den visuelle tolkningen av resultatene: høyt, normalt, moderat, lavt og svært lavt artsmangfold. Grenselinjene mellom klassene er gitt en fasong som ligger nær opp til de fleste observerte kurvene i den delen av spekteret (jfr. Fig.2), og er rent empirisk basert. Systemet brukes nå rutinemessig ved rapportering av bløtbunnfaunaundersøkelser ved NIVA.

Ved normale forhold er forventet artsantall blant 100 individer over 18,5. Verdier mellom 12 og 18,5 er klassifisert som moderat, mellom 7 og 12 som lavt, og under 7 som svært lavt artsmangfold (Fig. 4). Frekvensfordeling av verdiene av ES(n=100) blant 193 stasjoner er vist i Fig. 5. Utledningen av artsindeksen beskrevet ovenfor var basert på artssammensetning og artsmangfold på disse 193 stasjonene.

Diagrammatisk klassifisering av artsmangfoldet ES(n=100) sammen med artsindeksen er vist i Fig. 7.

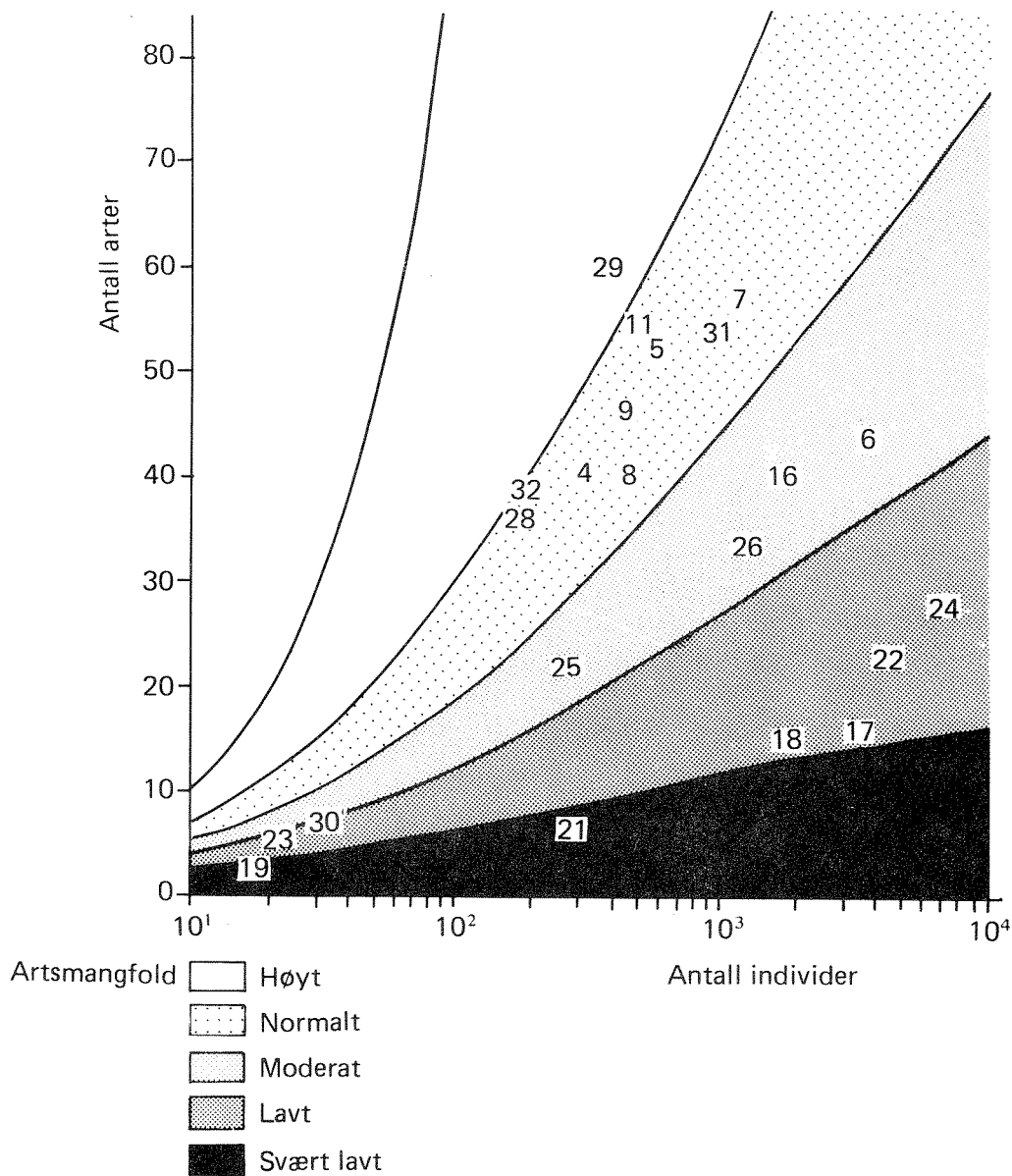


Fig. 4. På grunnlag av resultater fra en rekke fjorder med forskjellig forurensningsgrad er det laget et klassifiseringssystem som viser sammenhengen mellom individantall (N) og artsantall (S) ved forskjellig arts mangfold. Moderat, lavt og svært lavt arts mangfold tyder på forurensningsvirkninger. Figuren viser et eksempel fra Kristiansandsfjorden. Lavest arts mangfold ble funnet på stasjon 17-24, som ligger i et område som er kraftig forurensset av utslipp fra industri. (Fra Rygg 1985)

