

Forslag til indeks for vurdering av kongekrabbens påvirkning på bunndyrsamfunn



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Forslag til indeks for vurdering av kongekrabbens påvirkning på bunndyrsamfunn	Løpenummer 7752-2022	Dato 26.04.2022
Forfatter(e) Eivind Oug Gunhild Borgersen	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Troms og Finnmark	Sider 52 + vedlegg
Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet		Oppdragsreferanse Ingrid Handå Bysveen
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport M-2259 I 2022		Utgitt av NIVA Prosjektnummer 190051

Sammendrag

Bestanden av kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) har vokst raskt siden den først ble registrert i Varangerfjorden i 1977, og er nå en etablert art i Norge. Kongekrabben kan ha stor påvirkning på bløtbunnsfauna, men systemet som i dag benyttes til å vurdere miljøpåvirkning og tilstand i norske kystområder synes ikke å fange opp effekter på bunnøkosystemer som forårsakes av kongekrabben. I denne rapporten utredes derfor et spekter av både strukturelle og funksjonelle endringer som kongekrabben kan forårsake i bunnfaunasamfunn, og det foreslås en sammensatt indeks som klassifiserer stasjonene som påvirket eller ikke påvirket. Indeksen er utarbeidet på grunnlag av faunadata fra 56 stasjoner i Troms og Finnmark, fra områder med og uten kongekrabbe. En indeks bestående av tre eller fem komponenter gir tilfredsstillende resultat ved utprøving, men fem er trolig mest robust.

Fire emneord	Four keywords
1. Kongekrabbe (<i>Paralithodes camtschaticus</i>)	1. Red king crab (<i>Paralithodes camtschaticus</i>)
2. Bløtbunnsfauna	2. Soft sediment fauna
3. Økosystemfunksjon	3. Ecological functioning
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Gunhild Borgersen
Prosjektleder

Paul Ragnar Berg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7486-8
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Forslag til indeks for vurdering av kongekrabbens
påvirkning på bunndyrsamfunn

Forord

Miljødirektoratet har engasjert NIVA for å vurdere effekten av kongekrabben på bunnfaunasammensetning, økologiske funksjoner og sedimentkvalitet. Hovedmålet med prosjektet har vært å utvikle kriterier eller indekser i form av objektive effektmål for kongekrabbens beiting eller annen krabbeaktivitet. Prosjektet ble gjennomført i to trinn: Trinn 1 omfattet litteratursøk og innhenting av data for å utrede om det var grunnlag for å utvikle en indeks for vurdering av kongekrabben påvirkning på bunndyrsamfunn. Trinn 2 omfattet systematisering av data, analyser og utvikling av indeksen og terskelverdier for påvirkning.

Kontaktperson hos Miljødirektoratet har vært Ingrid Handå Bysveen (avtalenummer: 19047009). Vi takker for et interessant oppdrag og for tålmodigheten som har vært utvist gjennom prosjektperioden.

Oslo, 26.04.2022

Gunhild Borgersen

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn for arbeidet.....	9
1.2	Mål.....	10
1.3	Avgrensninger.....	10
2	Bløtbunnsamfunn og elementer i utviklingsarbeidet	12
2.1	Indekser for tilstandsvurdering.....	12
2.2	Bløtbunnsamfunn og funksjoner i utviklingsarbeidet.....	12
3	Metode	15
3.1	Rammer for utredningsarbeidet.....	15
3.2	Datagrunnlag.....	15
3.2.1	Forekomst og mengde av kongekrabben.....	15
3.2.2	Data for bløtbunnsfauna.....	17
3.2.3	Forbehandling av bunnfaunadata.....	18
3.2.4	Data for biomasse og funksjonelle egenskaper.....	19
3.2.5	Transformering av data.....	19
3.3	Funksjoner – beregning av bioturbasjonspotensiale og sedimenttransport.....	19
3.3.1	Bioturbasjonspotensiale.....	19
3.3.2	Sedimenttransport.....	20
4	Analyser og resultater	21
4.1	Datamateriale og avgrensninger.....	21
4.2	Artsrikhet og individtetthet.....	22
4.3	Store og lite mobile arter.....	24
4.4	Tettheter, størrelse og biomasse.....	27
4.4.1	Forekomst og tetthet for arter.....	27
4.4.2	Størrelsessammensetning.....	29
4.4.3	Biomasse.....	30
4.5	Sedimentomrøring.....	32
4.5.1	Bioturbasjonspotensiale.....	32
4.5.2	Sedimenttransport.....	33
5	Indeks for tilstand	36
5.1	Grunnlaget for en indeks.....	36
5.2	Utvikling av indeksen.....	39
5.2.1	Utprøving av elementer i en indeks.....	39
5.2.2	Forslag til indeks.....	42
6	Sammenligning med bløtbunnsindeksene	45
7	Diskusjon/konklusjon	47
7.1	Utredningsarbeidet og forslagene til indeks.....	47
7.2	Veien videre.....	49
8	Referanser	51

Sammendrag

Kongekrabben (*Paralithodes camtschaticus*) har sin naturlige utbredelse i Stillehavet. Arten ble første gang registrert i Norge i Varanger i 1977, og bestanden har etter dette vokst raskt og er nå en etablert art i Norge. Kongekrabben kan ha en stor påvirkning på bunnfauna og økosystemet på bløtbunn, men det er usikkert om systemet som i dag benyttes til å vurdere miljøpåvirkninger og tilstand i norske kystområder fanger opp effekter på bunnøkosystemer forårsaket av kongekrabben.

Kongekrabben er en fremmed art, og som fremmed art skal dens effekt på miljøtilstand etter vannforskriften vurderes. Faglige undersøkelser har påvist endringer i artssammensetning og produksjonsforhold og indikert endringer i økosystemfunksjoner i de krabbeinvaderte områdene. I denne rapporten utredes et spekter av både strukturelle og funksjonelle samfunnelementer som påvirkes av kongekrabben med mål om å utvikle kriterier eller indekser til karakterisering av effektene krabben har på bunnøkosystemene. Kriterier og indekser skal kunne benyttes ved enkeltstående undersøkelser for vurdering av tilstand i vannforekomster og ha overføringsverdi til større geografiske områder.

Utredningen har vært gjennomført på basis av et utvalg på 56 bunnfaunastasjoner fra Finnmark og Troms som spenner fra områder med svært høy tetthet av krabber til områder med lav tetthet eller ingen krabber. Til hver stasjon ble det beregnet et måltall for krabbetetthet som har vært benyttet til å beskrive relasjoner mellom samfunnelementer og graden av effekt krabben forventes å ha. Samfunnelementer som ble utprøvd omfattet ulike mål for abundanser (individtetthet) for hovedgrupper og arter, abundanser og forekomster av store arter, biomasse for hovedgrupper og arter og måltall for økosystemfunksjoner med vekt på sedimentomrøring. Mange av de undersøkte samfunnelementene viste klare generelle relasjoner fra høy krabbetetthet til ingen krabber, men det var mye variasjon mellom stasjoner og ingen enkeltforhold kunne relateres presist til tetthet av krabbe. Dette kan tilskrives variasjoner i naturforhold på stasjonene (f.eks. bunnsedimenter, dyp, naturlige tilførsler av organisk materiale), og også mulige påvirkningsfaktorer som ikke er registrert. For stasjonene i invaderte områder i Finnmark er det dessuten knyttet en grad av usikkerhet til måltallet for krabbetetthet.

På bakgrunn av variasjonen som fremkommer i analysene har utredningen tatt sikte på å utarbeide en sammensatt indeks som klassifiserer stasjonene som påvirket eller ikke påvirket (0/1). Denne settes sammen av komponenter som vurderes hver for seg (påvirket/ikke påvirket) og hvor sluttverdien fastsettes på basis av resultatet for et flertall av komponentene (2 av 3, 3 av 4, 3 av 5, 4 av 6). Ved dette tas det høyde for variasjon og usikkerheter. En sammensatt indeks vil kunne ha god styrke når den består av komponenter som er minst mulig korrelerte og har uavhengige responser.

Ved utprøving av samfunnelementene ble disse vurdert etter i hvilke grad de klassifiserte stasjonene riktig med hensyn til ikke påvirket/påvirket med stasjonene inndelt i en gruppe for ingen krabber og lav krabbetetthet og en gruppe for høy krabbetetthet. De samfunnelementene som hadde flest riktige klassifiseringer omfattet abundanser for hovedgrupper av arter og enkelte arter, dominans av børstemarken *Galathowenia oculata*, biomasse for enkelte arter og forekomst av store og lite mobile arter. Samfunnelementer for sedimentomrøring ga dårligere resultater (flere feilklassifiseringer), men flere av disse elementene hadde vesentlig forbedret respons når stasjoner med svært sandholdige sedimenter ikke ble inkludert. Noen av elementene ble forbedret når artsmengde ble representert med biomasse i stedet for abundanser, men i de fleste tilfeller var endringene for små til å berettigg bruk av biomassedata. Bruk av vektgrupper basert på eksterne data kan være et mindre arbeidskrevende alternativ for biomasse.

Målet med en sammensatt indeks er å oppnå flere riktig klassifiserte stasjoner enn hva som er tilfelle for hver av de enkelte komponentene. Ved denne utprøvingen ble forslag til indekser med fra tre til seks komponenter utprøvd. De samfunnselementene som hadde gitt flest riktige stasjonsklassifiseringer ble fortrinnsvis valgt inn som komponenter. Det ble ikke funnet noen kombinasjoner av elementer som klassifiserte alle stasjoner riktig.

Av forslagene til tre komponenter i en indeks var en kombinasjon basert på forekomster og abundanser best. Dette forslaget er attraktivt fordi det er enkelt å beregne, men en ulempe er at elementene bare representerer struktur i organismsamfunnet og at det er en viss grad av avhengighet mellom dem. Omtrent like godt var et forslag med fem komponenter som inkluderer biomasse for enkelte arter og et mål for sedimentomrøring. Dette forslaget forventes å være mer robust overfor ulike effekter på bunndyrsamfunnene og gir trolig større sikkerhet for riktig klassifisering, men er mer arbeidskrevende å benytte. Forslag med fire eller seks komponenter hadde noe dårligere resultater, men det kan til dels skyldes at ved denne sammensetningen blir kravene til riktig klassifisering noe strengere enn ved tre eller fem komponenter.

Basert på foreliggende datamateriale blir alle stasjoner med høy tetthet av krabbe klassifisert riktig ved de to beste forslagene når en stasjon som mest sannsynlig har for høyt estimert krabbetetthet holdes utenfor. Samtidig blir en av 8-9 stasjoner uten krabber eller med lav krabbetetthet klassifisert feil. Hvis indeksen bare benyttes for finkornede sedimenter, blir andelen feilklassifiserte lavere. Feilklassifiserte stasjoner uten krabber kan skyldes spesielle naturforhold eller andre faktorer (fysiske forstyrrelser) som gir lignende effekter på bunnfauna som påvirkning fra kongekrabben. Hvor godt indeksene vil kunne fungere i praksis, gjenstår å prøve ut på datamateriale som ikke har vært benyttet i utviklingsarbeidet.

Summary

Title: Proposed index for assessing the king crab's impact on benthic communities

Year: 2022

Author(s): Eivind Oug, Gunhild Borgersen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7486-8

The red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) is a non-indigenous species in Norway. The species has its natural distribution in the north Pacific Ocean. It was first reported from the Varanger area in north east Norway in 1977, and the stock has since increased rapidly. The red king crab is now an established species in Norway. The crab may have a major influence on seabed fauna and soft bottom ecosystems, but the monitoring systems presently in use in Norway for environmental quality assessments do not seem to catch the effects from the crab. This is in contrast to scientific studies that have documented changes in faunal composition and production and indicated changes in ecological functioning in invaded areas. Being a non-indigenous species, the effect of the crab for environmental quality status should be evaluated according to Norwegian statutory environmental regulations. In this report a variety of structural and functional species community elements influenced by the red king crab are evaluated aimed at developing criteria or indices to characterize the effects on the seabed ecosystems. Criteria and indices should be suited for use in one-time or repeated environmental assessment studies and have relevance for wider geographic areas.

The evaluation has been carried out on data comprising a selection of 56 quantitative macrofauna stations from Troms and Finnmark county. The stations cover a range in crab densities from areas with very high densities to low densities or no crabs. For each station crab density has been estimated ('catch per unit effort') in order to describe relationships between community elements and the potential influence of the crab. Elements that have been evaluated include abundance measurements for main species groups, single species and selection of large species, biomass for main species groups and single species, and metrics of ecological functioning with focus on sediment reworking. Several of the elements showed clear relationships to crab densities, but there was generally very high variation among stations, and no element could be related to crab density with high precision. The high variation among stations is presumably attributable to natural variability, e.g. in sediments, depth and organic matter. For stations in the Finnmark there are also a degree of uncertainty in the estimate of crab density.

Because of the high variation in individual elements, it was considered most relevant to develop a composite index of several elements aimed at classifying stations as influenced or not influenced (0/1). The elements are classified separately (influenced/not influenced) and the index value is then set equal with the result of the majority of the elements (2 of 3; 3 of 4; 3 of 5; etc). Such an index will allow for variations and uncertainties. A composite index will have reasonable strength when the components are mainly uncorrelated and have independent responses.

Each community element was tested with regard to correct classification when stations were divided into one group with no crabs or low crab density and one group with high crab density. The elements that performed best included abundance of major species groups and single species, dominance of the bristle worm *Galatowenia oculata*, biomass for single species, and occurrence of large and little mobile species. Elements of sediment reworking performed less good (more incorrect classification) but showed improved results when stations with coarse sediments were omitted. Some elements performed better for biomass than abundances, but the improvements were not sufficiently high to

warrant measurements of biomass (not performed routinely in Norwegian environmental monitoring).

The intention for using a composite index is to obtain more correctly classified stations than for each individual component. In this evaluation, tests were carried out for indices with three to six components. The community elements that performed best were selected. No combination, however, was able to classify all stations correctly.

For indices with three components a combination of elements representing occurrences and abundances performed best. This index is easily calculated but it is a disadvantage that the elements represent community structure only and may be more or less intercorrelated. An index with five components that included biomass for selected species and a measure of sediment reworking performed about equally well. This index is probably more robust with regard to different effects on the species community but is more demanding to calculate. Indices with four or six elements performed somewhat less well, which could be a consequence of the requirements for correct classification that are a bit stronger than for three or five components.

The two best performing composite indices (three and five components) classified all stations with high crab density correctly, with exception for one station where the crab estimate very likely is incorrect. At the same time, one of 8-9 (10-15%) of stations with low crab density or no crabs were classified wrongly. Incorrect classification for stations with no crabs may be due to other physical disturbances or local environmental conditions that influence the species communities in much the same way as the red king crab. For practical use, it remains to test the performance of the composite indices on species community data that has not been used in the evaluation.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for arbeidet

Kongekrabben (*Paralithodes camtschaticus*, Figur 1) har sin naturlige utbredelse i Stillehavet, men ble satt ut i Murmanskfjorden ved Kolahalvøya på 1960-tallet. Arten ble første gang registrert i Norge i Varanger i 1977, men først i 1992 i større mengder. Bestanden har etter dette vokst raskt, og er nå en etablert art i Norge. Det har vært drevet kommersiell fangst av kongekrabbe siden 2002. Øst for Nordkapp forvaltes kongekrabben med et mål om høstbart overskudd, noe som medfører at bestanden overvåkes og holdes på et relativt høyt nivå samtidig som fiskeri er kvorteregulert. Vest for Nordkapp er det et mål å holde bestanden lav og hindre videre spredning (Sundet og Hoel 2016).

Arten er en høstbar ressurs og økonomisk verdifull, men har også en stor påvirkning på bunnfauna og økosystemet på bløtbunn. Forskning viser at mange vanlig forekommende arter av bunndyr reduseres i områder med mye kongekrabbe (Oug m.fl. 2010, 2011, Falk-Petersen m.fl. 2011, Fuhrmann m.fl. 2015), åpenbart som følge av beiting på aktuelle byttedyr. Dette gjelder særlig lite mobile arter som pigghuder, gravende børstemark og større muslinger. Ved undersøkelser i områder hvor det foreligger eldre faunadata framkommer det også at enkelte arter av små rørbyggende børstemark og små muslinger øker i antall (Oug m.fl. 2010, 2011). I oppfølgende undersøkelser har Oug m.fl. (2018) vist at endringene også berører økologiske funksjoner som sedimentaktivitet og sedimentomrøring. Slike endringer kan forventes å ha betydning for sedimentkvalitet og geokjemiske prosesser i sedimentene slik som omsetning av organisk materiale og frigjøring av næringsstoffer.



Figur 1. Kongekrabben (*Paralithodes camtschaticus*). Foto: Erling Svensen, Ocean Photo, [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Bløtbunnsfauna inngår rutinemessig i miljøovervåking av marint miljø og er et av flere biologiske kvalitetselementer som benyttes til å bestemme økologisk tilstand til vannforekomster i Norge etter vannforskriften. Klassifiseringen av tilstand utføres på basis av et sett med indekser som beskriver artsmangfold og følsomhet for påvirkninger i organismesamfunnet. Indeksene er fortrinnsvis utviklet for å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning, men benyttes også overfor påvirkningsfaktoren sedimentering (Veileder 02:2018). Kongekrabben kan i prinsippet betraktes som en ny påvirkningsfaktor som medfører en fysisk forstyrrelse på organismesammet. Det er til nå ikke fremkommet dokumentasjon for at effektene av kongekrabben fanges opp av indeksene på en slik måte at økologisk tilstand kan graderes etter hvor mye organismesamfunnet er påvirket. Det er påvist endringer (nedgang) i artsrikhet og indekser for artsmangfold ved gjenbesøk på lokaliteter som har vært innsamlet før invasjon av kongekrabben (Oug m.fl. 2011, 2018), men disse endringene ligger innenfor det som er naturlig variasjon mellom ulike lokaliteter. Trolig gjelder noe tilsvarende for indeksene for følsomhet, som er mer rettet mot eutrofi og organisk belastning. Samlet sett kan det derfor synes som om vannforskriftens indekser ikke responderer i vesentlig grad overfor den spesielle fysiske forstyrrelsen kongekrabben medfører på bunnfaunasamfunn.

Myndighetene skal i henhold til vannforskriften vurdere påvirkning og tilstand for alle kystvannforekomster. Kongekrabben er en fremmed art som er vurdert til å utgjøre en svært høy risiko (Artsdatabanken 2018). Det er implisitt i vannforskriften at tilstedeværelsen av en fremmed art kan være en påvirkning på lik linje med andre menneskeskapte påvirkningstyper som eutrofi og organisk belastning (Borgersen m.fl. 2022). Den fremmede artens påvirkning på vannforekomstens tilstand skal derfor vurderes. Per i dag mangler det imidlertid systemer eller kriterier som kan anvendes for vurdering av tilstand i vannforekomster med høy forekomst av kongekrabber.