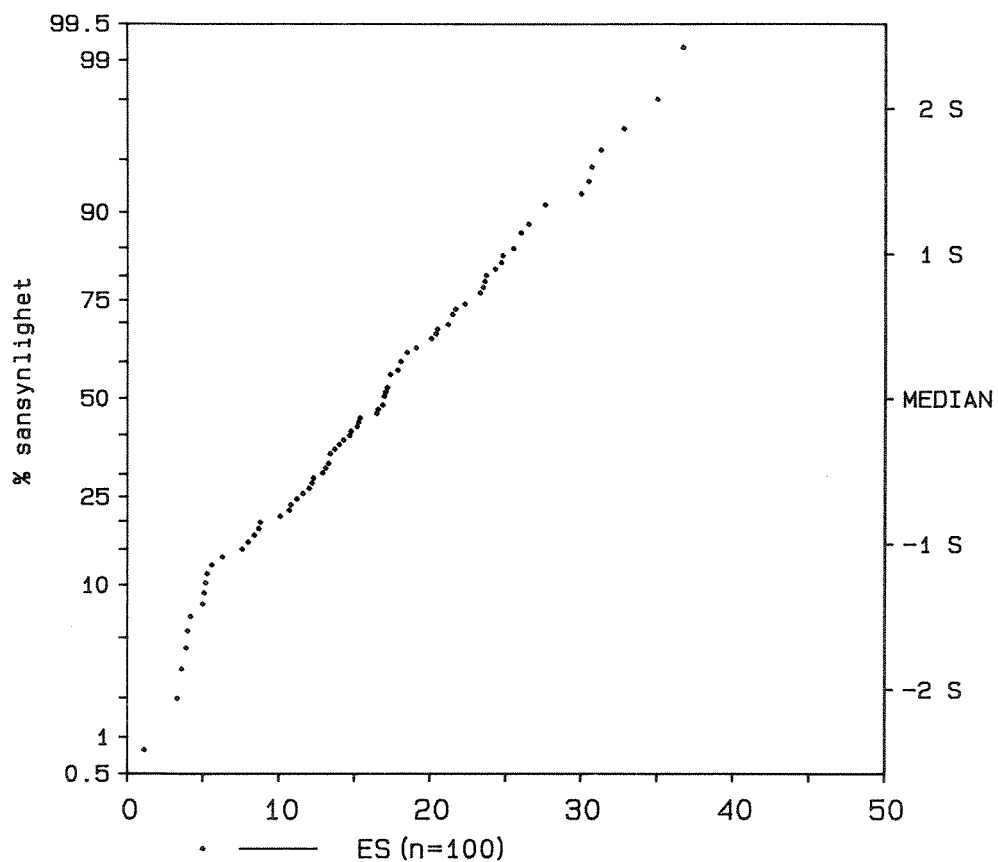


Fig. 5. Artsmangfold kan uttrykkes som forventet antall arter blant 100 tilfeldig utvalgte individer fra faunasamfunnet. Lavest mulige verdi er 1, høyest mulige 100. Diagrammet viser kumulativ frekvensfordeling (langs normalfordelingskala) av artsmangfoldverdier - ES(n=100) - blant 193 stasjoner fra fjorder med varierende forurensningsgrad. Verdiene lå stort sett lavere enn 40. Medianverdien var 17,0. S = Standardavvik. (Fra Rygg 1986b)

ARTSINDEKS

Klassifisering

Artsindeksen er definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos artene i prøven.

På basis av de klassifiserte artenes verdier for ES(n=100)min (ømfintlighet), samt deres forekomstfrekvens blant de 193 stasjonene, kunne forventet verdi for artsindeksen på en tilfeldig valgt stasjon blant de 193 beregnes. Q er den enkelte arts forekomstfrekvens:

$$\text{Forventet artsindeksverdi} = \frac{\sum (Q \cdot \text{ES}(n=100)\text{min})}{\sum (Q)} = 6,65$$

Frekvensfordeling av artsindeksverdier for 143 stasjoner er vist i Fig. 6. Stasjoner fra Oslofjorden er ikke med. Ingen av stasjonene er identiske med noen av de 193 stasjonene som ømfintlighetsverdiene ble basert på. Dette er gjort for å teste artsindeksen på andre prøver enn de som den ble utledet fra. Verdiene er dermed uavhengige av artsmangfoldet på stasjonene.

Ved normale forhold ligger verdiene for artsindeksen på 6,85 eller høyere. Verdier mellom 5,90 og 6,85 kan klassifiseres som moderate, mellom 5,10 og 5,90 som lave, og under 5,10 som svært lave. Inndelingen er basert på erfaring og skjønn. Klassene tilsvarer henholdsvis liten, moderat, betydelig og sterk forurensningspåvirkning (Fig. 7).

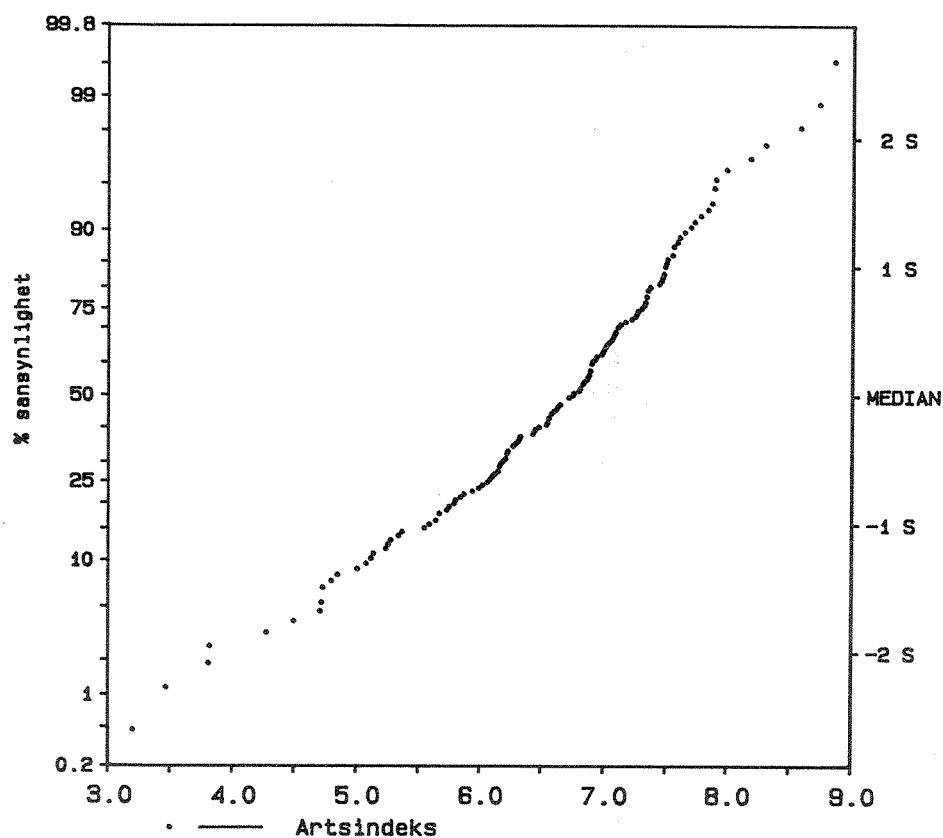


Fig. 6. Faunasamfunnets artsindeks er definert som middelverdien av de enkelte artenes ømfintlighet overfor forurensninger. Diagrammet viser kumulativ frekvensfordeling (langs normalfordelingsskala) av artsindeksverdier blant 143 stasjoner i fjorder med varierende forurensningsgrad. Verdiene lå mellom 3 og 9. Medianen var 6,75. S = Standardavvik.

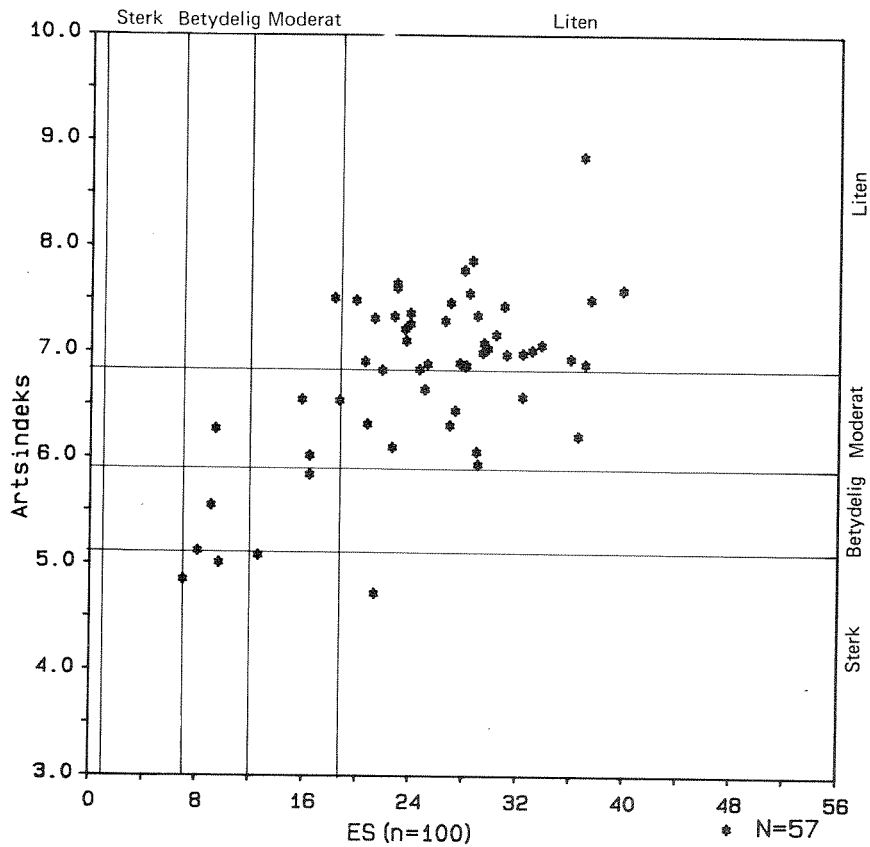


Fig. 7. Tilstanden i bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved samfunnets artsmangfold og artsindeks. Figuren viser plott for 57 stasjoner i et diagram for klassifisering av påvirkningsgrad. Det store rektangelet oppe til høyre representerer normalt tilstand uten forurensningspåvirkninger. Det framgår at lave verdier av artsmangfold og lave verdier av artsindeks opptrer sammen. Ved høyere artsmangfold er ikke sammenhengen like god. På enkelte av stasjonene med normalt artsmangfold viste artsindeksen nedsatt verdi.

Som et eksempel er artsindeksen brukt for å klassifisere lokaliteter i Oslofjorden (Fig. 8), basert på artslistene fra Mirza (1980). Stasjonene var ikke med blant dem som artsindeksen ble utledet fra. Artsindeksverdiene er derfor uavhengige av stasjonenes artsmangfold.

For sammenligning vises Gray's (1979) klassifisering av forurensningsgraden i Oslofjorden basert på log-normalplotting (Fig. 9). De to metodene viste god overensstemmelse, men artsindeksen ga en bedre oppløsning mellom sørlige del av Vestfjorden og Drøbaksundet.

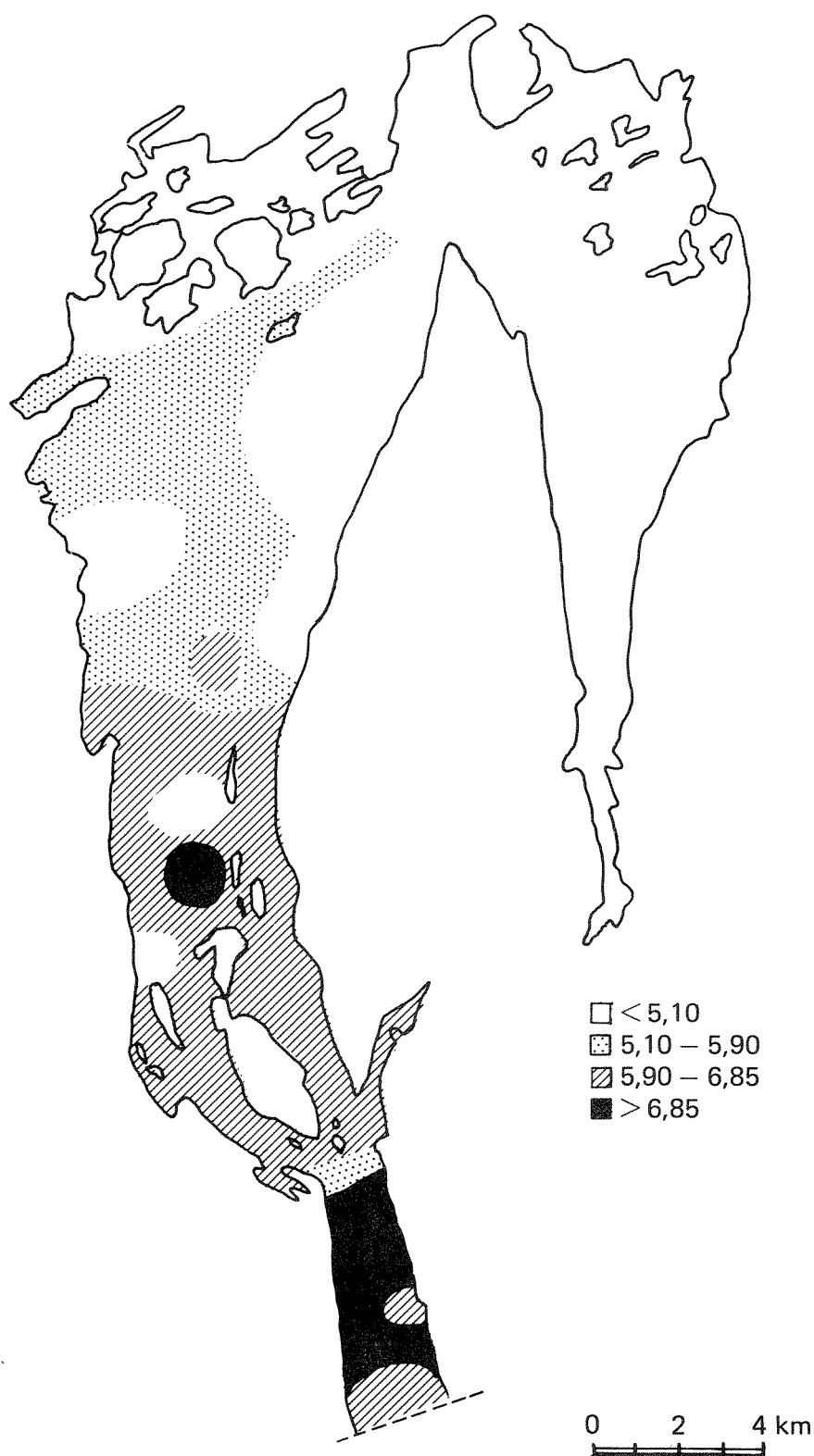


Fig. 8. Klassifisering av faunaens tilstand i Oslofjorden ved hjelp av artsindeksen viser en konsistent gradient fra sterk påvirkning i store deler av indre fjord, betydelig i nordlige del av Vestfjorden, moderat i sørlige del, og liten eller ingen påvirkning sør for Drøbakterskelen.