1.2 Mål

I foreliggende arbeid utredes et spekter av strukturelle og funksjonelle elementer i bunndyrsamfunnet på bløtbunn med sikte på å avklare forhold ved samfunnet som påvirkes av kongekrabben og som gjelder generelt for invaderte områder.

Hovedmålet har vært å utvikle kriterier eller indekser i form av objektive effektmål for kongekrabbens beiting eller annen krabbeaktivitet. Effektmålene skal kunne benyttes ved enkeltstående undersøkelser for vurdering av tilstand i vannforekomster og ha overføringsverdi til større geografiske områder. Det er også ønskelig å kunne skille mellom påvirkning fra kongekrabbe og annen påvirkning i områder med flere påvirkningstyper, f.eks. i fjordområder med oppdrett eller annen organisk belastning og med høy krabbetetthet.

Effektmålene kan bestå av en eller flere kvantifiserbare samfunnselementer som alene eller i kombinasjon kan inkluderes i en indeks eller en funksjon.

1.3 Avgrensninger

Utviklingsarbeidet har blitt begrenset til undersøkelser med kvantitativ redskap på bløtbunn – i praksis prøvetaking med grabb (som prøvetar et bunnareal på 0,1 m²) og kvantitativ opparbeiding av alle bunndyr > 1 mm. I denne studien er det derfor bare brukt data fra ordinære bløtbunnsundersøkelser med en 0,1 m² grabb, som er standard i norske miljøundersøkelser. Hensikten med dette er at en eventuell påvirkning fra kongekrabben skal kunne utledes på bakgrunn av faunasammensetningen uten at informasjon av annen type eller fra andre redskaper må innhentes. Mål for effekt kan derved knyttes opp mot etablerte systemer for vurdering av tilstand, spesielt med hensyn til vannforskriftens indekser for klassifisering av tilstand. Videre kan effektmålet

benyttes ved miljøovervåking av havbruksanlegg (C-undersøkelse) og petroleumsvirksomhet, resipientundersøkelser for kommuner og industri, og ved trend- og basis overvåking for miljømyndigheter.

Kongekrabben beiter i stor grad på bunndyr som lever på bunnoverflaten (epifauna) og kan i enkelte systemer ha større effekter på epifauna enn på dyr som lever nedgravd i sedimentet (infauna). Når epifauna ikke ble tatt i betraktning ved foreliggende utredningsarbeid, var det fordi grabb er et lite egnet redskap for prøvetaking av epifauna, epifauna innsamles sjeldent sammenlignet med infauna, og har et langt svakere datagrunnlag for sammenlignende undersøkelser. Epifauna innsamles fortrinnsvis med bunnskraper, sleder eller trål og registreres i form av kvalitative eller semikvantitative data.

2 Bløtbunnssamfunn og elementer i utviklingsarbeidet

2.1 Indekser for tilstandsvurdering

I tilstandsvurderinger under vannforskriften benyttes indekser for samfunnsstruktur (antall arter, artsmangfold, H'), følsomhet for påvirkninger (AMBI, ISI, NSI) og det beregnes en sammensatt indeks basert på struktur og følsomhet (NQI) for kvalitetselementet bløtbunn (Veileder 02:2018). Disse indeksene vil i varierende grad kunne fange opp endringer ved fysiske forstyrrelser, som for eksempel at enkelte arter og artsgrupper blir redusert eller borte, men fortrinnsvis når det fører til vesentlige endringer også for andre arter. Det kan synes som at indeksene i liten grad fanger opp den fysiske forstyrrelsen som kongekrabbens beiting innebærer. Og indeksene fanger ikke opp endringer i bunndyraktiviteter og økologiske funksjoner som tap av arter og artsgrupper kan medføre. Funksjonelle endringer må påregnes i tilfeller hvor arter og artsgrupper som utfører særlige funksjoner reduseres eller blir borte. Av særlig betydning for bløtbunnssystemer er endringer i bioturbasjon, dvs. aktiviteter som fører til omlagring av bunn sedimentet og vanntransport inn og ut av sedimentene. Ved nedsatt bioturbasjon reduseres oksygentilgangen til dypere sedimentlag som i sin tur fører til dårligere miljøtilstand og lavere kapasitet for omsetning av organisk materiale. Ved foreliggende utviklingsarbeid er det inkludert nyere metoder for kvantifisering av funksjoner i bløtbunnssamfunnet. Analyser av funksjoner tas i økende grad i bruk ved beskrivelser og tilstandsvurderinger i bløtbunnssystemer.

2.2 Bløtbunnssamfunn og funksjoner i utviklingsarbeidet

Elementer som har blitt vurdert i utviklingsarbeidet omfatter:

- Endringer i artsrikhet og artsmangfold for hovedgrupper i bunnfaunaen
- Reduksjon av store og langsomt bevegelige arter
- Reduksjon i størrelse og biomasse
- Redusert sedimentomrøring - bioturbasjonspotensiale
- Endringer i funksjonelle grupper

Artsrikhet, artsmangfold, individtettheter og hovedgrupper i bunnfauna:

I kvantitative undersøkelser av bunnfauna er det vanlig praksis å rapportere antall arter og individtettheter for artene, samt beregne måltall for artsmangfold og individfordeling mellom artene (dominans/jevnheter). Ved undersøkelsene i Varanger (Bøkfjorden) fant Oug m.fl. (2011) at artsrikheten ble redusert og artsmangfoldet målt ved Shannon-Wiener indeksen H' gikk ned fra omkring 4,5 til 3,5 ved gjenbesøk på prøvetakingsstasjoner som var innsamlet før invasjon av kongekrabben. Artsmangfold, og andre strukturmål som artsrikhet, kan imidlertid variere meget mellom organismsamfunn. Det er derfor vanskelig å fastsette grenseverdier for hva som representerer en påvirkning for enkeltundersøkelser hvor det ikke foreligger relevante data for førtilstand. Artsrikhet, artsmangfold og individmengder for arter kan imidlertid reflektere trender som vurdert sammen med andre målelementer vil bidra til å påvise endringer. Ved dette utviklingsarbeidet er artsrikhet, individmengder og artsmangfold (H') vurdert på bakgrunn av et større

datamateriale. Samtidig er det undersøkt om artsinnhold og individmengder i hovedgrupper og individfordeling mellom arter (dominans) endrer seg.

Reduksjon av store og langsomt bevegelige arter:

Undersøkelser av kongekrabbens næringsvalg har vist at en rekke større arter som ikke har mulighet til å flykte blir spist av krabben. Dette gjelder større snegl og muslinger, pigghuder (sjøstjerner, slangestjerner, kråkeboller) og flerbørstemark (Sundet m.fl. 1999, Oug m.fl. 2010, Falk-Petersen m.fl. 2011, Jørgensen og Nilssen 2011). Disse artene som finnes i lav tetthet på bunnen, kan i varierende grad fanges i grabbprøver, men normalt vil det være noen større muslinger til stede (f.eks. *Arctica*, *Ciliatocardium*, *Yoldia*, *Astarte*), noen større slangestjerner (*Opiura albida/sarsi*, *Ophiopholis aculeata*), minst en sjøstjerne (*Ctenodiscus*) og noen større, lite mobile børstemark (*Pectinaria*, *Praxillella*, *Terebellides*). Disse artene må kunne betraktes som følsomme arter for kongekrabben som påvirkningsfaktor og fravær indikerer et tydelig påvirket organismsamfunn. Prøver av epifauna med bunnskraper og trål fra områder med mye kongekrabbe har vist at disse artene kan mangle fullstendig (Oug m.fl. 2011).

Reduksjon i størrelse og biomasse

Undersøkelsene i Varanger har vist at samtidig med at større arter blir redusert, øker mengden av små arter med kort livssyklus (Oug m.fl. 2010, Oug m.fl. 2011). Et parallelt resultat framkommer i Porsangerfjorden hvor undersøkelser har vist at større del av produksjonen i bløtbunnsamfunnet utgjøres av små arter (Fuhrmann m.fl. 2015). Reduksjon i gjennomsnittlig størrelse eller total biomasse i samfunnet vil derfor kunne gi et mål for påvirkning fra kongekrabben.

Redusert sedimentomrøring - bioturbasjonspotensiale

Flere av de store artene i bunndyrsamfunnet bidrar aktivt til bioturbasjon ved å transportere bunnsediment opp eller ned og samtidig drive vannutskiftning til dypere sedimentlag. Når disse artene reduseres eller blir borte og små arter som lever grunt i sedimentene øker, reduseres bioturbasjonen og derved oksygentilførselen til dypere sedimentlag. Fotografier av sjiktning i bunnsediment med SPI har indikert at grensen mellom oksisk og anoksisk tilstand er grunn, og trolig vesentlig grunnere enn normalt, på lokaliteter i Varanger (Skaare m.fl. 2007, Oug m.fl. 2011). Det er imidlertid lite dokumentasjon som faktisk bekrefter slike endringer fra større områder.

Direkte målinger av bioturbasjon er vanskelig. Det foreligger en teoretisk tilnærming ved utvikling av en indeks for bioturbasjon, kalt 'Bioturbation potential' – BPC (Solan m.fl. 2004). Indeksen bygger på data for sedimentaktivitet (mobilitet og sedimenttransport) for artene i et samfunn. Det er også publisert en oversikt over datagrunnlaget med klassifisering i grupper for omkring 1000 vanlig forekommende arter i europeiske farvann (Queiros m.fl. 2013). En indeks kan utvikles på grunnlag av klassifiseringen for artene fra Queiros m.fl. (2013). For arter hvor det ikke foreligger informasjon kan det benyttes data for nærstående arter.

Endringer i funksjonelle grupper

Endringer i samfunnet, spesielt nedgang for større arter som utfører aktiv bioturbasjon og økningen av små arter, gir seg også utslag i sammensetningen av funksjoner i samfunnet. Analyser av datasett fra Varanger har vist at spesielt egenskaper som permanent rør, stor størrelse og suspensjonsspisere går ned mens frittlevende små mobile gravere øker med økende tetthet av kongekrabben (Oug m.fl. 2018). Tilsvarende samfunnsendringer er kjent fra bløtbunnsamfunn som utsettes for andre typer fysiske påvirkninger som bunntåling og miljøgifter. Kanskje kan påvirkning fra fysiske stressende faktorer, som fører til tap av særlige organismegrupper, ha et enhetlig preg som bedre beskrives gjennom funksjonelle analyser enn analyser basert på artsdiversitet. En indeks kan utvikles for funksjoner som generelt avtar og generelt øker ved påvirkningen.

Indikator for fysisk forstyrrelse

For å måle effekter av bunntråling på bunnfauna har en arbeidsgruppe i ICES utviklet en indeks som sammenfatter flere artsegenskaper som påvirkes av bunntråling som faktor (ICES 2018). Indeksen er relevant fordi bunntråling og kongekrabbebeiting er former for fysisk forstyrrelse som forventes å ha noe av den samme effekten på bløtbunnsamfunn. Indeksen omfatter et sett av elementer som uttrykker i hvilken grad arter påvirkes av forstyrrelsen (tar skade eller dør) og et sett som estimerer reetablering av artsbestander etter forstyrrelse. Hver egenskap gis en tallverdi etter grad av påvirkning som summeres sammen til en endelig verdi. ICES-indeksen er attraktiv fordi den er målrettet mot fysisk forstyrrelse, men ble her ikke utredet videre, i hovedsak fordi det ikke foreligger systematisk informasjon om flere av elementene som inngår i indeksen. Innhenting av nødvendig informasjon ville være for omfattende, både for datamaterialet i foreliggende utredning og for eventuelle fremtidige datasett som indeksen skal beregnes på grunnlag av.

Hovedprinsippet i indeksen, som innebærer en samlet vurdering over flere elementer som fastsettes hver for seg, er imidlertid parallelt med hva som gjøres i dette utredningsarbeidet. Kanskje er fysiske forstyrrelser en type påvirkningsfaktorer som best kan vurderes ved sammensatte mål for samfunnsstruktur og økologiske funksjoner. Foreliggende utredning vil kunne kaste litt lys over slike problemstillinger.

3 Metode

3.1 Rammer for utredningsarbeidet

Som grunnlag for å gjennomføre utprøving av elementene har det vært nødvendig å bygge opp et testdatasett over bunnfauna fra områder med høye og lave bestander av kongekrabbe og områder uten kongekrabbe. Datamaterialet fra områder uten kongekrabbe omfatter Troms og enkelte områder i Vest-Finnmark for å være mest mulig representativt for områder med kongekrabbe i Øst-Finnmark.

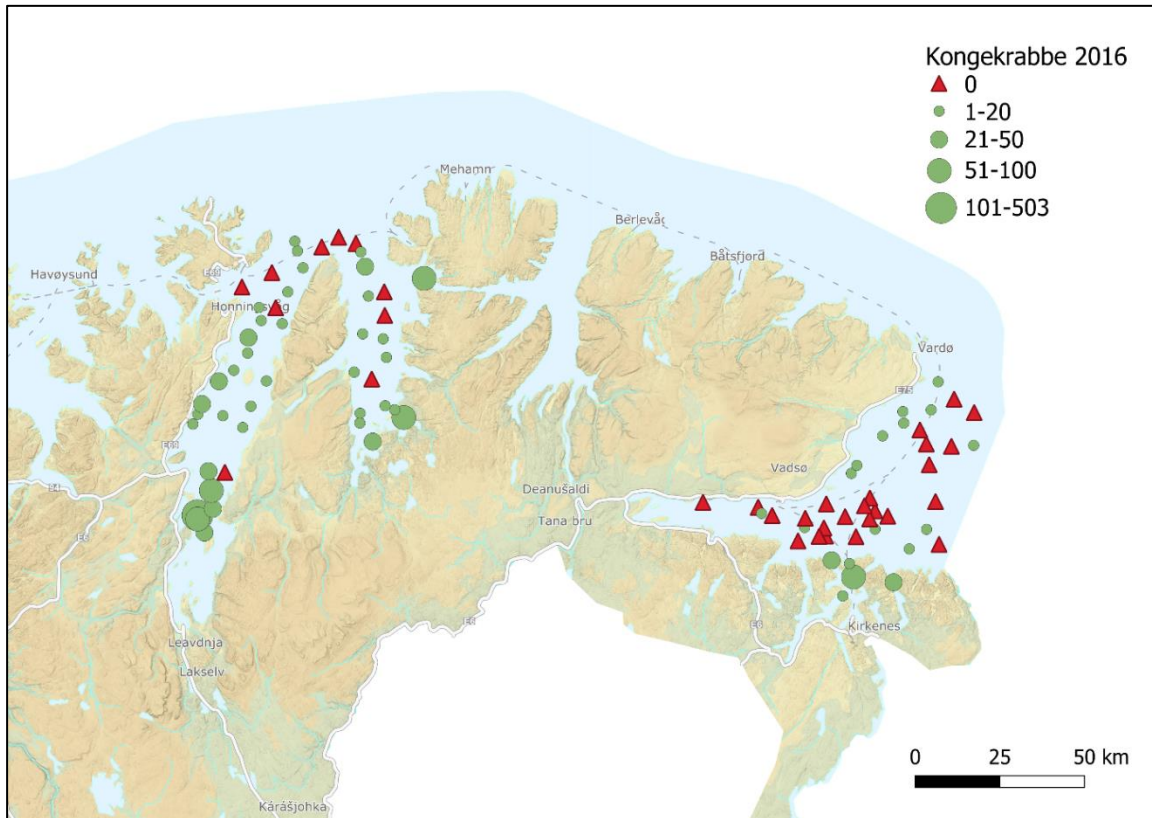
For områder med kongekrabbe har det vært påkrevd å fastsette et måltall for krabbens effekt. Måltallet tar utgangspunkt i hvor mye krabbe som har vært til stede omkring tidspunkt for prøvetakingen av bløtbunn og er beregnet på basis av foreliggende overvåkingsdata for bestanden av kongekrabbe.

3.2 Datagrunnlag

3.2.1 Forekomst og mengde av kongekrabben

Data for utbredelse og mengde av kongekrabbe i Finnmark er hentet fra Havforskningsinstituttets dataserie for 1994-2016 (Hjelseth 2017). Dataene angir antall kongekrabber som er fanget per tråltrekk med Agassis trål i 30 min (Sundet og Berenboim 2008). På 1990-tallet ble det i hovedsak gjennomført kongekrabbeundersøkelser i Varangerfjorden og etter hvert også i Tanafjorden. Etersom krabben trakk seg stadig vestover, ble undersøkelsesområdet utvidet til å omfatte Laksefjorden fra 2002 og Porsangerfjorden fra 2005. Figur 2 viser utbredelsen av kongekrabben i Porsangerfjorden, Laksefjorden og Varangerfjorden i Finnmark i 2016 på grunnlag av dataserien fra Havforskningsinstituttet.

Som estimat for «krabbetetthet» ble det beregnet gjennomsnittlig antall krabber fanget per tråltrekk for hvert år for hver fjord. For de større fjordene som Bøkfjorden, Varangerfjorden, Laksefjorden, Tanafjorden og Porsangerfjorden ble krabbetettheten beregnet for mindre områder, som «indre fjord», «midtre fjord» og «ytre fjord» (Figur 3). Antall krabber per standardisert tråltrekk er et relativt mål på bestanden, såkalt 'catch per unit effort' (cpu) som brukes for å følge utvikling i en bestand over tid eller mellom områder.



Figur 2. Kart som viser utbredelse av kongekrabbe i Finnmark i 2016, laget på grunnlag av dataserie fra Havforskningsinstituttet (Hjelseth 2017).



Figur 3. Kart som viser hvilke fjorder det ble beregnet krabbetettheter for. For de større fjordene ble krabbetettheten beregnet for mindre områder, som «indre fjord», «midtre fjord» og «ytre fjord».

3.2.2 Data for bløtbunnsfauna

Data for bløtbunnsfauna ble hentet fra INDEKSREV-databasen som ble opprettet i forbindelse med revisjon av bløtbunnsartenes sensitivitetsverdier i 2018 (Borgersen m.fl. 2019). Databasen inneholder alle NIVAs bløtbunnsdata, data fra Akvaplan-niva, samt data eksportert fra Vannmiljø i 2018 (fra en rekke kilder). Stasjoner i Øst-Finnmark ble valgt ut på grunnlag av følgende kriterier:

- Geografisk plassering i en av fjordene/fjordområdene hvor det har vært gjennomført krabbetelling
- Krabbetelling må ha vært gjennomført samme år som prøvetaking av bløtbunnsfauna, eller året før.

Noen stasjoner er prøvetatt i områder hvor det ikke er foretatt krabbetelling. Dersom det har foreligget kunnskap om at krabbens utbredelse ennå ikke hadde nådd det aktuelle området på tidspunkt for prøvetaking, har krabbetetthet blitt satt til 0 på grunnlag av ekspertskjønn.