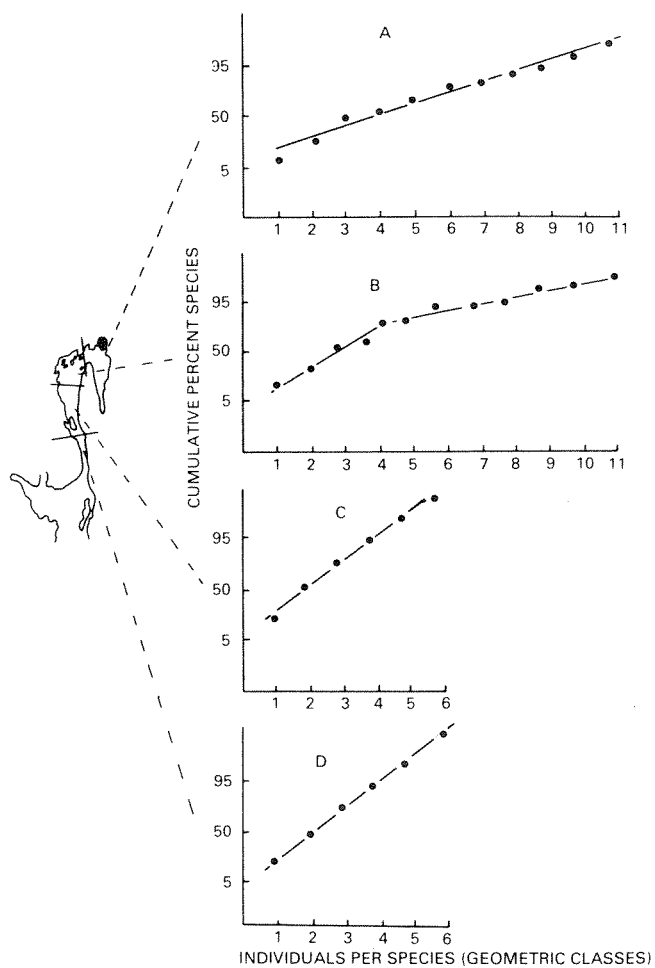


Fig. 9. Forurensningsgradient i Oslofjorden illustrert ved log-normalplott av individantall pr. art mot kumulativ prosent av artene. A - forurensset; B - begynnende forurensningspåvirkning; C - ikke forurensset; D - ikke forurensset. (Fra Gray 1979)

KOMBINERING AV ARTSMANGFOLD OG ARTSINDEKS TIL EN TILSTANDSINDEKS

Ved å kombinere artsmangfold og artsindeks kan påvirkningsgraden eller tilstanden uttrykkes ved ett tall, som vi kaller tilstandsindeks (TI). Dette kan være fordelaktig i tilfeller da det er behov for enklest mulige utsagn. Et eksempel er rangering av et stort antall lokaliteter i en egnethetsvurdering for plassering av fiskeoppdrettsanlegg på Sørlandet (Wikander 1986).

Nedre grense for normalverdiene for artsmangfold (ES) og artsindeks (AI) ble ovenfor fastslått til henholdsvis 18,5 og 6,85. Ved å dividere observerte verdier med disse tallene, framkommer koeffisienter som angir størrelsen av avviket. Koeffisient 1,0 angir grenseverdi mellom upåvirket og påvirket. Hvis vi ønsker at også tilstandsindeksen skal få verdien 1,0, blir formelen:

$$TI = \left(\frac{ES}{18,5} + \frac{AI}{6,85} \right) 0,5$$

Vi har da gitt ES og AI lik vekt. ES har et 3 ganger så stort standardavvik som AI, regnet i prosent av medianverdien (jfr. Fig. 5 og 6). Et avvik hos ES er derfor mindre signifikant enn tilsvarende avvik hos AI. Avvik hos ES må derfor gis bare 1/3 vekt. Formelen blir da:

$$TI = \left(\frac{AI}{6,85} + \frac{18,5 + 1/3(ES - 18,5)}{18,5} \right) 0,5$$

eller:

$$TI = 0.073 AI + 0.009 ES + 0.333$$

Ved å sette inn klassifiseringsverdiene for AI og ES i formelen framkommer de korresponderende verdiene for TI:

Påvirkningsgrad	AI	ES	TI
Liten (ikke påvisbar)	>6,85	>18,5	>1,00
Moderat	5,90-6,85	12,0-18,5	0,87-1,00
Betydelig	5,10-5,90	7,0-12,0	0,76-0,87
Sterk	<5,10	<7,0	<0,76

Tilstandsindeksens grenseverdier mellom lite, moderat, betydelig og sterkt påvirket faunasamfunn kan tegnes inn som diagonale linjer i klassifiseringsdiagrammet, hvor også stasjonenes artsmangfold og artsindeksverdier plottes inn (Fig. 10). Stasjonenes status med hensyn til både artsmangfold, artsindeks og tilstandsindeks kan da leses ut direkte.