I utvalget inngår stasjoner fra Bøkfjorden i syd-Varanger. Deler av fjorden er påvirket av utslipp fra gruvevirksomheten i Kirkenes, men alle valgte stasjoner er lokalisert i områder hvor det ikke er påvist effekter av gruveavgang eller kjemikalier (Skei m.fl. 1995, Skaare m.fl. 2007, Berge m.fl. 2012).

I tillegg ble det valgt ut referansestasjoner i Troms. Stasjonene ble valgt ut på grunnlag av følgende kriterier:

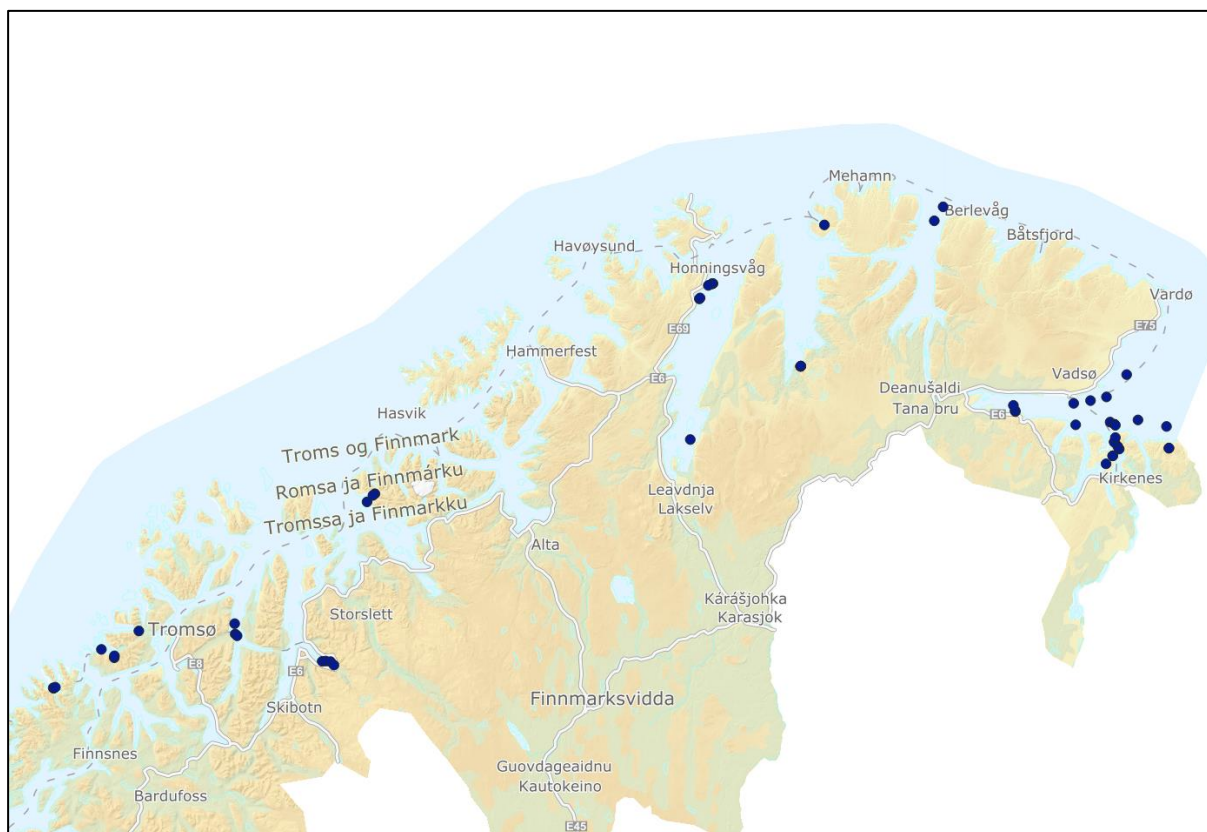
- Dyp mellom 50 og 200 m
- Definert som referansestasjoner i iht. kriteriene i Pedersen m.fl. (2016), dvs. være plassert i en viss avstand fra påvirkningskilder som by/tettsted, avløp, akvakultur, industri osv.

Stasjonene i Troms vil altså fungere som referansestasjoner både i forstand av å være uten påvirkning fra kongekrabben, og upåvirket fra andre typer påvirkningskilder.

Det endelige datasettet besto av totalt 56 stasjoner i Troms og Finnmark (Tabell 1 og Figur 4). Valg av stasjoner i Finnmark ble knyttet opp mot samtidige krabbeundersøkelser for å få best mulig mål for krabbemengde ved tidspunkt for prøvetaking eller like før. Informasjon om stasjonene er gitt i Vedlegg A. Estimert krabbetetthet for stasjonene er vist i Vedlegg B. Faunindekser for alle stasjonene er gitt i Vedlegg C.

Tabell 1. Oversikt over de 56 faunastasjonene som var med i det endelige datasettet. Alle stasjonene har tilknyttet estimat for «krabbetetthet» i sitt område for samme tidsperiode som prøvetaking av fauna (enten samme år eller året før).

Fylke (eldre betegnelser)	Område	Antall stasjoner	År for prøvetaking av Bløtbunnsfauna
Finnmark	Bøkfjorden	9	1994, 2007, 2012, 2016
Finnmark	Kobbholmfjorden	2	2009, 2012
Finnmark	Varangerfjorden indre	3	2003
Finnmark	Varangerfjorden ytre	11	1994, 2008, 2012, 2014
Finnmark	Tanafjorden	2	2014
Finnmark	Laksefjorden indre	4	2012, 2017
Finnmark	Laksefjorden ytre	1	1999
Finnmark	Porsangerfjorden indre	1	1997
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	6	2015, 2017
Troms	Ulike områder (se kart)	17	1992, 1998, 2002, 2003, 2008, 2018



Figur 4. Kart som viser plasseringen av de 56 faunastasjonene som var med i det endelige datasettet. Alle stasjonene har tilknyttet estimat for «krabbetetthet» i sitt område for samme tidsperiode som prøvetaking av fauna (enten samme år eller året før).

3.2.3 Forbehandling av bunnfaunadata

Det samlede datamaterialet over de 56 utvalgte faunastasjonene besto til sammen av 673 navngitte arter og artsgrupper (taksa). Dette omfattet både entydig bestemte arter, arter med mindre presis identifisering (f.eks. bare til slekt), flere tilfeller av ulike artsnavn for samme art og artsgrupper uten identifisering til art. For å kunne gjennomføre analyser på et enhetlig datasett var det nødvendig å slå sammen alle tilfeller hvor samme art eller artsgruppe var registrert med forskjellig navn. Videre var det i datasettet mange arter med svært begrenset forekomst, i praksis bare noen få individer på en eller noen få stasjoner. For å redusere omfanget av analysene ble alle fåtallige arter utelatt, med unntak for større arter som kan være aktuelle byttedyr for kongekrabben.

Etter opprydding for ulik navnsetting og nivå for identifisering ble datamaterialet redusert til 515 arter og artsgrupper. Ved videre sletting av fåtallige arter ble datasettet ytterligere redusert til 138 arter og artsgrupper. Ved denne prosessen ble det satt som utvalgsriterier at artene skulle forekomme på mer enn 15 faunastasjoner eller ha et totalt antall individer større enn 50. I noen analyser ble også store, men fåtallig og sjeldent forekommende arter inkludert. Dette omfattet til sammen 32 arter slik at i alt 170 arter (taksa) inngår i vurderingsgrunnlaget. Liste over endelig datasett og fortegnelse over sammenslåtte arter og artsgrupper er gitt i Vedlegg D.

Artsutvalget på 138 taksa ble benyttet for de fleste analysene. Før analysene ble individmengdene omregnet til en felles arealenhet (individer per m²).

3.2.4 Data for biomasse og funksjonelle egenskaper

Til noen av analysene kreves det biomasse for artene. Biomasse for arter måles ikke rutinemessig ved norske bløtbunnsundersøkelser og slike data foreligger heller ikke for prøvene i denne studien. Til analysene ble det derfor innhentet data fra andre undersøkelser som kan antas å være representative. For mange arter måtte biomasseverdier allikevel fastsettes skjønnsmessig. Biomasseverdier ble fastsatt for nesten alle taksa i artsutvalget på 138 arter. Det ble også forsøkt analyser hvor alle taksa ble inndelt i normerte vektklasser som kan være en enklere tilnærming til biomasse. Oversikt over biomasseverdier og artenes inndeling i vektklasser er gitt i Vedlegg D.

Funksjonelle endringer i bunnøkosystemet ble undersøkt med fokus på sedimentbearbeiding og bioturbasjon. Til analyser av funksjonelle endringer ('traits-analyser') kreves det data for egenskaper for hver enkelt art. Ved undersøkelsene til Oug m.fl. (2018) ble data fra NIVAs database for egenskaper benyttet, men denne er for tiden ikke åpent tilgjengelig. Ved foreliggende studie ble derfor data hentet fra åpne kilder. Hovedkilden var en publisert større klassifisering av bioturbasjon for omkring tusen vanlige europeiske bløtbunnsarter (Queiros m.fl. 2013). Det er også benyttet data fra Arctic Traits Database som har særlig fokus på arter i nordområdene (Degen & Faulwetter 2019).

3.2.5 Transformering av data

I flere av analysene er data for arters abundanser (tetthet) og biomasse transformert for å redusere betydningen av dominerende arter i forhold til arter med lavere tettheter eller biomasse. Ved analyser for størrelsessammensetning, relasjoner mellom arter og funksjonelle egenskaper (sedimentomrøring) er data for tetthet og biomasse kvadratrot-transformert. Ved beskrivelse av individtettheter og biomasse for arter og hovedgrupper er data uttransformert, men statistiske tester for signifikante forskjeller (t-tester) er utført på log-transformerte data.

3.3 Funksjoner – beregning av bioturbasjonspotensiale og sedimenttransport

3.3.1 Bioturbasjonspotensiale

Beregning av såkalt bioturbasjonspotensiale er en teoretisk tilnærming til å kvantifisere grad av omrøring og bearbeiding i bunnsedimenter som stedlige organismer utfører. Et uttrykk for bioturbasjonspotensialet ble utviklet av Solan (2004) og senere benyttet og utprøvd ved undersøkelser i Nordsjøen og Østersjøen (for eksempel Birchenough m.fl. 2012, Gogina m.fl. 2017). Uttrykket representerer bioturbasjon i vid forstand, det vil si både transport av sedimentpartikler opp eller ned mellom overflate og dypere sedimentsjikt og aktiv bevegelse som fører til lokal omlagring av partikler og fremmer utskiftning av porevann. Uttrykket har form av en indeks med tre ledd som multipliseres og beregnes for hver art: et ledd som angir artens mengde vektet med biomasse, et ledd for artens mobilitet i sedimentet ('sediment mobility') og et ledd for artens sedimentbearbeiding ('sediment reworking'):

$$BP_i = ww_i^{0.5} \times A_i \times M_i \times R_i$$

der BP_i er bioturbasjonspotensialet for art i , ww_i er gjennomsnittlig våtvekt (individvekt), A_i er abundans, M_i er en skalert verdi for mobilitet (1-4) og R_i er en skalert verdi for sedimentbearbeiding (1-5). Ved beregningene gis våtvekten i gram og abundansen som individer per m^2 .

Verdier for M_i og R_i fastsettes ved ekspertskjønn. Tilgjengelige verdier for et høyt antall vanlige bløtbnnsarter i europeiske farvann er publisert av Queiros m.fl. (2013). Ved foreliggende beregning er verdier fra denne publikasjonen benyttet. I datasettet er det en del arter som ikke er vurdert av Queiros m.fl. (2013). For disse artene er det stipulert verdier med utgangspunkt i Queiros verdier for arter med lignende levesett. En oversikt over kategoriene i M_i og R_i og innvekting i analysene er gitt i Vedlegg E.

Fra verdiene for Bp_i kan det utledes et samlet bioturbasjonspotensiale for hele samfunnet (BP_c) ved å summere verdiene for alle artene:

$$BP_c = \sum^s BP_i$$

der s er antall arter.

3.3.2 Sedimenttransport

Klassifiseringen av arter med hensyn til sedimentbearbeiding i bioturbasjonspotensialet (R_i) kan også benyttes til å beregne uttrykk for sedimenttransport i bunndyrsamfunn. Ved disse beregningene benyttes bare faktoren R_i fra publikasjonen til Queiros m.fl. (2013). Samtidig vektet de ulike kategoriene innen R_i litt ulikt i forhold til bioturbasjonspotensialet for å beskrive betydningen av arter som utfører direkte transport av sediment. Ved analysene er det også foretatt parallelle beregninger basert på data hentet inn fra Arctic Traits Database. I denne basen inngår sedimenttransport i egenskapen 'Bioturbation', men kategoriene i egenskapen er definert litt forskjellig fra systemet hos Queiros m.fl. (2013). Data fra ATD er benyttet til sammenligning med resultatene basert på klassifikasjonen hos Queiros m.fl. (2013). Analysene er utført på artsutvalget på 138 taksa som ellers er benyttet i øvrige analyser.

Sedimenttransport kan omfatte både opptransport av partikler fra dypereliggende sedimentlag til sedimentoverflaten, nedtransport av partikler fra sedimentoverflate til dypere sedimentlag og lokal forflytning av partikler innen sedimentsjiktene. Artene som utfører disse prosessene betegnes henholdsvis 'upward conveyors', 'downward conveyors' og 'biodiffusors'. Ved analysene er det beregnet uttrykk både for alle prosessene til sammen (betegnet samlet transport) og for opptransport av partikler fra dypereliggende sedimentlag alene (betegnet opptransport), som kanskje er den viktigste av prosessene. I begge tilfeller er transporten beregnet som andel av total sedimentbearbeiding som også omfatter prosesser ved sedimentoverflaten, men som ikke bidrar til partikkeltransport.

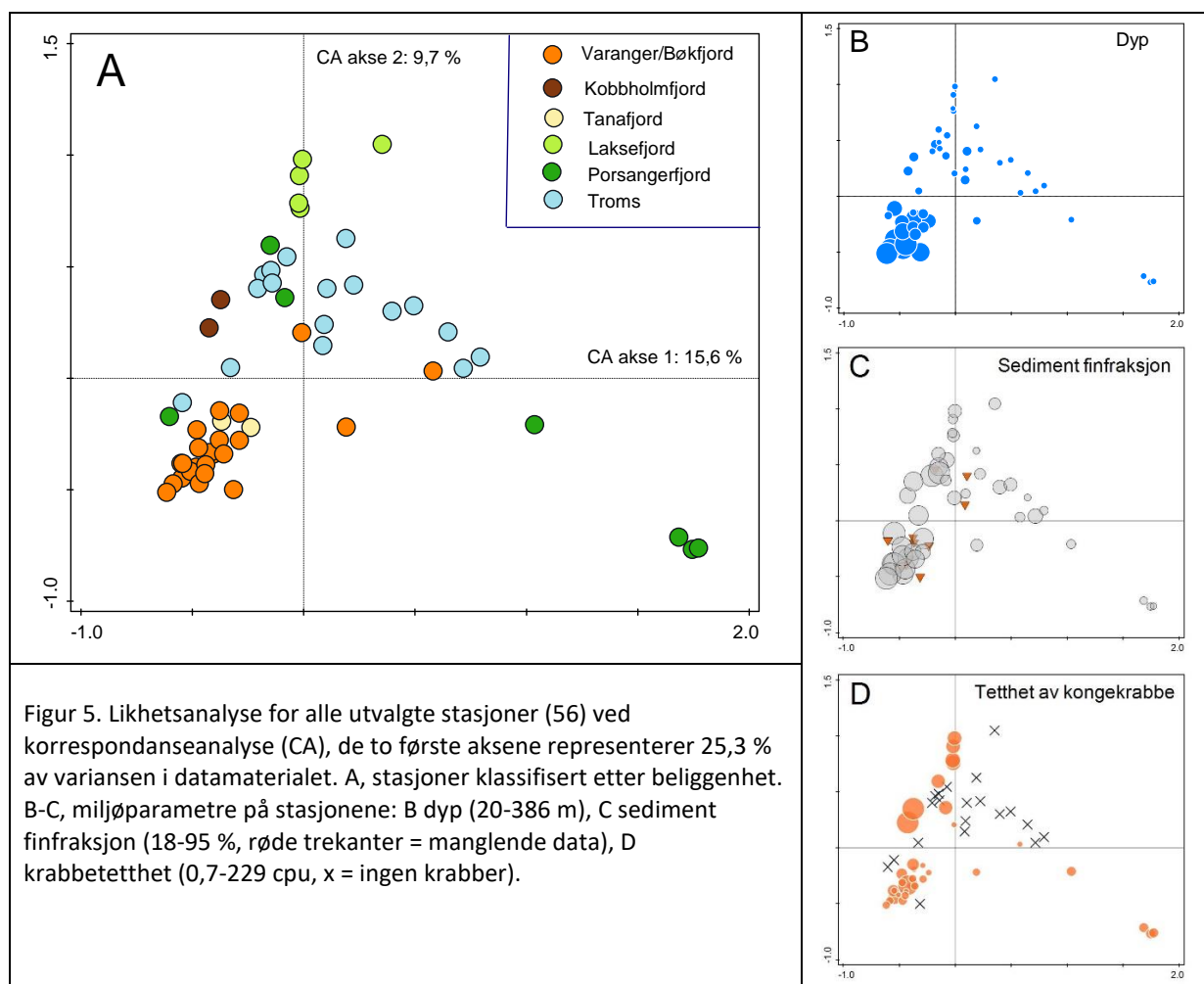
En oversikt over kategoriene i R_i og ATD-bioturbation og innvekting i analysene er gitt i Vedlegg E.

4 Analyser og resultater

4.1 Datamateriale og avgrensninger

Den beregnede krabbetettheten for stasjonene i Finnmark varierte fra null til 230 krabber (gjennomsnitt per tråltrekk / cpu = 'catch per unit effort'). Disse fordelte seg med tre stasjoner i Varanger med tetthet > 100 krabber (ytre Bøkfjord, Kobbholmfjorden), ti stasjoner med moderat tetthet (8-100 krabber: Bøkfjorden ytre, Laksefjorden indre, Porsangerfjorden ytre) og 26 stasjoner med lav tetthet eller ingen krabber (0-8 krabber: hele området). Det var generelt stor variasjon i mengden krabber mellom tråltrekkene som medfører at det hefter mye usikkerhet ved fastsettelse av en verdi for krabbetetthet for hver enkelt stasjon.

Det var stor variasjon også i datasettet for bunnfauna. Figur 5 viser en likhetsanalyse av faunasammensetningen basert på alle 138 arter (taksa) i det endelige artsutvalget. Resultatet viser at det generelt var forskjeller i artssammensetningen mellom Troms og Finnmark, men at det var større forskjeller mellom fjordene i Finnmark enn innen datamaterialet for Troms. Spesielt var det klare forskjeller mellom Varangerområdet, Laksefjorden og Porsangerfjorden.



Forskjellene i artssammensetning kan knyttes til ulike miljøforhold mellom områdene. Figur 5 viser at det var overvekt av svært dype stasjoner med finkornede sedimenter i Varangerområdet, mens det var grunnere og mer grovkornete sedimenter i Porsangerfjorden, Laksefjorden og deler av Troms. Stasjonene i Porsangen som skiller seg mest ut (ned til høyre i plottet) og i Laksefjorden (øverst i plottet) hadde alle sedimenter med mindre enn 50% innhold av finmateriale (mindre enn 30% i Porsangerfjorden). I Figur 5 er det også illustrert beregnet tetthet av krabbe på stasjonene. Det er verd å notere at stasjonene med høy og moderat krabbetetthet ikke skiller seg spesielt ut, men i hovedsak plasseres i nærheten av geografisk nærliggende stasjoner med lav krabbetetthet. Dette er særlig tydelig for stasjonene i Bøkfjorden som ble innsamlet både før og etter krabbeinvasjonen (ned til venstre i plottet). Dette indikerer at endringene i bunnfaunaen i Varanger og Bøkfjorden etter invasjon av kongekrabben var mindre enn forskjellene i fauna mellom ulike geografiske områder i Finnmark.

Stasjonene i Porsangen og enkelte stasjoner i Troms som hadde svært sandholdige sedimenter var preget av mange arter som normalt forekommer på strømrrike steder. I flere av analysene for relasjoner mellom artsgrupper og tetthet av kongekrabben gir disse prøvene avvikende resultater som i større eller mindre grad forstyrrer mønstre som kan utledes fra mer finkornede sedimenter. I slike tilfeller er disse stasjonene utelatt fra analysene. Resultatene har da ikke allmen gyldighet for alle typer sedimenter.

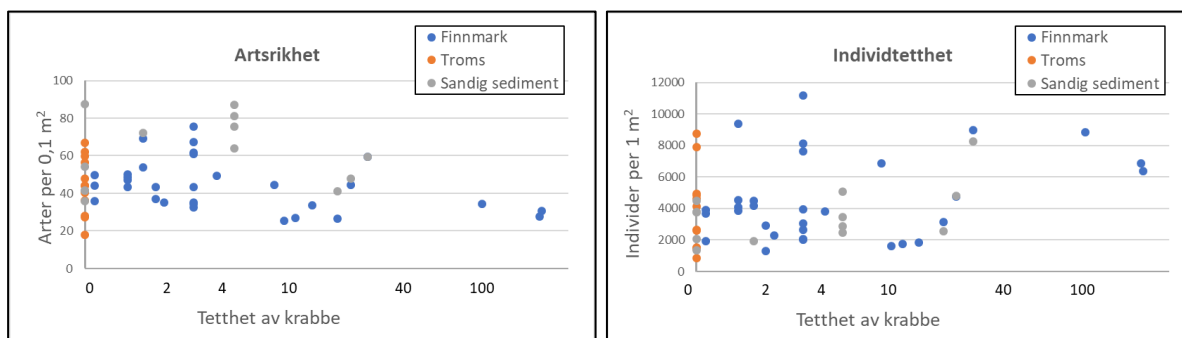
4.2 Artsrikhet og individtetthet

Ved undersøkelsene i Bøkfjorden i Varanger ble det påvist at antall arter og artsmangfold målt ved Shannon-Wiener indeksen H' var redusert på stasjoner som ble gjenbesøkt etter invasjonen av kongekrabben i forhold til tilstanden før tettheten av krabben ekspanderte (Oug m.fl. 2011). Det synes ikke å foreligge flere opparbeidete kvantitative datasett fra Finnmark som gir mulighet for tilsvarende før-etter analyser. I foreliggende datasett er det derfor ingen stasjoner med gjenbesøk utover stasjonene i Varanger.

Antall arter og artsmangfold vil alltid variere fra sted til sted, men i upåvirkede bløtbunnssamfunn vil variasjonen i de fleste tilfeller være innenfor et begrenset intervall. Generelt vil antall arter i et overflateareal på $0,1 \text{ m}^2$ (i praksis en prøve med standard grabb) variere mellom 30 og 60 arter. I Borgersen m.fl. (2019) presenteres predikerte naturtilstandsverdier for antall arter og individer for ulike vanntyper i alle økoregioner i Norge. Naturtilstandsverdiene ble beregnet på grunnlag av data fra definerte referanseområder i en gitt avstand fra kjente påvirkningskilder (Pedersen m.fl. 2016). Resultatene viste at i referanseområder i Barentshavet kan det forventes å finne 32 arter og 122 individer per grabbprøve (1220 individer per m^2), og denne økoregionen har dermed de laveste modellerte arts- og individtallene av alle økoregionene i Norge.

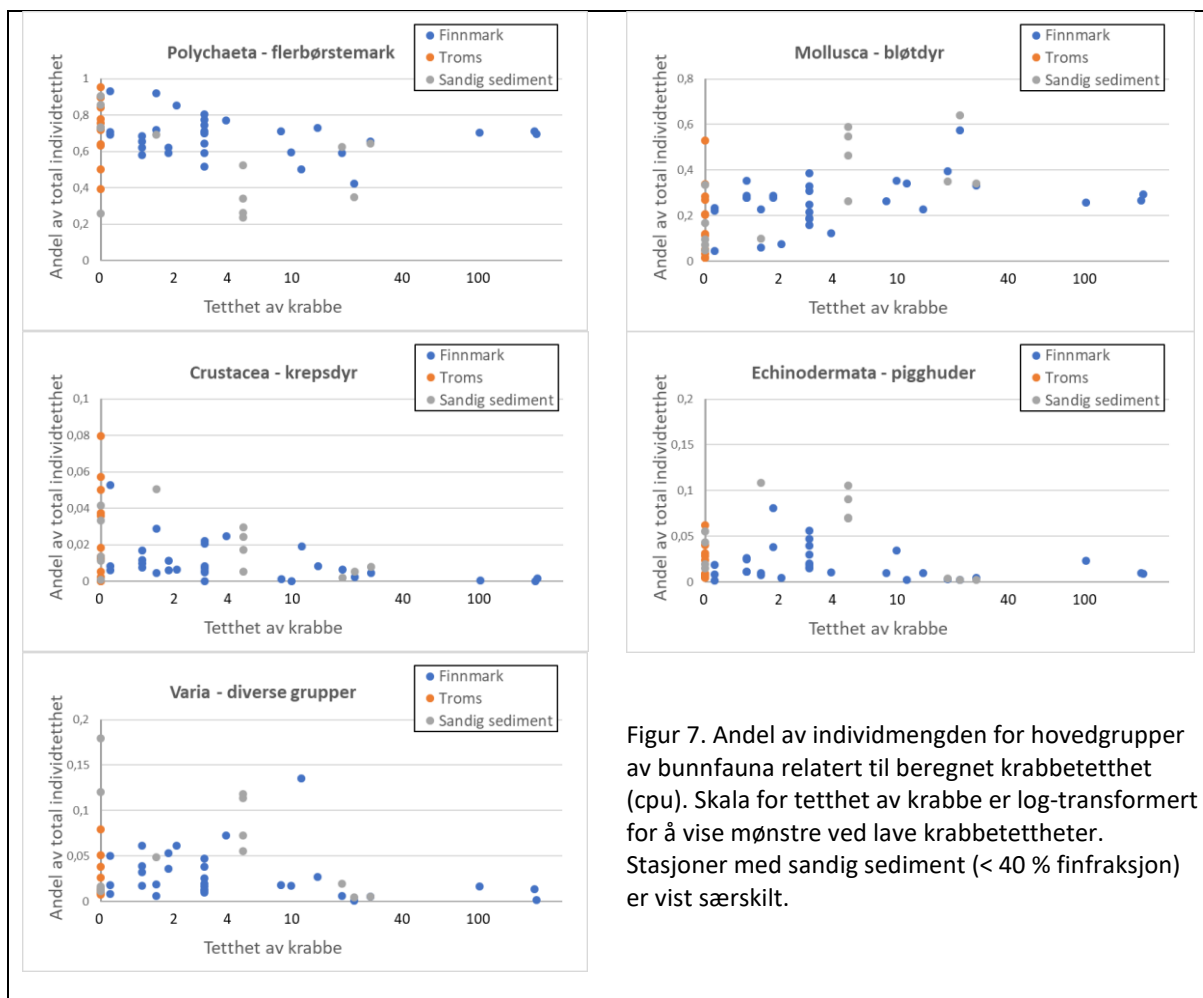
Artsrikheten på de fleste stasjonene i foreliggende datamateriale var på over 30 (Figur 6), og kan dermed anses som høy for Barentshavet (tilnærmet de modellerte referanseverdiene). De høyeste verdiene ble registrert på stasjoner med sandholdig sediment. Sett i forhold til tettheten av krabbe var det en reduksjon i artsrikheten ved økende krabbetetthet. De laveste verdiene ved moderat tetthet av krabbe (8-30 cpu) var på nivå med stasjoner i Troms som enten hadde svært høyt organisk innhold i sedimentet eller var lokalisert i fjordbassenger hvor vannutskiftningen kan være redusert. Antall arter i prøvene gir derfor en indikasjon på redusert tilstand ved moderate og høye tettheter av krabben, men det kan være vanskelig å skille dette fra andre forhold som også påvirker artsmangfoldet.

Det var store variasjoner i individtettheten over stasjonene (Figur 6), men også individtettheten er høy sammenlignet med de modellerte naturtilstandsverdiene for Barentshavet. Det fremkommer ingen mønstre i individtetthet som kan relateres til tettheten av krabbe. De høyeste tetthetene ble registrert på stasjoner med finkornet sediment.



Figur 6. Antall arter per arealenhet ($0,1 \text{ m}^2$) og individtetthet (1 m^2) for alle stasjoner i stasjonsutvalget relatert til beregnet krabbetetthet. Skala for tetthet av krabbe (horisontalaksen) er log-transformert for å vise mønstre ved lave krabbetettheter. Stasjoner med sandholdig sediment ($< 40\%$ finfraksjon) er vist særskilt.

Det var imidlertid flere mønstre i den relative andelen av individtetthet for hovedgrupper av fauna. Figur 7 viser at flerbørstemark generelt var den dominerende hovedgruppen. Flerbørstemark hadde noe lavere andel ved økende krabbetetthet, mens bløtdyr, som var den nest viktigste hovedgruppen, hadde klar økning fra lave til moderat høye tettheter av krabbe. Krepsdyr, pigghuder og diversegruppen (gravende sjøanemoner, slimormer og pølseormer) som utgjorde mindre andeler av individtettheten, hadde lav andel ved høy krabbetetthet og manglet helt på flere av stasjonene. Stasjoner med sandig sediment skilte seg ut i mange tilfeller. De fire stasjonene ved krabbetetthet på 4,9 cpu, er de fire fra Porsangerfjorden som skilte seg ut i samfunnsanalysen (Figur 5). På disse var det generelt færre flerbørstemark, men flere bløtdyr, krepsdyr og pigghuder enn i materialet ellers.

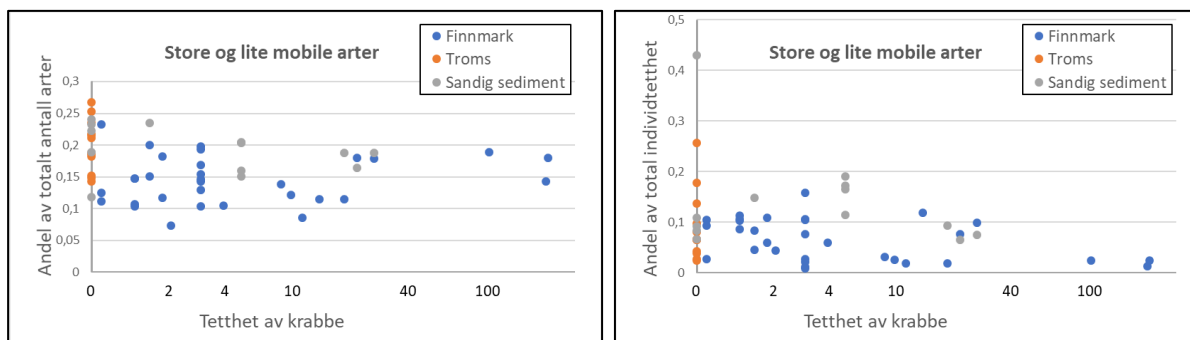


Figur 7. Andel av individmengden for hovedgrupper av bunnfauna relatert til beregnet krabbetetthet (cpu). Skala for tetthet av krabbe er log-transformert for å vise mønstre ved lave krabbetettheter. Stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) er vist særskilt.

4.3 Store og lite mobile arter

Store og lite mobile arter er generelt antatt å være de mest attraktive byttedyrene for kongekrabben. I det foreliggende datamaterialet er det foretatt et utvalg av arter som kan klassifiseres som 'store og lite mobile' og deres forekomst og mengde er relatert til tetthet av kongekrabben. Utvalget omfatter alle store arter med spredt forekomst og lave individtall (ikke inkludert i analyseutvalget på 138 arter), samt de største artene fra analyseutvalget som kan karakteriseres som sessile. Til sammen ble 54 arter valgt ut, hvorav 22 fra analyseutvalget. Oversikt over artsutvalget er gitt i Vedlegg D, tabell D2 og D4.

Store og lite mobile arter utgjorde omkring 10-30 % av totalt antall arter, men mindre enn 20 % av individtetthetene på stasjonene (Figur 8). Andelen av arter viste ingen trend mot tettheten av krabber, mens det for individtetthetene var en nedgang ved de høyeste krabbetetthetene. Dette indikerer at store og lite mobile artene reduseres selv om artene ikke blir borte. Både for arter og individmengder utgjorde store og lite mobile arter generelt en større andel av faunaen på sandige stasjoner. Dette var særlig tydelig for individtetthetene på sandige stasjoner i Porsangerfjorden (krabbetetthet 4,9 cpu).



Figur 8. Andel av arter og andel av total individtetthet for store og lite mobile arter på bunnfaunastasjoner i Troms og Finnmark relatert til beregnet krabbetetthet (cpu). Skala for tetthet av krabbe er log-transformert for å vise mønstre ved lave krabbetettheter. Stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) er vist særskilt.

I Tabell 2 presenteres hovedtrekk i forekomstene av store og lite mobile arter i taksonomiske hovedgrupper. Forekomstene er beregnet som gjennomsnittsverdier for stasjoner i Troms, for stasjoner i Finnmark uten eller med lav tetthet av krabbe og for stasjoner i Finnmark med moderat til høy krabbetetthet. Grensen mellom lav og moderat/høy krabbetetthet er skjønnsmessig satt til 8 cpu. Oversikten viser at det var noe færre arter til stede på stasjonene med moderat og høy krabbetetthet sammenlignet med områder i Finnmark med lav krabbetetthet og med Troms. Endringene var forholdsvis små for bløtdyr, mens det var mer tydelige endringer for flerbørstemark og pigghuder. Samtidig var det noe færre arter i Finnmark med lav krabbetetthet enn i Troms, med unntak for diversegruppen.

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall forekomster per stasjon av store og lite mobile arter i Troms, områder av Finnmark med lav beregnet krabbetetthet (< 8 krabber cpu) og områder i Finnmark med moderat til høy beregnet krabbetetthet (8- 230 krabber cpu).

		Troms	Finnmark lav krabbe	Finnmark høy krabbe
	Antall arter \ Stasjoner	17	26	13
Polychaeta – flerbørstemark	15	4,9	4,6	3,5
Mollusca – bløtdyr	19	3,5	2,8	2,7
Crustacea – krepser	2	0,1	0,1	0,0
Echinodermata – pigghuder	13	1,7	1,0	0,5
Diverse	5	0,7	1,2	0,8
Sum	54	11,0	9,8	7,5

Hovedtrekk i tetthetene for store og lite mobile arter er vist i Tabell 3. For alle hovedgruppene med unntak for bløtdyr var det nedgang i områdene med høy krabbetetthet. Nedgangen ble funnet signifikant for flerbørstemark og diverse-gruppen i tester mot områder i Finnmark med lav krabbetetthet. For bløtdyr var det tydelig økning i tetthet, men denne ble ikke funnet signifikant. Mellom Troms og områder i Finnmark med lav krabbetetthet var det ingen vesentlige forskjeller for noen av hovedgruppene. I tester hvor Troms og områder i Finnmark med lav krabbetetthet ble slått sammen for å øke sammenligningsgrunnlaget, ble nedgangen for flerbørstemark og pigghuder ved høy krabbetetthet funnet signifikant. For pigghuder kan resultatet gjenspeile at det var flere arter

pigghuder til stede i Troms, samtidig som testen mellom områdene i Finnmark var nær signifikans ($p = 0,06$).

Tabell 3. Gjennomsnittlig tetthet (individer per m²) for store og lite mobile arter i Troms, områder av Finnmark med lav beregnet krabbetetthet (< 8 krabber) og områder i Finnmark med høy beregnet krabbetetthet (8- 230 krabber). T-tester for signifikante forskjeller: a) Finnmark lav mot Troms; b) Finnmark høy mot Finnmark lav; c) Finnmark høy mot Troms + Finnmark lav. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; ns = ikke signifikant; i.t. = ikke testet pga. utilstrekkelige data

		Troms	Finnmark lav krabbe a)	Finnmark høy krabbe b) c)
	Stasjoner	17	26	13
	Antall arter			
Polychaeta – flerbørstemark	15	247,0	290,3 ^{ns}	130,0 ^{*/*}
Mollusca – bløtdyr	19	50,0	42,5 ^{ns}	119,1 ^{ns/ns}
Crustacea – krepsdyr	2	0,9	0,5 ^{it}	0,0 ^{it}
Echinodermata – pigghuder	13	24,0	18,1 ^{ns}	5,6 ^{ns/**}
Diverse	5	15,2	25,4 ^{ns}	9,8 ^{*/ns}
Sum	54	337,1	376,8	264,5

Store og lite mobile arter som hadde vesentlige endringer ved høy krabbetetthet, er vist i Tabell 4. Både arter med mange forekomster og som inngår i analyseutvalget på 138 arter og arter med få forekomster er vist. For arter fra analyseutvalget som har to eller flere forekomster ved høy krabbetetthet er gjennomsnittlig individtetthet testet for signifikans mot individtetthet i Troms og Finnmark med lav krabbetetthet. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på basis av stasjoner hvor arten var til stede. Ved disse testene er stasjoner med sandig bunnsediment (< 30 % finmateriale) både i Troms og Finnmark (ytre Porsangen) er utelatt for å begrense forskjeller som kan være knyttet til forskjeller i naturforhold.

Analysen viser at det var arter i alle hovedgrupper som hadde betydelig færre forekomster eller redusert individtetthet ved høy krabbetetthet. Alle børstemarkene er enten gravende former eller lever på sedimentoverflaten (*Nothria*). Muddersjøstjernen *Ctenodiscus* var så godt som borte, mens slangestjerner på den annen side ikke viste noen klare endringer. For muslinger var det flere arter som var klart redusert, men noen arter økte både i relativ forekomst og i individmengde (*Nuculana*, *Macoma*).