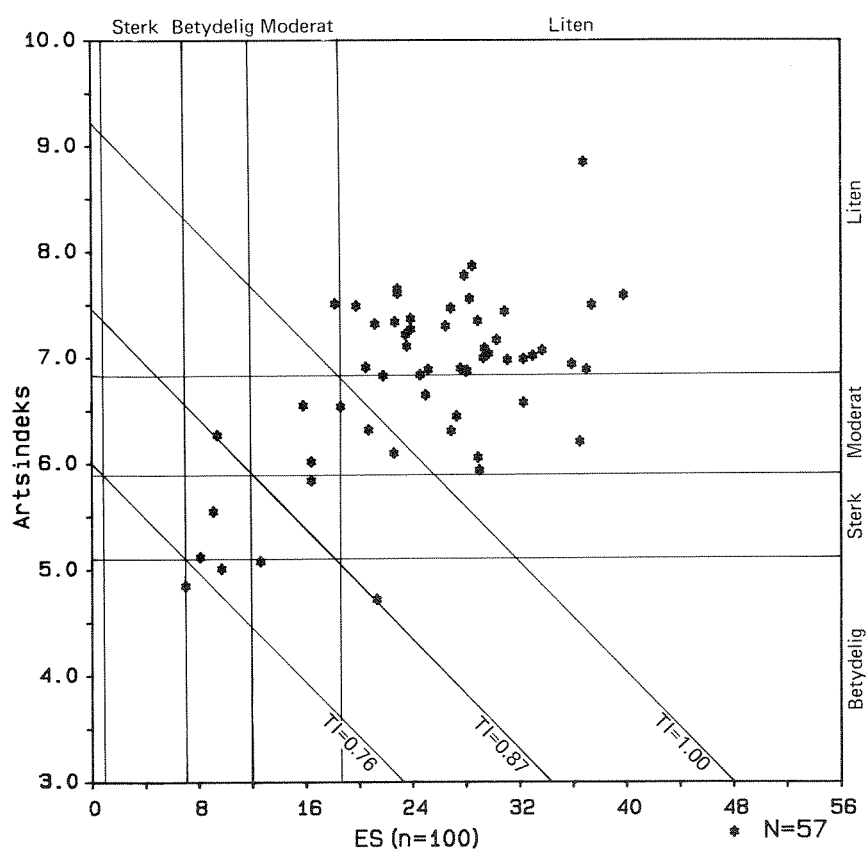


Fig. 10. Graden av forurensningsvirkning på bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved en tilstandsindeks (TI) som kombinerer artsmangfold og artsindeks. På diagrammet er verdier for TI tegnet inn som diagonale linjer. TI øker fra verdier for sterk påvirkning ($<0,76$) i nedre venstre felt, via verdier for betydelig og moderat i de midtre diagonalfeltene, til verdier for liten påvirkning ($>1,00$) i øvre høyre felt av diagrammet.

HENVISNINGER

- Gray, J.S.(1979). The development of a monitoring program for Norway's coastal marine fauna. *Ambio* 8: 176 -179
- 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
- Hurlbert, S.N.(1971). The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586
- Johannessen, P.J., Stensvold, A.M.(1986). Resipientundersøkelse i Vågsøy kommune. Institutt for marinbiologi, Bergen. 40 s.
- Mirza, F.B.(1980). The fauna of marine benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway. *Cand. scient. thesis, Universitetet i Oslo*, 130 s.
- 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., Lambshead, P.J.D.(1985). Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 24: 75-81
- Rensvik, H. et al.(1983). Vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer

og elver. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80007, 75 s.

- 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.(1984c). Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser i 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT/NIVA, Oslo. Rapport 126/84, 34 s.
- Rygg, B.(1985). Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT/NIVA, Oslo. Rapport 176/85, 60 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 insitutt for vannforskning, Oslo. 80612, 20 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.B.(1985). Bunnfaunaundersøkelser i Tvedestrandsfjorden. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 83046, 33 s.
- Rygg, B. et al.(1986). Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 1. Systemutvikling og forslag til delprosjekter. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 85163, 40 s.
- Sanders, H.L.(1968). Marine benthic diversity: a comparative study. Am. Nat. 102: 243-282
- 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
- Thaulow, H. et al. (1980). Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80007, 156 s.
- Ugland, K.I., Gray, J.S.(1982). Log-normal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos* 39: 171-178
- Wikander, P.B.(1986). Egnethetsundersøkelser for havbruk i Vest Agder fylke. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 85260 (under utarbeidelse)

VEDLEGG 1

Klassifisering av 100 vanlige bløtbunnfaunaarter etter ømfintlighet. Artenes rekkefølge i listen er alfabetisk. Q = antall forekomster blant de 193 undersøkte stasjoner. ES-min = den laveste artsmangfoldverdi blant de stasjoner hvor arten ble funnet. (Fra Rygg 1986)

	Q	ES- min
ABRA ALBA (W.WOOD 1802)	27	2.8
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	73	8.5
AMPHARETE FINMARCHICA (M.SARS 1864)	11	17.9
AMPHICTEIS GUNNERI (M.SARS 1835)	16	6.1
AMPHILEPIS NORVEGICA LJUNGMAN	21	12.5
AMPHIURA CHIAJEI FORBES	52	8.5
AMPHIURA FILIFORMIS (O.F.MUELLER)	50	8.5
ANAITIDES GROENLANDICA (OERSTED 1842)	31	2.8
ASYCHIS BICEPS (M.SARS 1861)	17	12.2
BRADA VILLOSA (RATHKE 1843)	18	15.8
BRISASTER FRAGILIS (DUEBEN & KOREN)	12	12.7
BRISSOPSIS LYRIFERA (FORBES)	23	12.3
CALOCARIS MACANDREAE BELL 1846	31	8.8
CAPITELLA CAPITATA (FABRICIUS 1780)	37	2.0
CERATOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867	42	8.7
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	146	3.6
CHEIROCRATUS SPP	10	6.1
CIRRATULUS CIRRATUS (O.F.MUELLER 1776)	18	4.0
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	68	2.0
COSSURA LONGOCIRRATA WEBSTER & BENEDICT 18	52	3.6
CIENODISCUS CRISPATUS (BRUZ.)	26	8.5
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)	72	8.2
DRILONEREIS FILUM (CLAPAREDE 1868)	23	11.5
EDWARDSIA SPP	23	8.4
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	58	11.5
ETEONE FLAVA (FABRICIUS 1780)	10	4.0
ETEONE LONGA (FABRICIUS 1780)	21	3.6
EUCHONE SPP	33	4.7
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	52	8.5
EUMIDA SPP	11	12.7
GATTYANA CIRROSA (PALLAS 1766)	17	2.8
GLYCERA ALBA (O.F.MUELLER 1776)	89	2.8
GLYCERA ROUXII AUDOUIN & MILNE EDWARDS 183	29	14.7
GONIADA MACULATA OERSTED 1843	82	3.6
HARMOTHOE SPP	36	10.3
HARPINIA SPP	25	14.3
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	161	2.8
KELLIELLA MILIARIS (PHILIPPI 1844)	19	13.3
LABIDOPLAX BUSKI (MCINTOSH)	35	8.5
LAONICE CIRRATA (M.SARS 1851)	29	8.5
LEANIRA TETRAGONA (OERSTED 1844)	25	8.0
LEUCON NASICA (KROEYER)	26	8.5