Tabell 4. Store og lite mobile arter med vesentlig endring i forekomst eller tetthet på stasjoner med høy tetthet av kongekrabben (> 8 krabber) i forhold til stasjoner i Troms og Finnmark med ingen eller lav tetthet av krabber (< 8 krabber). A. Arter med regelmessig forekomst (fra analyseutvalget på 138 arter). Gjennomsnittlig individtetthet er beregnet over stasjoner hvor arten er tilstede. Stasjoner med sandig bunnsediment (< 30 % finmateriale) er utelatt. Arter med få forekomster (1 eller 2) ved høy krabbetetthet er ikke testet for signifikans. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; ns = ikke signifikant; i.t. = ikke testet B. Arter med spredt forekomst og lave individtall.

	Forekomster		Gjennomsnitt individtetthet	
	Troms + FI lav	FI høy	Troms + FI lav	FI høy
Antall stasjoner	37	13		
A. Arter med regelmessig forekomst				
Polychaeta – flerbørstemark				
<i>Chirimia biceps</i>	28	8	62,6	10,9**
<i>Nicomache lumbricalis</i>	16	1	13,6	15,0 ^{i.t.}
<i>Praxillella gracilis</i>	20	6	25,3	7,9 ^{ns}
<i>Rhodine gracilior</i>	19	3	71,2	10,8 ^{ns}
<i>Nothria conchylega</i>	12	0	123,1	-
<i>Lagis koreni</i>	11	0	18,8	-
<i>Melinna cristata</i>	17	2	6,9	10,0 ^{i.t.}
Echinodermata – pigghuder				
<i>Ctenodiscus crispatus</i>	13	1	12,7	5,0 ^{i.t.}
Mollusca – bløtdyr				
<i>Bathyarca</i> spp	17	1	9,1	5,0 ^{i.t.}
<i>Pectinidae /Propeamussiidae</i>	14	3	8,3	3,6*
<i>Nuculana</i> spp	13	7	11,6	71,4*
<i>Macoma calcarea</i>	16	8	28,6	93,1**
B. Arter med spredt forekomst				
<i>Musculus niger</i> , Ascidiacea	> 5	1-2		
<i>Arctica islandica</i> , <i>Mya arenaria</i>	> 5	0		
<i>Artacama proboscidea</i> , <i>Hyas coarctatus</i> , <i>Echinocardium flavescens</i>	3-4	0		

4.4 Tettheter, størrelse og biomasse

4.4.1 Forekomst og tetthet for arter

Tilsvarende som for store og lite mobile arter var det flere små arter og også flere mobile arter som endret forekomst eller tetthet ved høy krabbetetthet. Tabell 5 gir en oversikt over alle arter fra analyseutvalget som hadde signifikante endringer i tetthet eller betydelig endret forekomst ved høy krabbetetthet relatert til Troms og Finnmark med lav krabbetetthet. I testene for tetthet ble det satt som krav at artene var registrert på tre eller flere stasjoner med høy krabbetetthet. Også ved disse testene er stasjonene med grovest bunnsediment (< 30 % finmateriale) både i Troms og Finnmark (ytre Porsangen) utelatt.

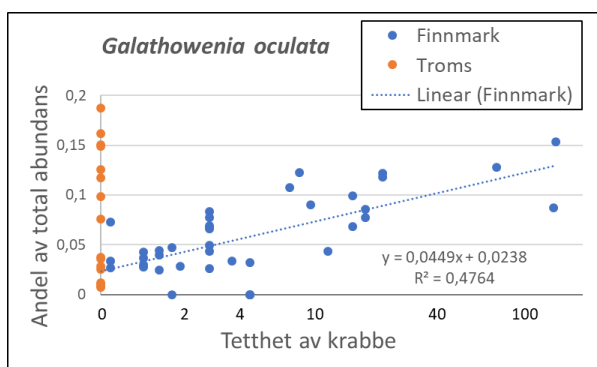
Tabell 5. Sammenfattende oversikt over arter med signifikant endring i tetthet eller vesentlig endring i forekomst på stasjoner med moderat og høy tetthet av kongekrabben (> 8 krabber) i forhold til stasjoner i Troms og Finnmark med lav tetthet av krabber (< 8 krabber). A. Arter med signifikant reduksjon i tetthet. B. Arter med signifikant økning i tetthet. C. Arter med vesentlig redusert forekomst ved høy krabbetetthet. For A og B er gjennomsnittlig individtetthet beregnet over stasjoner hvor arten er tilstede, stasjoner med sandig bunnsediment (< 30 % finmateriale) er utelatt.

A. Arter med signifikant redusert tetthet (> 3 forekomster for høy krabbetetthet)	
	Flerbørstemark: <i>Abyssoninoe sp</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Chirimia biceps</i> , <i>Maldanidae</i> , <i>Spiophanes kroyeri</i> , <i>Laphania boeckii</i> Bløtdyr: <i>Pectinidae</i> / <i>Propeamussiidae</i> Varia: Nemertea
B. Arter med signifikant økt tetthet (> 3 forekomster for høy krabbetetthet)	
	Flerbørstemark: <i>Nephtys ciliata</i> , <i>Galathowenia oculata</i> Bløtdyr: <i>Crenella decussata</i> , <i>Nuculana spp</i> , <i>Ennucula tenuis</i> , <i>Macoma calcarea</i> , <i>Thyasira gouldi</i> ,
C. Arter med redusert forekomst (> 13 forekomster for Troms + Finnmark lav krabbetetthet; 0 eller 1 Finnmark høy krabbetetthet)	
	Flerbørstemark: <i>Notomastus latericeus</i> , <i>Nicomache lumbricalis</i> , <i>Euchone papillosa</i> , <i>Exogone sp</i> , Krepsdyr: <i>Ampelisca/Byblis</i> , <i>Diastylis spp</i> , <i>Lysianassidae</i> , Bløtdyr: <i>Bathyarca spp</i> Pigghuder: <i>Ctenodiscus crispatus</i> ,

Totalt var det 12 arter i analyseutvalget på 138 arter som hadde signifikant endring i tetthet ved høy tetthet for kongekrabben. I tillegg var det 9 arter/artsgrupper med lav tetthet som ikke ble funnet eller bare hadde en enkelt forekomst ved høy krabbetetthet. At det var et begrenset antall arter med vesentlige endringer sett over alle stasjoner faller sammen med det generelle inntrykket fra samfunnsanalysen (Figur 5) at faunaendringene som kan tilskrives kongekrabben var lavere enn de generelle forskjellene mellom stasjonene. Flere av artene som viste tydelige endringer tilhører samme taksonomiske artsgrupper (familier) eller har lik biologi med store og lite mobile arter som viste endringer. I tillegg var det endringer for den lille rørbyggende børstemarken *Galathowenia oculata* som økte signifikant og små mobile krepsdyr (amfipoder og halekreps) som ble nesten helt fraværende. Børstemarken *Galathowenia* var top-dominant på syv av 13 stasjoner ved høy krabbetetthet og blant de fire vanligste artene på de øvrige.

Økningen for *Galathowenia* ved høy krabbetetthet er illustrert i Figur 9 som viser artens andel av total abundans i bunndyrsamfunnet (kvadratrot-transformerte data). Trendlinjen for Finnmark viser at det var en generell økning ved økende krabbetetthet. Alle de syv stasjonene hvor *Galathowenia* var top-dominant hadde en andel > 0,1. Samtidig hadde alle stasjoner ved høy krabbetetthet (> 8 krabber) med ett unntak en andel > 0,05. De fleste stasjonene ved lav krabbetetthet hadde en andel

< 0,05. I Troms var det stor variasjon med verdier over 0,1 for flere fjordstasjoner, men flere enn 10 stasjoner hadde verdier < 0,05.



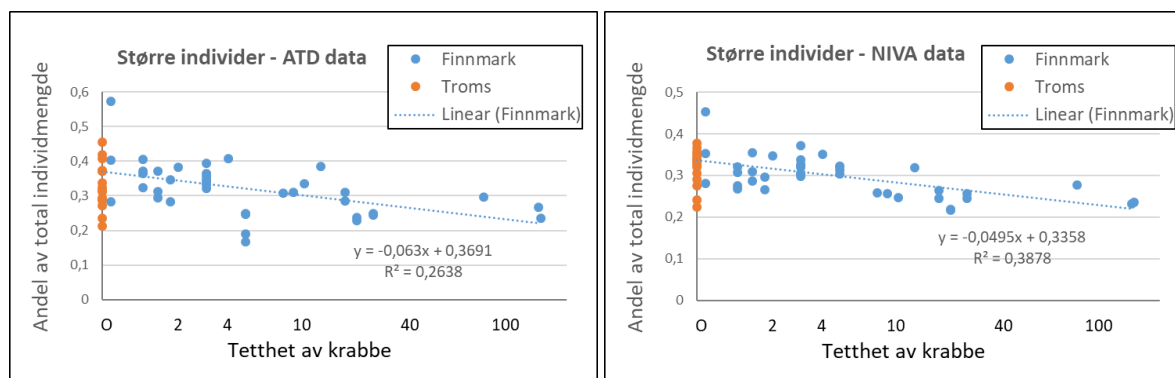
Figur 9. Beregnet andel av total abundans for børstemarken *Galathowenia oculata* på bunnfaunastasjoner i Troms og Finnmark relatert til estimert tetthet av krabbe. Abundansdata for artene er kvadratrot-transformert ved beregningene. Trendlinje til stasjonene i Finnmark er lagt inn for å indikere hovedmønster mot tetthet av krabbe.

4.4.2 Størrelsessammensetning

Det er sannsynlig at endringene for artsgrupper og for enkeltarter ved høy tetthet av krabbe som beskrevet ovenfor også vil gi seg utslag i endringer i størrelsessammensetning og biomasse av bunnfauna. For å prøve ut slike relasjoner er det nødvendig å hente inn ekstern informasjon om artene. Størrelse inngår som element i mange funksjonelle analyser av organismesamfunn og kan hentes inn fra ordinære databaser med egenskapsdata. Biomasse måles rutinemessig ved produksjonsstudier og i noen tilfeller også ved miljøovervåking.

Ved denne studien er det hentet inn størrelsesdata for artene fra Arctic Traits Database og, til sammenligning, fra NIVAs database for artsegenskaper. Arctic Traits Database (ATD) er en åpen kilde med enkelt system for nedlasting av data (Degen & Faulwetter 2019). Databasen gir maksimumsstørrelser for artene fordelt over fem størrelsesklasser. NIVAs database gir vanlig observerte størrelser i norske bløtbunnsprøver fordelt over seks størrelsesklasser. Begge benytter prinsippet med 'fuzzy coding' som innebærer at en art kan tilhøre flere størrelsesklasser ut fra hva som er normal variasjon. En oversikt over størrelsesklassene og innvekting i analysene er gitt i Vedlegg E.

Ved analysene her er det estimert en potensiell andel av større individer innen total individmengde på hver stasjon (Figur 10). For ATDs data er 'større individer' regnet som andeler i størrelsesklassene 3-5, dvs > 50 mm. For NIVAs data er 'større individer' regnet som andeler i størrelsesklassene 4(3)-6, dvs > 30-60 mm. Grensen for NIVAs data er satt lavere enn for ATDs data fordi vanlig observerte størrelser er lavere enn maksimumsstørrelsene. I begge tilfeller gir dette en andel på omkring 35% av individmengden i prøver uten påvirkning fra kongekrabben (Troms og Finnmark ved lav krabbetetthet). Begge analysene indikerer fallende andel ved økende krabbetetthet, som innebærer at arter som kan oppnå stor størrelse blir forholdsvis redusert. Det er imidlertid ganske mye spredning mellom prøvene og ikke noe klart skille mellom lav krabbetetthet og høy krabbetetthet. Spredningen er større ved ATDs data enn ved NIVAs data, noe som kan ha med de ulike prinsippene for karakterisering av størrelse å gjøre. Det kan også noteres at de laveste verdiene på ATDs data ble registrert for sandbunnsstasjonene i Porsangen (krabbetetthet 4,9 cpu). Dette resultatet står i kontrast til resultatet for store og lite mobile arter, som hadde høy andel på disse stasjonene (Figur 8).



Figur 10. Beregnet andel av større individer på bunnfaunastasjoner i Troms og Finnmark relatert til estimert tetthet av krabbe basert på størrelsesinformasjon fra Arctic Traits Database (åpen kilde) og NIVAs egenskapsdatabase. Trendlinjer til stasjonene i Finnmark er lagt inn for å indikere hovedmønster mot tetthet av krabbe.

4.4.3 Biomasse

Ved denne studien er det gjort et estimat over endringer i biomasse basert på litteraturdata for vekt av enkeltarter. Beregningene er foretatt for artsutvalget på 138 arter. Til beregningene er det innhentet litteraturdata for nesten alle artene. Store og sparsomt forekommende arter som ble utelatt fra artsutvalget er ikke inkludert fordi disse ville gi et varierende og nokså tilfeldig bidrag til biomassen. I tillegg er to hardbunnsarter som hadde høye tettheter på de sandige stasjonene i Porsangerfjorden utelatt (*Heteranomia squamula*, *Modiolula phaseolina*). En oversikt over verdiene som er benyttet i analysene er gitt i Vedlegg D.

Tabell 6. Estimert biomasse (gram våtvekt per m²) for grupper av bunnfauna i Troms, områder av Finnmark med lav beregnet krabbetetthet (< 8 krabber) og områder i Finnmark med høy beregnet krabbetetthet (8- 230 krabber). Artene *Heteranomia squamula* og *Modiolula phaseolina* er utelatt fra beregningene. T-tester for signifikante forskjeller: a) Finnmark lav mot Troms; b) Finnmark høy mot Finnmark lav; c) Finnmark høy mot Troms + Finnmark lav. * = p < 0,05; ** = p < 0,01; ns = ikke signifikant.

		Troms	Finnmark lav krabbe a)	Finnmark høy krabbe b) c)
	Stasjoner	17	26	13
	Antall taksa			
Polychaeta	79	91,0	79,4 ^{ns}	79,8 ^{ns/ns}
Mollusca	29	24,4	21,8 ^{ns}	53,2 ^{*/*}
Crustacea	13	0,9	0,4 ^{ns}	0,1 ^{**/**}
Echinodermata	8	6,3	13,4 ^{ns}	2,2 ^{**/**}
Diverse	7	2,8	4,9 ^{ns}	1,7 ^{*/*}
Sum	136	125,3	120,0	137,0

Analysen indikerer at det var små endringer i samlet biomasse for flerbørstemark i områdene med høy krabbetetthet, mens det var signifikant økning for bløtdyr og signifikant nedgang for krepsdyr, pigghuder og diverse-grupper (Tabell 6, Figur F1 i Vedlegg F). Økningen for bløtdyrene var i hovedsak en følge av økningen for de to artene *Ennucula tenuis* og *Macoma calcarea* hvor *Macoma* må kunne regnes blant de større artene. Nedgangen for krepsdyr var for det meste en reduksjon av amfipoder. For pigghuder var det nedgang for de fleste artene, men det var størst nedgang for mudderstjernen

Ctenodiscus crispatus. Det var ingen vesentlige forskjeller for noen av hovedgruppene mellom Troms og områder i Finnmark med lav tetthet av krabbe.

Artene med størst estimert biomasse er vist i Tabell 7. Arter med tydelig økning ved høy krabbetetthet omfatter børstemarkene *Nephtys ciliata* og *Galathowenia oculata*, samt bløtdyrene *Ennucula* og *Macoma*. Disse artene hadde også signifikant økning i tetthet (Tabell 5). Arter med tydelig redusert biomasse omfatter børstemarkene *Chirimia biceps*, *Owenia* og *Cistenides hyperborea*. Disse er alle større arter som forekommer i lavere tettheter, men som vektet opp i betydning ved beregning av biomasse.

Tabell 7. Arter med høyest prosentandel av estimert biomasse i Troms, områder av Finnmark med lav beregnet krabbetetthet (< 8 krabber) og områder i Finnmark med høy beregnet krabbetetthet (8- 230 krabber). Alle arter med biomasse > 5 % av total biomasse i hvert av områdene er vist.

		Troms	Finnmark lav krabbe	Finnmark høy krabbe
	Stasjoner	17	26	13
	Forekomster: Tr; Fi lav; Fi høy			
Polychaeta – flerbørstemark				
	<i>Scoletoma /S fragilis</i>	8,1	1,1	0,2
	<i>Chirimia biceps</i>	3,3	9,7	1,0
	<i>Euclymene /Praxillella</i>	0,6	8,5	3,4
	<i>Nephtys ciliata</i>	6,3	2,7	10,3
	<i>Nothria conchylega /N hyperborea</i>	5,8	2,5	-
	<i>Galathowenia oculata</i>	11,7	7,3	26,0
	<i>Owenia spp</i>	12,3	6,0	4,4
	<i>Cistenides hyperborea</i>	7,0	0,5	1,0
Mollusca – bløtdyr				
	<i>Ennucula tenuis</i>	0,2	0,4	11,6
	<i>Macoma /M calcarea</i>	4,3	1,9	12,1
	<i>Thyasira sarsi</i>	6,0	0,1	2,9
Echinodermata – pigghuder				
	<i>Ctenodiscus crispatus</i>	2,2	7,9	0,5

Det er et omfattende arbeid å måle biomasse for alle arter i et samfunn. Dessuten er biomassebestemmelser beheftet med mye variasjon. Erfaringen fra innhenting av biomassedata til denne undersøkelsen var da også at litteraturoppgaver varierer mye, selv for små arter som synes å ha ganske lik størrelse mellom ulike undersøkelser. En tilnærming til forenkling av prosedyrer kan være å klassifisere artene i vektklasser og fastsette en standardvekt for hver klasse som brukes i stedet for målte verdier. Vektklassene vil gi rom for variasjon, men det må foreligge realistiske målinger til grunnlag for klassifiseringen. I denne undersøkelsen ble en slik prosedyre utprøvd med grunnlag i de innhentede biomasseverdiene for å avklare om bruk av vektklasser vil medføre ekstra usikkerhet ved biomassebestemmelsene. Beregningene viser at det var bare mindre avvik fra beregninger basert på individuelle vekter for hver art. Resultat fra analysene er vist i Vedlegg F.

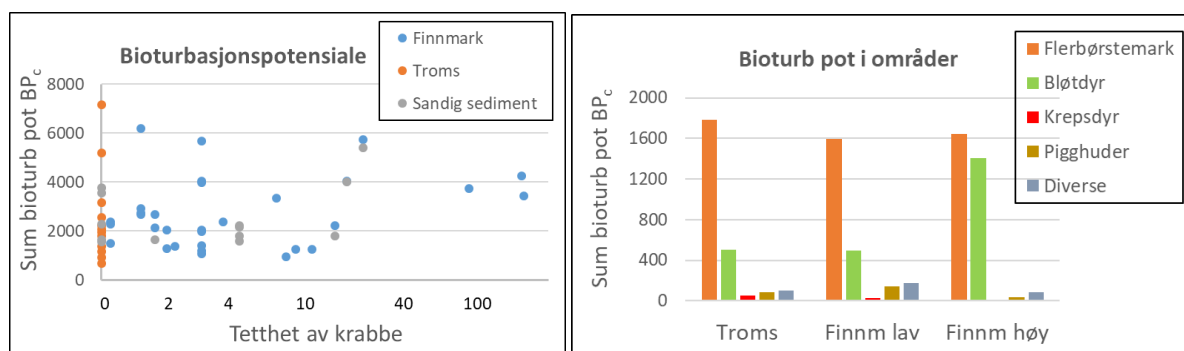
4.5 Sedimentomrøring

4.5.1 Bioturbasjonspotensiale

Beregnet bioturbasjonspotensiale for samfunnet (BP_c) for alle stasjoner i datasettet relatert til tetthet for kongekrabben er vist i Figur 11. Det var store forskjeller mellom stasjonene. Det var ingen klare trender, men stasjonene med høy krabbetetthet i Finnmark fikk verdier som var innen øvre verdiområde for stasjoner i Finnmark ved lav krabbetetthet og i Troms. Det fremkommer ingen relasjoner med sedimenttype. Resultatene indikerer at det var betydelig aktivitet i sedimentene også i områder med mye kongekrabbe.

De beregnede verdiene for BP_c ligger i samme størrelsesområde som ved undersøkelser i Nordsjøen og Østersjøen. Generelt varierer BP_c mye mellom stasjoner og områder. I sørlige Østersjøen ble det funnet at områder med forholdsvis grovt sediment hadde de høyeste verdiene (Gogina m.fl. 2017), mens undersøkelser i Nordsjøen viser at det er større forskjeller mellom områder enn mellom sedimenttyper (Birchenough m.fl. 2012, Gogina m.fl. 2020). Forsøk på å relatere BP_c til direkte eksperimentelle målinger av bioturbasjon og fluks av nedbrytningsprodukter i sedimenter har ikke kunnet påvise klare sammenhenger, men alle slike målinger er beheftet med mye usikkerhet. Det er derfor litt uklart hva BP_c i realiteten representerer, men Gogina m.fl. (2020) antyder at målingene kan være representative for blandingsdyp og stabilitet i bunnsedimentene.

Bidraget til BP_c for hovedgruppene av bunnfauna er også vist i Figur 11. Dette viser at flerbørstemarkene hadde omtrent like bidrag for alle områdene, mens det var tydelig økning for bløtdyrene ved høy krabbetetthet i Finnmark. Krepsdyr, pigghuder og summen av andre grupper hadde alle nedgang ved høy krabbetetthet. Mønsteret er nokså likt med fordelingen av biomasse mellom områdene (Tabell 6), et resultat som indikerer at artenes bidrag til sedimentaktivitet er relatert til deres samlede biomasse.



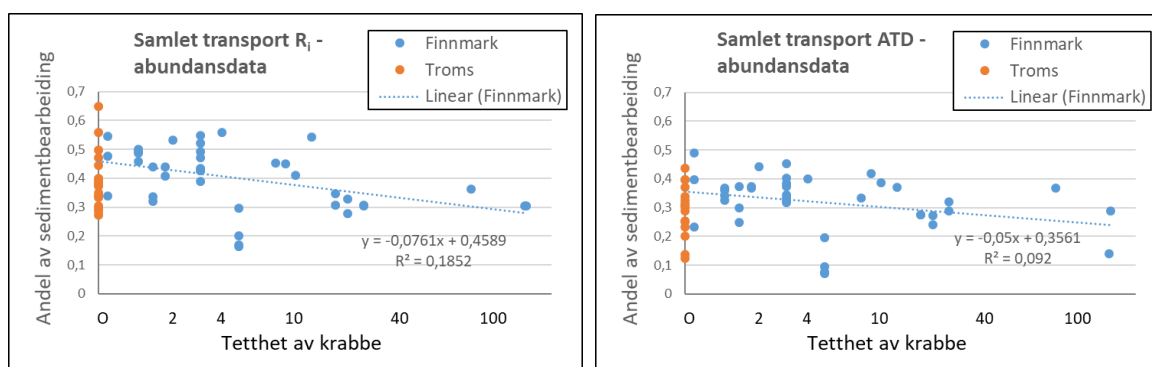
Figur 11. Beregnet bioturbasjonspotensiale på bunnfaunastasjoner i Troms og Finnmark relatert til estimert tetthet av krabbe (venstre) og gjennomsnittlig bioturbasjonspotensiale for taksonomiske hovedgrupper på stasjoner i Troms, Finnmark ved lav tetthet av krabbe (< 8 cpu) og Finnmark med høy tetthet av krabbe (> 8 cpu) (høyre).

Det var flere arter av skjell (bivalver) som bidrar til økningen av bløtdyr ved høy krabbetetthet, Spesielt artene *Eunucula tenuis* og *Macoma calcarea* hadde stor økning sammenlignet med områder med lav krabbetetthet eller ingen krabber. Både *Eunucula* og *Macoma* hadde betydelig økt biomasse ved høy krabbetetthet (Tabell 7). For flerbørstemark var de viktigste artene ved høy krabbetetthet også viktige ved lav krabbetetthet eller ingen krabber, men det var færre viktige arter. En oversikt over de viktigste artene i hvert område er vist i Vedlegg F.

4.5.2 Sedimenttransport

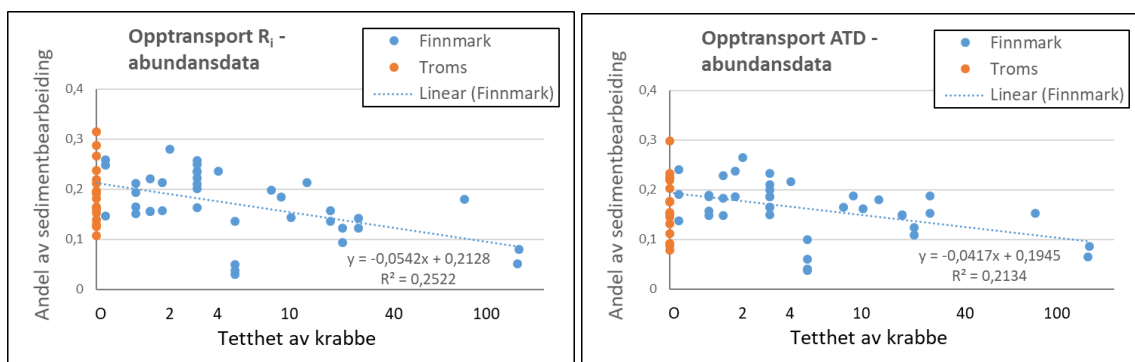
I Figur 12 presenteres resultater for samlet transport basert på artenes abundanser. I figuren er det lagt inn trendlinjer til stasjonene i Finnmark for å indikere hovedmønster mot tetthet av krabbe. Beregningene viser at det var avtagende sedimenttransport ved økte tettheter for krabbe, men det var store forskjeller mellom stasjonene. De største avvikene var for de fire stasjonene med grovkornede sedimenter i Porsangen (krabbetetthet 4,9 cpu) som hadde svært lave verdier. Den høye verdien ved krabbetetthet 14 cpu for R_i er stasjon 14 i Bøkfjorden 1994, hvor den beregnede krabbetettheten er svært usikker og mest sannsynlig estimert for høyt.

Beregningene basert på klassifisering av artene fra Querios m.fl. (2013) (faktoren R_i) ga bedre trend enn klassifisering fra Arctic Traits Database (ATD) (Figur 12). Ved analysen for R_i kan det fastsettes et nivå for sedimentbearbeiding som skiller de fleste stasjoner med høy krabbetetthet fra stasjoner med lav krabbetetthet. Alle stasjoner med krabbetetthet > 14 cpu får en andel $< 0,4$, mens de fleste stasjonene med < 10 cpu i Finnmark får en andel $> 0,4$. Ved analysen basert på ATD-data var relasjonen til krabbetetthet dårligere og det kan ikke settes noe nivå til skille mellom høy og lav krabbetetthet. Dessuten indikerte ATD-data at nesten alle stasjonene i Troms lå i samme intervall som stasjonene med høy krabbetetthet i Finnmark, mens betydelig færre stasjoner i Troms hadde tilsvarende plassering for R_i -data.



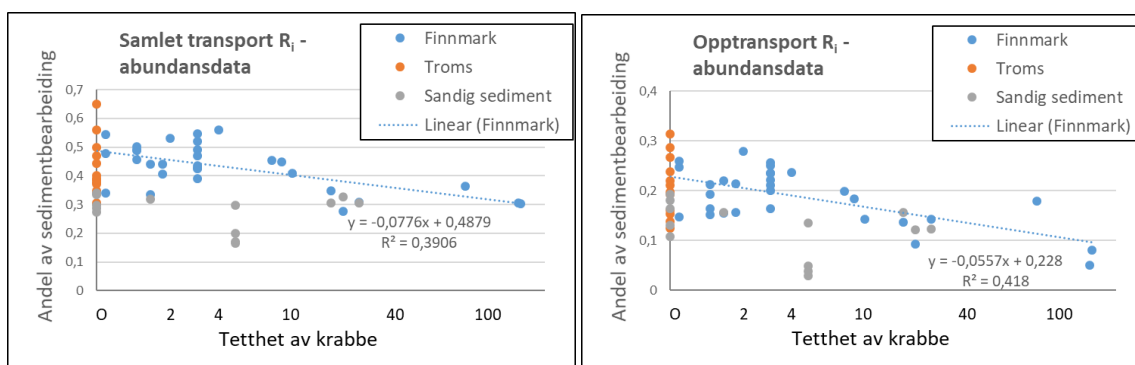
Figur 12. Beregnet sedimenttransport som andel av egenskapen sedimentbearbeiding basert på klassifisering i R_i og ATD-bioturbasjon og abundansdata for artene. Stasjonsverdier er plottet mot estimert krabbetetthet. Trendlinjer er beregnet på basis av stasjonene i Finnmark.

Tilsvarende analyser for opptransport av sediment ('upward conveyors') er vist i Figur 13. Også ved disse analysene gir R_i (Queiros-data) best resultat, men det er mindre forskjeller mellom R_i og ATD. Analysene gir litt bedre trend til krabbetetthet enn for samlet transport, men det er fortsatt et usikkert grunnlag for å fastsette et nivå til skille mellom høy og lav krabbetetthet.



Figur 13. Beregnet opptransport som andel av egenskapen sedimentbearbeiding basert på klassifisering i R_1 og ATD-bioturbasjon og abundansdata for artene.

Flere av stasjonene i Finnmark som plasserte seg under trendlinjen hadde svært sandholdige sedimenter. I Figur 14 er det vist trendlinjer for analysene av samlet transport og opptransport basert på R_1 hvor stasjoner med sandig sediment (< 40% finfraksjon) er utelatt. Også stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden hvor estimatet for krabbetetthet er svært usikkert, er utelatt. Trendlinjenens helning og plassering påvirkes bare i liten grad, men tilpasningen til linjene øker klart (økte R^2 -verdier). Figurene illustrerer at alle sandige stasjoner hadde lav til moderat andel av sedimenttransport. Andelen overstiger ikke 0,35 for samlet transport og 0,25 for opptransport. I realiteten synes sandige stasjoner å være lite påvirket av krabbetettheten. Det kan noteres at sandholdige stasjoner i Troms ligger innen samme intervall som sandholdige stasjoner i Finnmark, noe som forsterker inntrykket av at sedimenttransport i sandholdige bunntyper er generelt begrenset og heller ikke påvirkes mye av beiting fra krabben.

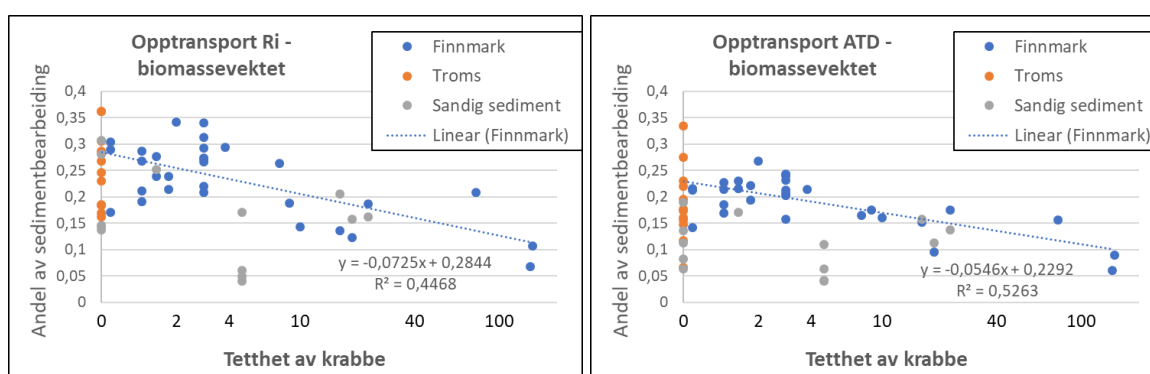


Figur 14. Beregnet sedimenttransport basert på R_1 og abundansdata for artene hvor stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) er utelatt. Også stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden hvor estimatet for krabbetetthet er svært usikkert, er utelatt.

I videre analyser ble det utprøvd om vekting av artene basert på biomasse eller størrelse ville gi bedre resultater enn vekting basert på abundanser. Analyser utført på abundansdata vil i mange sammenhenger overestimere betydningen av små individrike arter og underestimere betydningen av store arter. Men hensyn til sedimentbearbeiding er dette en åpenbar problemstilling fordi større arter både graver dypere og transporterer større volumer enn små arter, selv om små arter til sammen kan ha en betydelig samlet virksomhet. I slike tilfeller vil biomasse kunne være et bedre mål for artenes betydning. Sammenligning mellom abundans- og biomassevektete analyser gir et inntrykk av hvor mye mer eller mer presis informasjon inkludering av biomasse vil kunne gi. For biomasse ble

det også prøvd om vektning basert på individuelle vekter for artene eller på vektklasser ville gi forskjeller. Som et alternativ til biomasse ble det også utført analyser hvor data for størrelse ble benyttet for å vekte opp større arter. Størrelsesdata ble innhentet fra NIVAs database for egenskaper og fra Arctic Traits Database.

En sammenfattende oversikt over analysene er presentert i Vedlegg F. Alle analysene er utført parallelt med og uten de sandholdige stasjonene (finfraksjon < 40%) som omfatter åtte stasjoner i Finnmark og fem stasjoner i Troms. Generelt var det bedre relasjoner for biomassevektede data og vektklasser til krabbetetthet enn for abundansdata. Også for biomassevektede data var det best resultat for opptransport, og bedre resultat når sandbunnsstasjoner og prøven fra KS14-94 ble utelatt. Det var ingen særlig forskjell mellom biomassedata basert på individuelle vekter og på vektklasser. Analysene på størrelsesvektede data ga ikke bedre resultater enn biomassevektede data. De beste resultatene, som ble funnet for opptransport og artene biomassevektet, er vist i Figur 15.



Figur 15. Beregnet opptransport som andel av egenskapen sedimentbearbeiding basert på klassifisering i Ri og ATD-bioturbasjon og biomasse for artene. Ved beregning av trendlinje er stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) og stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden, hvor estimatet for krabbetetthet er svært usikkert, utelatt.

5 Indeks for tilstand

5.1 Grunnlaget for en indeks

Vannforskriften angir normative bestemmelser for tilstandsklasser til kvalitetselementet bunnlevende virvelløse dyr i kystvann (Tabell 8). De normative kravene til svært god og god tilstand i vanddirektivet sier at mangfold og mengder av taksa er innenfor verdier som normalt forbindes med uberørte forhold og at taksa som er følsomme for påvirkninger er til stede. I denne studien har det også vært lagt vekt på å vurdere i hvilken grad funksjoner som forbindes med uberørte forhold er til stede. Indirekte følger dette av kravet om tilstedeværelse av taksa som er følsomme for påvirkninger, men det er ikke tolket slik og heller ikke implementert i dagens indekser. Dette er i motsetning til EUs marine strategi direktiv hvor det også er krav til at samfunnsfunksjoner skal være slik de forbindes med uberørte forhold.

Tabell 8. Vannforskriftens normative bestemmelser for tilstandsklasser under kystvann.

Kvalitets-element	Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Bunnlevende virvelløse dyr	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er innenfor det området som normalt forbindes med uberørte forhold. Alle taksa som er følsomme for forstyrrelser og forbindes med uberørte forhold, er til stede.	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er like utenfor det området som normalt forbindes med typespesifikke forhold. De fleste følsomme taksa fra typespesifikke samfunn er til stede.	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er moderat utenfor det området som normalt forbindes med typespesifikke forhold. Taksa som indikerer forurensning, er til stede. Mange av de følsomme artene fra typespesifikke samfunn er fraværende.

Sammenfattende har denne studien analysert hvordan artssammensetning, individmengder og forekomst av arter kan relateres til tetthet av kongekrabben, videre forekomst for store og presumtivist attraktive byttedyr, samt endringer i størrelsessammensetning og fordeling av biomasse. Funksjoner har vært konsentrert om sedimentomrøring (bioturbasjon) og ulike måter å beskrive dette på. Til analysene av størrelsessammensetning, biomasse og sedimentomrøring har det vært nødvendig å innhente data om artene fra eksterne kilder. Det har her vært lagt vekt på at data skal kunne hentes fra åpne kilder med sikte på bruk i indekser som skal kunne ha allmen gyldighet.

Analysene har vist at følgende samfunns-elementer og funksjoner endrer seg ved høy krabbetetthet:

- Generelt reduseres krepsdyr og pigghuder mens bløtdyr øker
- Forekomst og tetthet av store og lite mobile flerbørstemark reduseres, samt enkelte skjell, pigghuder og diverse-arter. Både gravende arter og arter på bunnoverflaten berøres.
- Størrelsessammensetningen i bunndyrsamfunnet endres ved at andelen av arter som kan oppnå stor størrelse reduseres.
- Enkelte større arter av skjell øker både i tetthet og biomasse

- Biomassen av pigghuder, krepsdyr og diverse-gruppen avtar, mens biomassen av bløtdyr øker. Bruk av vektklasser for hver art gir nær samme resultat ved beregningene som individuelle vekter for artene.
- Sedimentomrøring som funksjon og beskrevet ved funksjonelle samfunnsanalyser endrer karakter. Måltall for samlet funksjon (bioturbasjonspotensialet) tilsier at høy aktivitet i bunnsedimentet vedlikeholdes, men delaktiviteter som sedimenttransport reduseres. Den reduserte delaktiviteten måles best når artene vektet ved biomasse, men abundansdata alene kan gi tilfredsstillende resultat.
- Områder med sandholdige bunnsedimenter gir for flere av forholdene nevnt ovenfor resultater som avviker fra finkornede sedimenter. Sedimenttransport er generelt lav i sandholdige sedimenter og endres lite ved økende krabbetetthet.