LUMBRINERIS FRAGILIS (O.F.MUELLER 1766)	17	6.1
LUMBRINERIS SCOPA FAUCHALD 1974	16	13.3
MACOMA CALCAREA (GMELIN 1790)	17	5.0
MALDANE SARSI MALMGREN 1865	39	5.0
MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851)	42	9.7
MYRIOCHELE OCVLATA ZAKS 1922	102	4.7
MYSELLA BIDENTATA (MONTAGU 1803)	45	2.8
NEPHTYS CILIATA (O.F.MUELLER 1776)	30	7.6
NEPHTYS PARADOXA MALM 1874	38	8.0
NEREIMYRA PUNCTATA (O.F.MUELLER 1788)	22	5.6
NEREIS SPP	20	1.1
NOTOMASTUS LATERICEUS SARS 1851	26	12.2
NUCULA SULCATA (BRONN 1831)	27	10.4
NUCULOMA TENUIS (MONTAGU 1808)	53	5.0
OPHELINA ACUMINATA OERSTED 1843	16	5.0
OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE CHIAJE 1822)	81	3.0
OPHIURA ALBIDA FORBES	23	10.2
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCINTOSH 1868)	59	8.0
PARAONIS GRACILIS (TAUBER 1879)	50	8.4
PARAONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	33	12.9
PARVICARDIUM MINIMUM (PHILIPPI 1836)	24	8.5
PECTINARIA AURICOMA (O.F.MUELLER 1776)	20	12.5
PECTINARIA KORENI MALMGREN 1865	32	2.8
PERUSA SPP	10	12.9
PHILINE SCABRA (O.F.MUELLER 1776)	32	8.0
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	104	2.8
PHYLO NORVEGICA (M.SARS 1872)	34	11.6
PISTA CRISTATA (O.F.MUELLER 1776)	19	8.8
POLYCIRRUS PLUMOSUS (WOLLEBAEK 1912)	12	14.4
POLYDORA SPP	84	2.0
POLYPHYSIA CRASSA (OERSTED 1843)	56	4.7
PRIAPULUS CAUDATUS LAMARCK 1816	12	4.7
PRIONOSPIO CIRRIFFERA WIREN 1883	93	8.4
PRIONOSPIO MALMGRENI CLAPAREDE 1868	59	2.8
RHODINE GRACILIOR TAUBER 1879	14	14.2
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	31	10.2
SABELLIDES OCTOCIRRATA (M.SARS 1835)	11	13.3
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)	20	10.2
SCALIBREGMA INFLATUM RATHKE 1843	65	4.7
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELLER 1776)	37	5.3
SOSANE GRACILIS (MALMGREN 1865)	44	4.7
SOSANE SULCATA MALMGREN 1865	18	10.2
SPHAERODORUM FLAVUM OERSTED 1843	14	4.7
SPIOCHAETOPTERUS TYPICUS M.SARS 1856	18	5.0
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	79	8.0

STREBLOSOMA BAIRDI (MALMGREN 1865)	15	12.5
SYNELMIS KLATTI (FRIEDRICH 1950)	29	9.0
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835	63	8.5
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)	42	4.7
THYASIRA EQUALIS (VERRILL & BUSH)	40	8.0
THYASIRA FLEXUOSA/SARSI	89	5.0
TRICHOBRANCHUS GLACIALIS MALMGREN 1865	11	13.7
TROCOCHAETA MULTISETOSA (OERSTED 1843)	26	4.4
TUBIFICOIDES SPP	24	1.1
TYPOSYLLIS CORNUTA (RATHKE 1843)	22	8.8
WESTWOODILLA CAECULA (SP.BATE)	22	12.2
YOLDIELLA FRATERNA VERRILL & BUSH	10	14.0
YOLDIELLA LUCIDA (LOVEN 1846)	18	12.9

VEDLEGG 2

Eksempel på bruk av kriteriesystemet for bløtbunnfauna: Tromsøsund - Nordbotn

Tromsøsund - Nordbotn

I 1983 ble det gjennomført en basisundersøkelse i Tromsøsund og Nordbotn i Troms under det statlige programmet for forurensningsovervåking. Resultatene er presentert i rapporten:

Oug, E., Lein, T.E., Holte, B., Ormerod, K., Næs, K. (1985).
 Basisundersøkelse i Tromsøsund og Nordbotn 1983.
 Bløtbunnsundersøkelser, fjæreundersøkelser, bakteriologi.
 Sammendragsrapport. Statlig program for
 forurensningsovervåking. SFT/NIVA, Oslo. Rapport 173a/84, 41 s.

Bløtbunnfaunastasjonenes plassering er vist i Fig. I. Klassifisering etter artsindeks er vist i Fig. I. Klassifisering etter artsmangfold er vist i Fig. II-III. Fig. IV viser plot av stasjonenes artsindeks og artsmangfold i klassifiseringsdiagrammet som også viser hvordan stasjonene ligger an i forhold til tilstandsindexen.

Rangeringen av stasjonene ved hjelp av artsmangfold og artsindeks stemte stort sett godt overens. Artsindeksen var noe mer følsom (Fig. IV) og hadde en noe bedre oppløsningsevne (Fig. I).

Minst forurensningspåvirkning var det i de sentrale, dype delene av Tromsøsundet. Nærmere land på grunne dyp syntes alle stasjonene å være utsatt for visse miljøforstyrrelser. Årsaken til dette er ikke klar, men det kan skyldes at grunnområdene generelt er ustabile og heterogene på grunn av strøm, lokale bakevjer med stor sedimentering, forsenkninger i bunnen hvor råtnende planterester hoper seg opp, osv.

Stasjon T2 var sterkt forurenset av utslipp. Sedimentet var svart og luktet av hydrogensulfid. Organisk innhold var høyt. Faunaen var artsfattig. Børstemarken Capitella capitata, som over hele verden opptrer ved sterk organisk forurensning, fantes i enorme antall. Stasjon T12 hadde også bløtt, råttent sediment. Faunaen var svært arts- og individfattig. Her var det imidlertid mer tale om et naturlig forekommende ekstremt forråtnelsesmiljø. Trolig er slike lokale forråtnelsesmiljøer ikke uvanlige på grunt vann.

De andre grunne stasjonene nær byen hadde et visst lokalt særpreg som trolig var en svak effekt av forurensning. Ved den grunne stasjonen R3 ble det påvist flekker med råttent bunn som vekslet med frisk bunn og sandpartier over få meters avstand. I dypbassenget i Nordbotn (N2, N3) er det begrenset utskiftning av dypvannet i sommerhalvåret, og mye av oksygenet blir da forbrukt. Nedsatt oksygeninnhold kan således være

forklaringen på at faunaen var tydelig påvirket der.

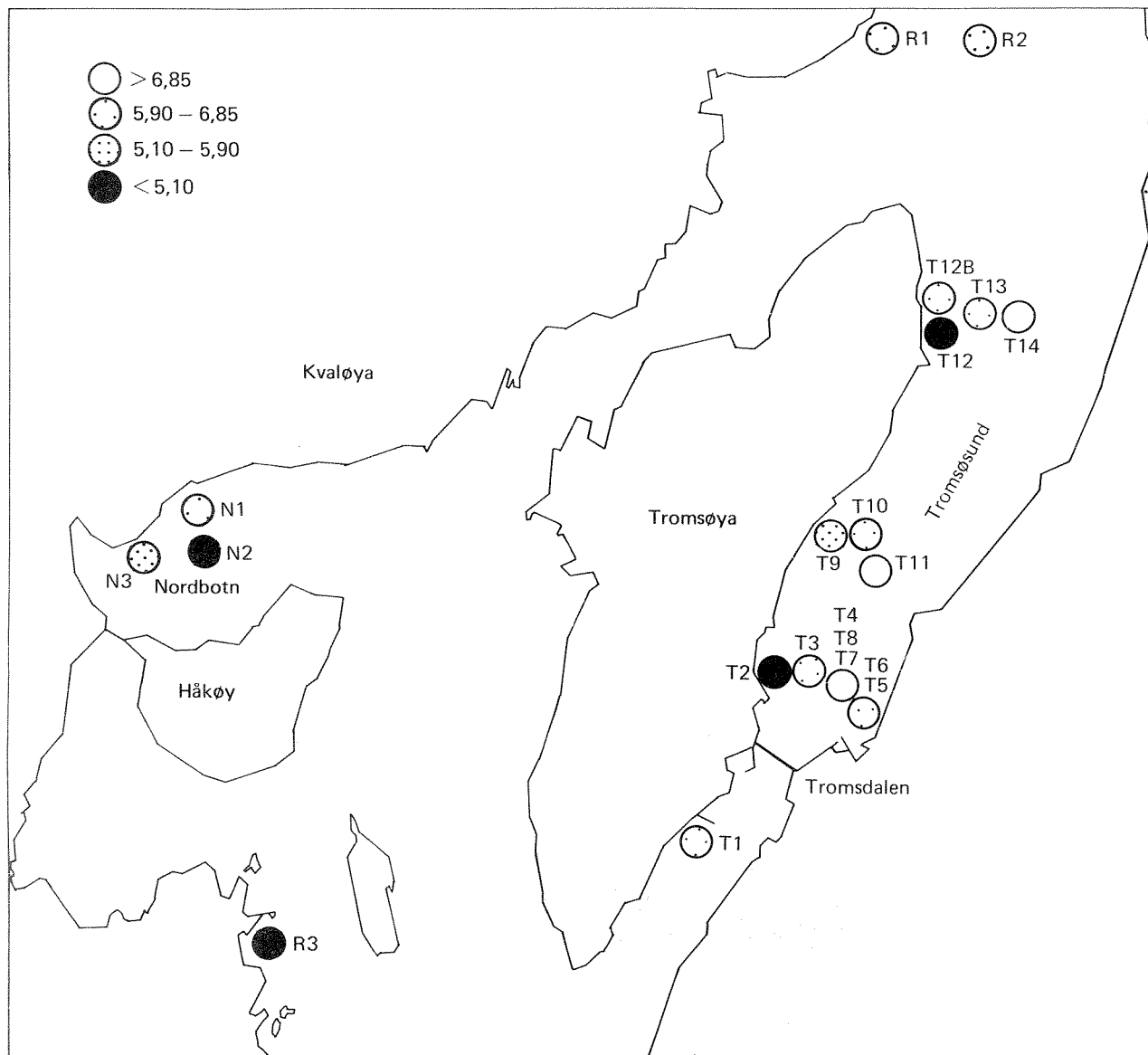


Fig. I. Klassifisering av faunaen i Tromsøsfundet - Nordbotn ved hjelp av artsindeksen. <5,10 - sterk påvirkning; 5,10-5,90 - betydelig; 5,90-6,85 - moderat; >6,85 - liten eller ingen påvirkning.

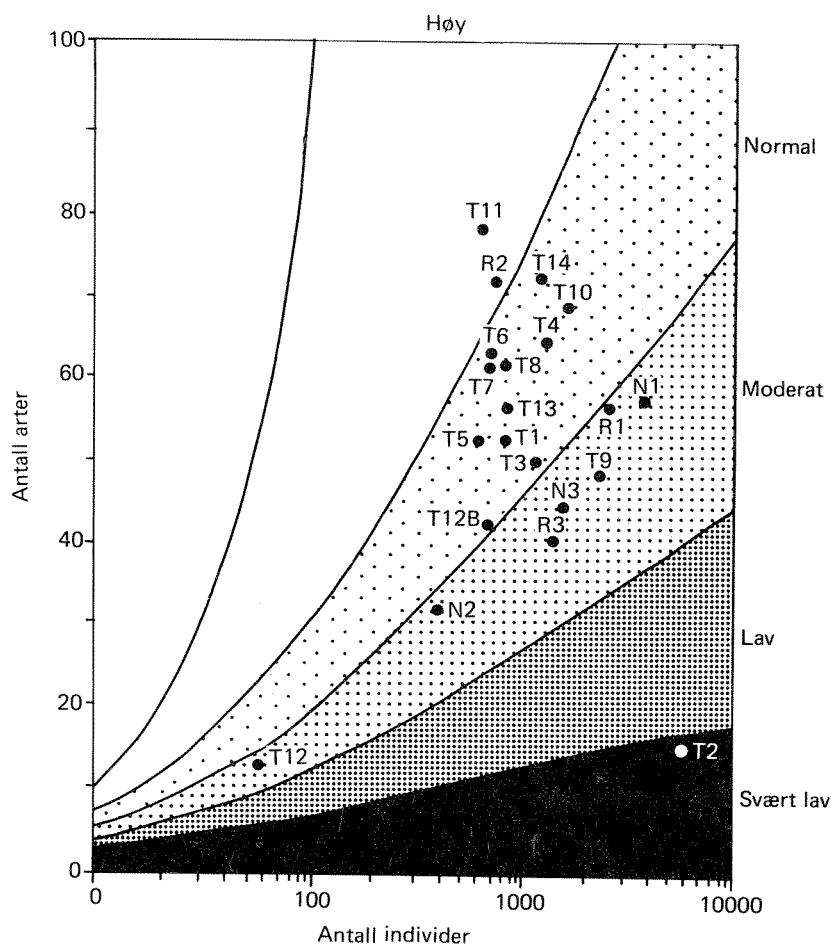


Fig. II. Plott av artsantall mot individantall for stasjonene i Tromsø - Nordbotn i et generelt klassifiseringssystem for artsmangfold.