Det er ingen av samfunnselementene eller funksjonene som er analysert i foreliggende studie som entydig kan skille lokaliteter med høy krabbetetthet, og presumtivt sterkt beitepress, fra områder med lav lav krabbetetthet eller ingen krabber. Det neste er da å prøve ut om kombinasjoner av elementer og funksjoner kan oppnå dette. Aktuelle elementer vil da kunne inngå i en sammensatt indeks.

I foreliggende studie er det formulert i alt 11 ulike samfunnselementer for utprøving til en sammensatt indeks. Disse elementene omfatter relasjoner mellom abundanser og biomasse for hovedgrupper og utvalgte arter, forekomst av utvalgte store og lite mobile arter, andel av store individer, og andel av sedimenttransport ved sedimentbearbeiding (Tabell 9). I utvalget er det lagt vekt på å finne fram til elementer som representerer mest mulig uavhengige forhold. Det er også tatt hensyn til at eksterne data for beregning av relasjoner eller sedimentbearbeiding (størrelse, biomasse, bioturbasjon) kan hentes fra åpne kilder. Dersom data for individvekter ikke er tilgjengelige, kan klassifikasjonen i artsutvalget i foreliggende studie brukes til veiledning (Vedlegg D).

En sammensatt indeks kan utvikles på mange måter, men det er her tatt sikte på å utforme en enkel indeks som består av elementer som hver for seg kategoriserer faunastasjonene til påvirket eller ikke påvirket tilstand (0/1 kategorisering). For hvert element er det fastsatt en grenseverdi for påvirket/ikke påvirket tilstand. Grenseverdien er valgt til et nivå hvor en majoritet av stasjonene ved høy krabbetetthet (> 8 krabber cpu) kategoriseres riktig og bedømmes til 'påvirket' tilstand. Med majoritet menes her i de fleste tilfeller 12 av 13 stasjoner, men for noen av elementene har grenseverdien blitt justert fordi dette kravet ville føre til svært mange feilklassifiseringer ved lav krabbetetthet. For de fleste elementene bygger utforming og grenseverdier på forhold som er vist i figurer og tabeller i resultatkapitlet (Tabell 9). Nedenfor er det vist resultater fra en nærmere utprøving av de 11 elementene.

Tabell 9. Samfunnselementer som kan inngå i en indeks for effekt av kongekrabben. (*tr) = utføres på kvadratrot-transformerte data. (M+C+TT) = sum maldanider + sum capitellider + sum terebellider og trichobranchider; (Thya + N + E + M) = sum av thyasirider + Nuculana + Ennucula + Macoma; (C+O+C) = Chirimia + Owenia + Cistenides/Lagis; (N+G+E+M) = Nephtys ciliata + Galathowenia oculata + Ennucula + Macoma; (Nico + Noth + Mel + Cten + Bathy) = Nicomache + Nothria + Melinna + Ctenodiscus + Bathyarca.

Respons på krabbebeiting	Elementer i indeks	Innhold	Type	Grense-verdi	Kilde
Forholdstall mellom artsgrupper som øker og artsgrupper som avtar: biomasse eller abundans	Abundans for hovedgrupper	(Crust+Echin+Varia)/Moll	Relasjon	> 0,4	Fig. 7
	Biomasse for hovedgrupper	Poly/Moll	Relasjon	> 2	Tab. 6
	Abundans for utvalgte arter (*tr)	(M+C+TT)/(Thya+N+E+M)	Relasjon	> 2	Tab. 5 (+ del Tab. 4)
	Biomasse for utvalgte arter (*tr)	(C+O+C)/(N+G+E+M)	Relasjon	> 3	Tab. 7
Forekomst av store og lite mobile arter som ofte er til stede under normale forhold	Forekomst av store og lite mobile arter	Nico+Noth+Mel+Cten+Bathy	Forekomst	> 1	Tab. 4
Dominans	Relativ abundans (*tr)	Flerbørstemarken <i>Galathowenia oculata</i>	Andel	< 0,07	Fig. 9
Endring i beregnet størrelsessammensetning (størrelsesdata fra ATD)	Størrelse, abundans (*tr)	Store ind ATD	Andel	> 0,35	Fig. 10
Endring i beregnet sedimenttransport - biomassevektet individuelt eller vektklasser - bioturbasjonsdata fra Queiros m.fl. 2013 (Q) (samlet transport og/eller opptransport) eller ATD (opptransport))	Sedimentomrøring abundans (*tr)	Opptransp ATD	Andel	> 0,15	Fig. 13
	Sedimentomrøring abundans (*tr)	Opptransp Q	Andel	> 0,2	Fig. 13
	Sedimentomrøring biomassevektet (*tr)	Opptransp ATD	Andel	> 0,15	Fig. 15
	Sedimentomrøring biomassevektet (*tr)	Opptransp Q	Andel	> 0,21	Fig. 15

5.2 Utvikling av indeksen

5.2.1 Utprøving av elementer i en indeks

For å prøve ut hvor godt de ulike elementene skiller mellom påvirket og ikke påvirket tilstand, ble faunastasjonene delt inn i to grupper på grunnlag av estimert krabbetetthet, tilsvarende som ved analysene for forskjeller i abundanser og biomasse. Den ene gruppen besto av 43 stasjoner med lav eller ingen krabbetetthet (< 8 krabber). Den andre gruppen besto av 13 stasjoner med moderat til høy krabbetetthet (> 8 krabber).

For hvert element ble det beregnet en verdi som vurderes mot grenseverdien for 'påvirket / ikke påvirket' (0 / 1) tilstand. Alle elementene ble beregnet for hver stasjon, og vurdert på grunnlag av:

- Antall stasjoner som viste «påvirket» blant stasjonene med moderat/høy krabbetetthet
- Antall stasjoner som viste «upåvirket» blant stasjonene med lav/ingen krabbetetthet

Et element ble vurdert som vellykket dersom den klassifiserte et høyt antall stasjoner med moderat/høy krabbetetthet som «påvirket», samtidig som et høyt antall stasjoner med lav/ingen krabbetetthet ble klassifisert som «upåvirket». I og med at grenseverdiene er valgt til å vise god respons (påvirket tilstand) ved moderat/høy krabbetetthet, må elementene samtidig ikke vise respons (ikke påvirket tilstand) ved lav/ingen krabbetetthet. Kriteriene som ble satt for at et element ble vurdert som vellykket var:

- over 10 stasjoner ble klassifisert til påvirket av totalt 13 stasjoner med moderat/høy krabbetetthet
- under 1/3 av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet ble klassifisert til påvirket

Ved utprøvingen ble det prøvd med justerte grenseverdier for flere av elementene i tilfeller hvor en andel av stasjonene ved lav/ingen krabber ble klassifisert feil. De beste resultatene fra utprøvingen er vist i Tabell 10. De fleste elementene viste påvirkning på en høy andel av stasjonene (11-12 av totalt 13 stasjoner) med moderat til høy krabbetetthet. Unntaket var sedimentomrøring (opptransport - ATD, for både abundans og biomassevektede data), og biomasse for hovedgrupper. Flertallet av elementene klassifiserte også en relativt høy andel av stasjonene med lav til ingen krabbetetthet til «upåvirket», med unntak av biomasse for utvalgte arter, sedimentomrøring (opptransport - Queiros, for både abundans og biomassevektede data) og andel store individer (størrelse, abundans).

Fem enkeltelementer ble vurdert som vellykket på grunnlag av kriteriene nevnt over: Abundans for utvalgte arter, Forekomst av store og lite mobile arter, Biomasse for utvalgte arter, Abundans for hovedgrupper og Relativ abundans (Tabell 10).

Tabell 10. Oversikt over enkeltelementer og antall stasjoner som ble klassifisert som påvirket eller upåvirket blant stasjoner med både moderat/høy og lav/ingen krabbetetthet, basert på alle 56 stasjonene. Et element ble vurdert som vellykket (uthevet skrift) dersom den klassifiserte et høyt antall stasjoner med moderat/høy krabbetetthet som «påvirket», samtidig som et høyt antall stasjoner med lav/ingen krabbetetthet ble klassifisert som «upåvirket».

Element	Moderat/høy krabbetetthet (13 stasjoner)		Lav/ingen krabbetetthet (43 stasjoner)	
	Upåvirket	Påvirket	Upåvirket	Påvirket
Abundans for utvalgte arter	1	12	34	9
Forekomst av store og lite mobile arter	1	12	33	10
Biomasse for utvalgte arter	1	12	31	12
Sedimentomrøring abundans - Opptersp Q	1	12	20	23
Størrelse, abundans	1	12	17	26
Abundans for hovedgrupper	2	11	40	3
Relativ abundans	2	11	32	11
Sedimentomrøring biomassevektet - Opptersp Q	2	11	22	21
Biomasse for hovedgrupper	4	9	34	9
Sedimentomrøring abundans - Opptersp ATD	7	6	29	14
Sedimentomrøring biomassevektet - Opptersp ATD	8	5	31	12

For di flere av elementene viste avvikende resultater for faunastasjoner med grovkornet sediment (< 40 % finfraksjon), ble alle elementene også testet på et stasjonsutvalg som besto av kun stasjoner med finfraksjon > 40 %. Dette stasjonsutvalget omfattet totalt 43 stasjoner: 10 stasjoner med moderat/høy krabbetetthet og 33 stasjoner med lav/ingen krabbetetthet (Tabell 11).

Kriteriene som ble satt for at et element ble vurdert som vellykket var:

- over 7 stasjoner ble klassifisert til påvirket av totalt 10 stasjoner med moderat/høy krabbetetthet
- under 1/3 av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet ble klassifisert til påvirket

Det er de samme fem elementene som anses som vellykkede for hele stasjonsutvalget som også gir best resultat uten sandbunnsstasjoner: Abundans for utvalgte grupper, Forekomst av store og lite mobile arter, Biomasse for utvalgte arter, Abundans for hovedgrupper og Relativ abundans. Det var imidlertid en økning i andel riktig klassifiserte stasjoner ved lav/ingen krabbetetthet for de to

elementene for biomasse (arter og hovedgrupper) og for alle elementene på sedimentomrøring. Størst var økningen for Sedimentomrøring abundans -opptransport Q som endret seg fra 20 av 43 (46 %) til 20 av 33 (60 %) og Sedimentomrøring abundans -opptransport ATD som endret seg fra 29 av 43 (67 %) til 27 av 33 (81 %).

Tabell 11. Oversikt over enkeltelementer og antall stasjoner som ble klassifisert som påvirket eller upåvirket blant stasjoner med både moderat/høy og lav/ingen krabbetetthet, basert på 43 stasjoner med finfraksjon > 40 %. Et element ble vurdert som vellykket (uthevet skrift) dersom den klassifiserte et høyt antall stasjoner med moderat/høy krabbetetthet som «påvirket», samtidig som et høyt antall stasjoner med lav/ingen krabbetetthet ble klassifisert som «upåvirket».

Element	Moderat/høy krabbetetthet (10 stasjoner)		Lav/ingen krabbetetthet (33 stasjoner)	
	Upåvirket	Påvirket	Upåvirket	Påvirket
Abundans for utvalgte arter	1	9	27	6
Forekomst av store og lite mobile arter	1	9	26	7
Biomasse for utvalgte arter	1	9	26	7
Relativ abundans	1	9	24	9
Sedimentomrøring abundans - Opptransp Q	1	9	20	13
Størrelse, abundans	1	9	15	18
Abundans for hovedgrupper	2	8	30	3
Sedimentomrøring biomassevektet- Opptransp Q	2	8	19	14
Biomasse for hovedgrupper	4	6	29	4
Sedimentomrøring abundans - Opptransp ATD	6	4	27	6
Sedimentomrøring biomassevektet - Opptransp ATD	7	3	29	4

5.2.2 Forslag til indeks

Ulike forslag til en sammensatt indeks er utarbeidet på grunnlag av følgende retningslinjer:

- Indeksen bør bestå av delkomponenter (elementer) som representerer ulike strukturelle og funksjonelle forhold i bunndyrsamfunnet
- Delkomponentene skal representere mest mulig uavhengige forhold.
- Delkomponentene bør vise en forventet respons (påvirket) ved moderat/høy krabbetetthet, og samtidig ikke vise respons (ikke påvirket) ved lav/ingen krabbetetthet.
- Den sammensatte indeksen bør vise en forventet respons (påvirket) ved moderat/høy krabbetetthet, og samtidig ikke vise respons (ikke påvirket) ved lav/ingen krabbetetthet.
- Delkomponenter som er enkle å beregne er å foretrekke fremfor mer kompliserte dersom andre forhold er like.

Forslag 1: indeks med 3 delkomponenter

Indeksen består av tre delkomponenter (elementer) som representerer strukturelle forhold i bunndyrsamfunnet og som alle var vellykket etter vurderingskriteriene: Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter og Relativ abundans (Tabell 12). Elementene har noen grad av intern avhengighet. For at en indeks med tre delkomponenter skal klassifisere en stasjon som upåvirket må minst 2 av 3 delkomponenter vurderes som upåvirket. Indeksen klassifiserer en høy andel av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet som upåvirket (38 av 43), og en høy andel av stasjonene med moderat/høy krabbetetthet som påvirket (12 av 13).

Forslag 2: indeks med 4 delkomponenter

Indeksen består av de samme tre elementene som over, men omfatter også Sedimentomrøring som oppfattes som nær uavhengig av de tre andre elementene (Tabell 12). Indeksen benytter sedimentomrøring basert på abundans-data, siden dette er lettere tilgjengelig enn biomasse-vektede data, og de to enkeltelementene klassifiserer stasjonene ganske likt (Tabell 10). For at indeksen skal klassifisere en stasjon som upåvirket må minst 3 av 4 delkomponenter vurderes som upåvirket. Indeksen klassifiserer en høy andel av stasjonene med moderat/høy krabbetetthet som påvirket (12 av 13), mens andelen av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet som klassifiseres som upåvirket er lavere (30 av 43) enn for indeksen med kun tre delkomponenter.

Forslag 3: indeks med 5 delkomponenter

Indeksen består av de samme 4 elementene som over, men omfatter også Biomasse for utvalgte arter (Tabell 12). For at indeksen skal klassifisere en stasjon som upåvirket må minst 3 av 5 delkomponenter vurderes som upåvirket. Indeksen klassifiserer en høy andel av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet som upåvirket (37 av 43), og en høy andel av stasjonene med moderat/høy krabbetetthet som påvirket (12 av 13).

Forslag 4: indeks med 6 delkomponenter

Indeksen består av de samme 5 elementene som over, men omfatter også Abundans for utvalgte arter (Tabell 12). For at indeksen skal klassifisere en stasjon som upåvirket må minst 4 av 6 delkomponenter vurderes som upåvirket. Indeksen klassifiserer en høy andel av stasjonene med moderat/høy krabbetetthet som påvirket (12 av 13), mens andelen av stasjonene med lav/ingen krabbetetthet som klassifiseres som upåvirket er lavere (31 av 43) enn for indeksen med 3 og 5 delkomponenter.

Tabell 12. Forslag til sammensatt indeks bestående av 3, 4, 5 eller 6 delkomponenter. Oversikten viser antall stasjoner med moderat/høy krabbetetthet som klassifiseres som påvirket, og antall stasjoner med lav/ingen krabbetetthet som klassifiseres som upåvirket, for de ulike indeks-alternativene. Indeksene ble testet på hele stasjonsutvalget (56 stasjoner).

Forslag no.	Elementer i forslag til indeks	Antall komponenter	Kriterium for påvirket/ikke påvirket	Påvirket, moderat/høy (13 stasjoner)	Upåvirket, lav/ingen (43 stasjoner)
1.	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans	3	Minst 2 av 3 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	12 (92%)	38 (88%)
2.	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q	4	Minst 3 av 4 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	12 (92%)	30 (70%)
3.	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q; Biomasse for utvalgte grupper NY	5	Minst 3 av 5 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	12 (92%)	37 (86%)
4.	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q; Biomasse for utvalgte arter; Abundans for utvalgte arter	6	Minst 4 av 6 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	12 (92%)	31 (72%)

De fire sammensatte indeksene ble også testet på stasjonsutvalget som besto av kun stasjoner med sediment finfraksjon > 40 % (10 stasjoner med moderat/høy krabbetetthet og 33 stasjoner med lav/ingen krabbetetthet). Resultatene ble i all hovedsak de samme som for hele stasjonsutvalget, men indeksforslagene som inkluderer sedimentomrøring fikk alle litt bedre resultat (Tabell 13). For stasjoner med moderat og høy krabbetetthet var det like resultater for alle forslagene (henholdsvis 12 av 13 og 9 av 10)

Tabell 13. Forslag til sammensatt indeks bestående av 3, 4, 5 eller 6 komponenter. Oversikten viser antall stasjoner med moderat/øy krabbetetthet som ble klassifisert som påvirket, og antall stasjoner med lav/ingen krabbetetthet som ble klassifisert som upåvirket, for de ulike indeks-alternativene. Indeksene ble testet på stasjonene med finfraksjon > 40 % (43 stasjoner).

Forslag no.	Forslag til indeks	Antall komponenter	Kriterium for påvirket/ikke påvirket	Påvirket, moderat/høy (10 stasjoner)	Upåvirket, lav/ingen (33 stasjoner)
1	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans	3	Minst 2 av 3 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	9 (90%)	29 (88%)
2	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q	4	Minst 3 av 4 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	9 (90%)	24 (73%)
3	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q; Biomasse for utvalgte arter	5	Minst 3 av 5 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	9 (90%)	30 (91%)
4	Abundans for hovedgrupper; Forekomst av store og lite mobile arter; Relativ abundans; Sedimentomrøring abundans_Opptransp Q; Biomasse for utvalgte arter; Abundans for utvalgte arter	6	Minst 4 av 6 komponenter upåvirket for samlet 'upåvirket'	9 (90%)	24 (73%)

Foreløpig er indeksen utviklet som en binærindeks med resultat 'påvirket / ikke påvirket'. Med denne kan tilstanden 'påvirket' gi grunnlag for å nedklassifisere tilstandsvurderingen med én tilstandsklasse dersom denne er beregnet til 'svært god' eller 'god'. Det kan også være aktuelt å utvikle en kvantitativ indeks hvor indeksverdien multipliseres med EQR-verdien fra tilstandsklassifiseringen. Denne indeksen må da gi verdien 1 eller svært nær for 'ikke påvirket' tilstand og en verdi for eksempel omkring 0,7-0,8 for 'påvirket' tilstand.