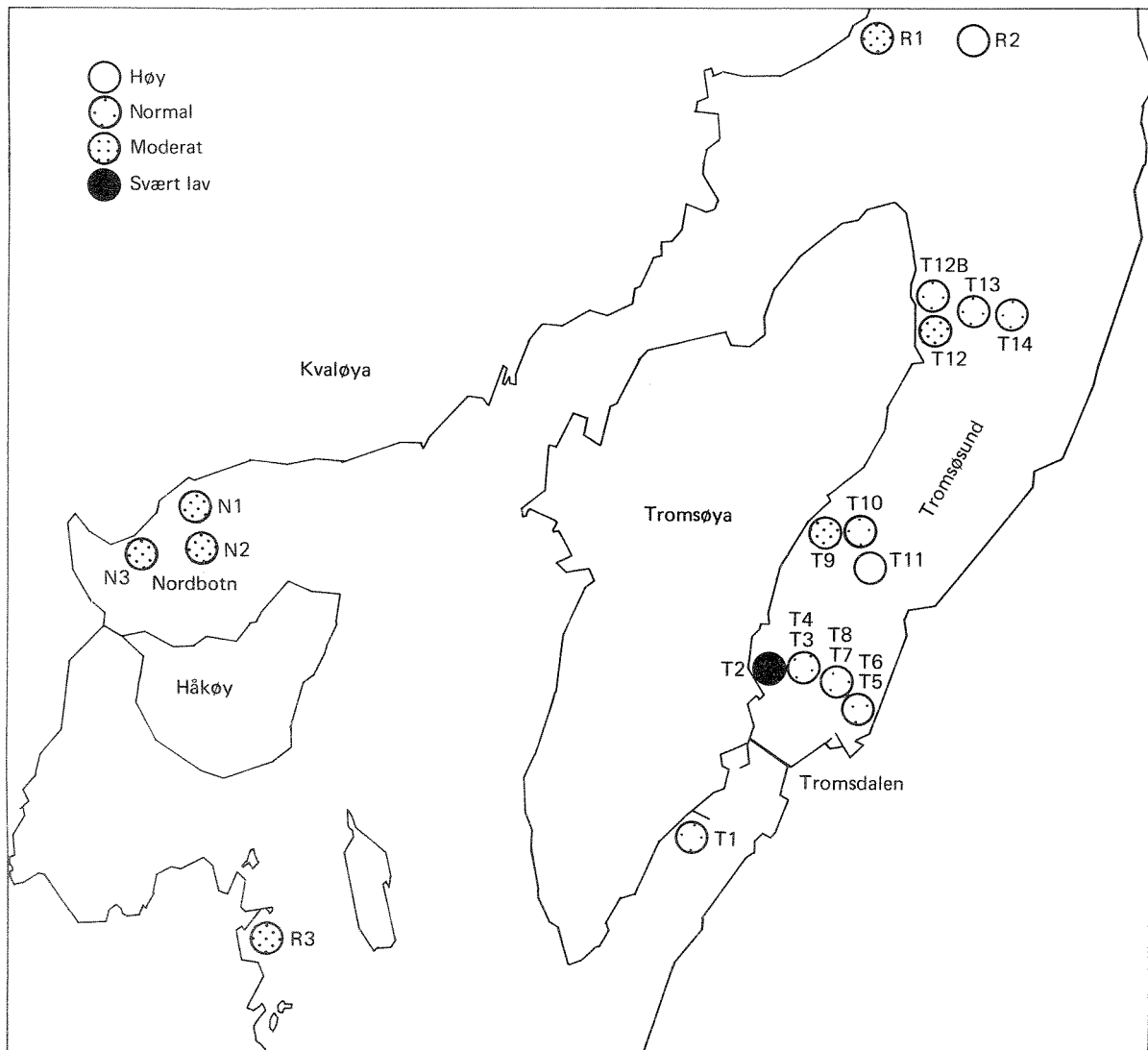


Fig. III. Klassifisering av faunaen i Tromsøysund - Nordbotn ved hjelp av artsmangfold (jfr. Fig. II).

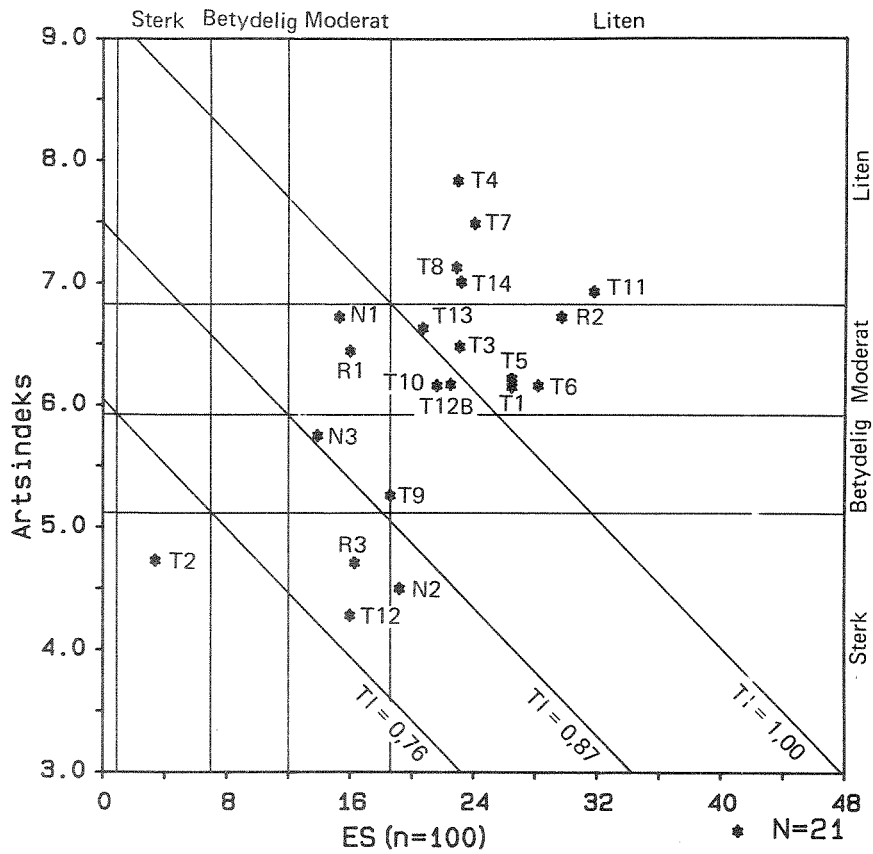


Fig. IV. Plott av artsindeks og artsmangfold (ES(n=100)) for stasjonene i Tromsø - Nordbotn. På diagrammet er verdier for tilstandsindeks (TI) tegnet inn som diagonale linjer.