6 Sammenligning med bløtbunnsindeksene

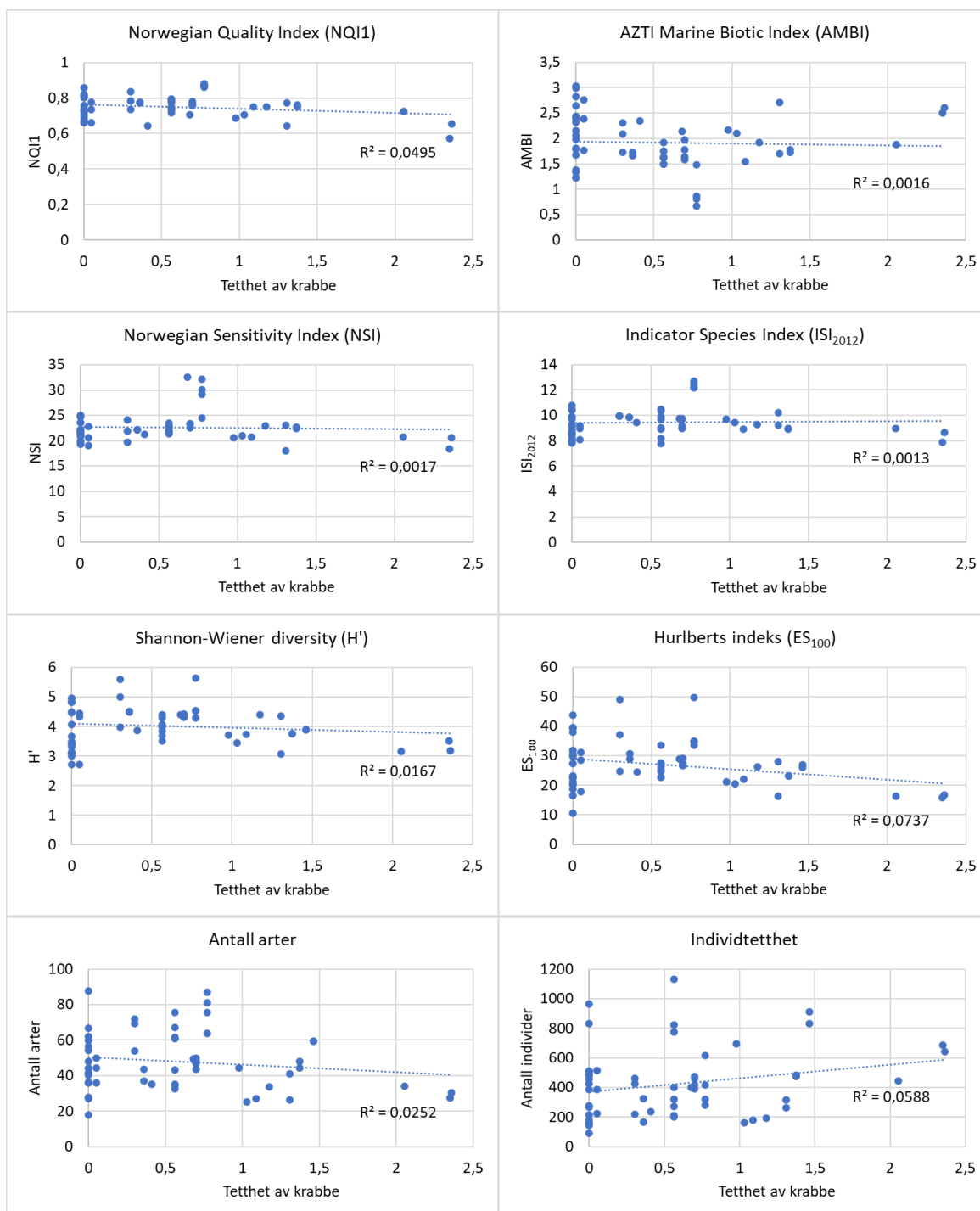
Bløtbunnsfauna undersøkes rutinemessig ifm. miljøovervåking av havbruksanlegg og petroleumsvirksomhet, resipientundersøkelser for kommuner og industri, og ved basis- og trendovervåking for myndighetene. For denne typen undersøkelser beregnes det fem indekser på grunnlag av faunadata, og gjennomsnittet av de fem indeksene angir hvilken økologisk tilstandsklasse en stasjon eller lokalitet befinner seg i (iht. Vannforskriften, se Veileder 02:2018). De fem indeksene inkluderer både artsdiversitet og artenes sensitivitet eller følsomhet for forstyrrelse, og omfatter:

- artsmangfold ved indeksene H' (Shannons diversitetsindeks) og ES_{100} (Hurlberts diversitetsindeks)
- ømfintlighet ved indeksene ISI_{2012} (Indicator Species Index, versjon 2012) og NSI (Norwegian Sensitivity Index)
- den sammensatte indeksen $NQI1$ (Norwegian Quality Index, versjon 1), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet

AMBI-indeksen (AZTI Marine Biotic Index) blir ikke klassifisert på selvstendig grunnlag, men inngår som parameter for sensitivitet i den sammensatte $NQI1$ -indeksen.

Indeksene for bløtbunnsfauna har vist seg godt egnet til å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning på bunndyrssamfunn. I slike tilfeller blir ofte fauna dominert av en eller flere tolerante eller opportunistiske arter som blir svært tallrik, og dette gir seg tydelige utslag på både diversitets- og sensitivitetsindeksene. Ved andre typer påvirkning, for eksempel ved industriforurensning, liten tilgang på næring eller oksygenvinn, finner man derimot en svært utarmet fauna (både få arter og få individer). En parallell reduksjon i både antall arter og antall individ medfører i mange tilfeller likevel ikke at diversitetsindeksene reduseres. Sensitivitetsindeksene hvor artenes grad av toleranse inngår, slår heller ikke nødvendigvis ut når man ikke har en økning i typisk forurensningstolerante arter. I slike tilfeller kan man ofte få en «kunstig høy» diversitet og altså bedre tilstandsklasse enn den faktiske tilstanden er.

De fem bløtbunnsindeksene har blitt beregnet for alle stasjoner i datasettet som er satt sammen for denne studien, og plottet mot beregnet krabbetetthet. Figur 16 viser at de vanlige bunndyrsindeksene ikke reduseres vesentlig på stasjoner med høy krabbetetthet. Det er liten til ingen sammenheng mellom indeksverdiene og krabbetetthet, og ingen R^2 -verdier er over 0,1. Høyest korrelasjon er det mellom krabbetetthet og Hurlberts diversitetsindeks ES_{100} ($R^2=0,07$, negativ) og individtetthet ($R^2=0,06$, positiv). Dette viser at det er et behov for andre indekser eller elementer for å estimere kongekrabbens effekt på bunnfauna.



Figur 16. Bløtbunnsindeksene og antall arter og individer (beregnet for 0,1 m²) for alle stasjoner i stasjonsutvalget relatert til beregnet krabbetetthet. Skala for tetthet av krabbe (horisontalaksen) er log-transformert for å vise mønstre ved lave krabbetettheter (0,5 = 3,2 krabber, 1 = 10 krabber, 2 = 100 krabber) .

7 Diskusjon/konklusjon

7.1 Utredningsarbeidet og forslagene til indeks

Bakgrunnen for foreliggende utredning er usikkerhet knyttet til om systemet som i dag benyttes til å vurdere miljøpåvirkninger og tilstand i norske kystområder vil fange opp effekter på bunnøkosystemer som forårsakes av kongekrabben. Som fremmed art skal kongekrabben etter vannforskriften vurderes med hensyn til effekter for økologisk tilstand i berørte vannforekomster. Det er også et moment at i områder med høy krabbetetthet hvor det foreligger flere påvirkningstyper (f.eks. akvakultur), kan det være uvisst hvilken påvirkningstype som fører til redusert tilstand, som i sin tur vil ha betydning for eventuelle tiltak. Denne utredningen er gjennomført på basis av eksisterende prøvedata fra områder hvor det ikke foreligger andre kjente påvirkningstyper enn kongekrabbe (se kapittel 3.2.2). Det kan noteres at når de ordinære bløtbunnsindeksene har blitt beregnet på dette datasettet, er det liten sammenheng mellom indeksverdier og krabbetetthet (Figur 16). Dette støtter bakgrunnen for utredningen hvor det har vært tvil om effektene av kongekrabben fanges opp i dagens indekssystem under vanddirektivet.

Faglige undersøkelser har påvist endringer i artssammensetning og produksjonsforhold og indikert endringer i økosystemfunksjoner i de invaderte områdene (Oug m.fl. 2011, 2018, Fuhrmann m.fl. 2015). Foreliggende utredning har derfor hatt som mål å prøve ut et spekter av strukturelle og funksjonelle elementer i bunndyrsamfunn med sikte på å finne fram til forhold av generell karakter som kan knyttes til kongekrabben og som kan utvikles til effektmål i form av kriterier eller indekser.

Utredningen har vært gjennomført på basis av data fra bunnfaunastasjoner i Finnmark og Troms som spenner fra områder med svært høy tetthet av krabber til områder med lav tetthet eller ingen krabber. For alle stasjoner i invaderte områder har det vært estimert en mengdeverdi for krabber basert på tråldata fra bestandsovervåking av krabben. Mange av de undersøkte samfunnelementene viste generelle relasjoner fra høy krabbetetthet til ingen krabber, men det var mye variasjon mellom stasjoner og ingen enkeltforhold kunne relateres presist til tetthet av krabbe. Dette kan tilskrives variasjoner i naturforhold på stasjonene (f.eks. bunnsedimenter, dyp, tilførsler av næringsemner), og også mulige påvirkningsfaktorer som ikke er registrert. Naturlige variasjoner kommer spesielt til uttrykk for stasjonene i Troms hvor det for et flertall av de analyserte samfunnelementer var omtrent like stor variasjon mellom stasjoner som det var i Finnmark fra områder uten krabbe til områder med høy tetthet av krabbe. Med så stor naturlig variasjon kan det være vanskelig å skille mellom hva som er effekter av krabben og hva som er naturlig variasjon. For stasjonene i Finnmark kommer det forhold i tillegg at estimatene for krabbetetthet har en vesentlig grad av usikkerhet fordi det er stor variasjon i tråldataene og fordi bunnfaunastasjonene potensielt kan ligge på lokaliteter med annen krabbetetthet enn der trålingene har vært gjennomført.

På bakgrunn av all variasjon som fremkommer i analysene ble det vurdert som urealistisk å utarbeide relasjoner i form av funksjoner mellom grad av påvirkning og nivå for krabbetetthet. I stedet har det blitt valgt å benytte et enklere prinsipp hvor grad av påvirkning angis binært (ikke påvirket /påvirket) og hvor dette plasseres et sted mellom lav og svært høy krabbetetthet. Binære målelementer lar seg enkelt kombinere til en sammensatt indeks hvor dennes verdi fastsettes på basis av resultatet for et flertall av komponentene. Ved dette tas det høyde for variasjon og usikkerheter. Indeksens styrke vil ligge i å sette sammen komponenter som er minst mulig korrelerte og har uavhengige responser. I denne studien ble indekser med tre komponenter vurdert som minimum.

De samfunnselementer som best kunne relateres til krabbetetthet omfattet abundanser for hovedgrupper av arter og enkelte arter, dominans av børstemarken *Galathowenia oculata*, biomasse for enkelte arter og forekomst av store og lite mobile arter. Samfunnselementer for sedimentomrøring (funksjoner) ga dårligere resultater, men flere av disse elementene hadde vesentlig forbedret respons når stasjoner med svært sandholdige sedimenter ikke ble inkludert. Noen av elementene ble forbedret når artsmengde ble representert med biomasse i stedet for abundanser, men i de fleste tilfeller var endringene for små til å berettigg bruk av biomassedata. Måling av biomasse er arbeidskrevende og gjennomføres normalt ikke ved rutineundersøkelser i norske farvann. En liten studie med arter kategorisert i vektgrupper viste imidlertid svært like resultater som analyser basert på faktiske målinger og kan være et langt mindre arbeidskrevende alternativ.

Ved utprøving av samfunnselementer for antall riktig klassifiserte stasjoner (ikke påvirket/ påvirket) ble stasjonene inndelt i en gruppe for ingen krabbe og lav krabbetetthet og en gruppe for høy krabbetetthet. Trolig har minst en stasjon havnet i feil gruppe på grunn av usikkerhet ved estimatene for krabbetetthet. Dette gjelder stasjon KS14 1994 i indre Bøkfjord hvor krabbetettheten mest sannsynlig er estimert for høyt (14 krabbe cpu). Denne stasjonen ble feilklassifisert (som ikke påvirket) i stasjonsgruppen for høy krabbetetthet for 9 av de 11 elementene, som var hovedgrunnen til at 12 av 13 stasjoner ble beste resultat. Denne stasjonen ble innsamlet på et tidspunkt før bestanden av krabbe økte dramatisk i Varanger og mens bestandsovervåkingen basert på tråltrekk var begrenset. Usikkerhet ved estimatet av krabbetetthet har nok bidratt til at alle samfunnselementer feilklassifiserte minst en stasjon både i gruppen for ingen krabbe og lav krabbetetthet og gruppen for høy krabbetetthet.

Målet ved en sammensatt indeks er å oppnå flere riktig klassifiserte stasjoner enn hva som er tilfelle for hver av de enkelte komponentene. Ved utprøving av kombinasjoner av elementer ble det tatt utgangspunkt i de elementene som hadde færrest feilklassifiseringer for å begrense omfanget av utprøvinger. En systematisk tilnærming som startet med tre elementer og hvor et nytt element ble lagt til opp til i alt seks elementer ble valgt. Det ble ikke funnet noen kombinasjoner som klassifiserte alle stasjoner riktig.

Av forslagene til tre elementer var en kombinasjon basert på forekomster og abundanser best. Dette forslaget (forslag 1) er attraktivt fordi det er enkelt å beregne og gir samtidig riktig klassifisering for et høyt antall stasjoner i datasettet. Ulempen er at elementene bare representerer struktur i organismesamfunnet og at det er en viss grad av avhengighet mellom dem. I eventuelle situasjoner hvor abundansforhold ikke tydelig endres, vil dette forslaget kunne gi feil klassifisering. I og for seg viser erfaringene fra indeksene i miljøovervåking at effekter av kongekrabben ikke generelt gir utslag på abundans- og dominansforhold i bunnfaunasamfunn selv om foreliggende studie indikerer at effekter kan fanges opp på enkelte organismegrupper og arter.

De påfølgende forslagene (2-4), som inkluderer sedimentomrøring og biomasse, vil kunne fange opp tilfeller hvor påvirkning fra krabben kan ha andre utslag enn endring av abundanser. Disse forslagene vil derfor forventes å være mer robuste overfor ulike effekter på bunndyrsamfunnene. Forslag 2 som har sedimentomrøring i tillegg gir imidlertid dårligere klassifisering enn forslaget med tre elementer. Dette kan ha å gjøre med kravet til tre av fire for å angi upåvirket tilstand, som er strengere enn kravet til to av tre.

Ved forslag 3 som også inkluderer biomasse og har 3 av 5 som krav for upåvirket tilstand er andel riktig klassifiserte stasjoner på nivå med forslag 1. Denne kombinasjonen klassifiserer 49 av 56 stasjoner riktig (86 %). Når stasjoner med sandig sediment holdes utenfor, gir denne riktig

klassifisering for 39 av 43 stasjoner (91 %). Resultatet blir enda litt bedre hvis stasjon KS14 1994, som mest sannsynlig har for høyt estimat for krabbetetthet, også holdes utenfor.

Forslag 4 som også inkluderer abundans for utvalgte arter og har 4 av 6 som krav gir tilsvarende som forslag 2 dårligere klassifisering enn forslaget uten det tillagte elementet. Også i dette tilfellet kan kravet til 4 av 6, som er litt strengere enn kravet til 3 av 5, ha betydning. Det kan også spille inn at elementet abundans for utvalgte arter ikke representerer noen ny informasjon utover de abundansbaserte elementene som ellers inngår. Ved dette forslaget er det ingen endring av betydning når stasjoner med sandig sediment holdes utenfor.

Vurdert på basis av antall riktig klassifiserte stasjoner i foreliggende datasett gir forslagene 1 og 3 (se Tabell 12) best resultater og fremstår som omtrent likeverdige.

- Forslag 1 er enkelt å beregne ved ordinære kvantitative undersøkelser på basis av opparbeidete artslistene. Dette gjør forslaget attraktivt for bruk i ordinære miljøundersøkelser og ved overvåking.
- Forslag 3 krever noe mer innsats, men er mer robust og gir trolig større sikkerhet for riktig klassifisering. Til forslag 3 kreves det biomasseverdier for syv arter og data for bioturbasjon etter klassifikasjonen i Queiros m.fl. (2013). Biomassedata kan måles eller hentes fra litteratur. Data for bioturbasjon må hentes fra artikkelen til Queiros m.fl. (2013) eller fra baser hvor disse foreligger digitalisert. Digitaliserte data for mange norske arter foreligger i NIVAs base og kan hentes ut på forespørsel.

Basert på foreliggende datamateriale blir alle stasjoner med høy tetthet av krabbe klassifisert riktig ved forslag 1 og 3 når stasjon KS14 1994 holdes utenfor. Samtidig blir én av 8-9 stasjoner uten krabber eller med lav krabbetetthet klassifisert feil. Hvis indeksen bare benyttes for finkornede sedimenter blir andelen feilklassifiserte lavere. Feilklassifiserte stasjoner uten krabber kan skyldes spesielle naturforhold eller andre faktorer (fysiske forstyrrelser) som gir lignende effekter på bunnfauna som påvirkning fra kongekrabben.

7.2 Veien videre

Foreliggende utredning må betraktes som et første forsøk på å utforme en indeks for vurdering av kongekrabbens påvirkning på bløtbunnsfauna, og som kan anvendes ved ordinær prøvetaking for å karakterisere miljøtilstanden i vannforekomster. Hvor godt de fire sammensatte indeksene som utredningsarbeidet har ledet fram til vil fungere i praksis gjenstår å prøve ut. Et første skritt, og det mest nærliggende, vil være å beregne indeksene på basis av datamateriale som ikke har vært benyttet i utviklingsarbeidet. Dette forutsetter at det kan innhentes kvantitative data for bløtbunnsfauna for et tilstrekkelig antall stasjoner i Troms og Finnmark og samtidig fastsettes realistiske mål for krabbetetthet til stasjonene. Et slikt datasett bør anslagsvis omfatte 20 eller flere stasjoner og bør ha et vesentlig spenn i krabbetetthet. Alle data fra tiden etter 2016 er aktuelle, men det foreligger også data fra undersøkelser i Finnmark før dette som kan inngå. I tillegg til eksisterende data vil en utprøving også kunne omfatte løpende prosjekter.

Det kan også vurderes å inkludere data fra områder med andre kjente påvirkningsfaktorer. Dette kan gi indikasjoner på i hvilken grad forslagene til en kongekrabbeindeks kan skille mellom ulike påvirkningstyper. Ved denne utprøvingen bør alle vanddirektivets indekser samt alle forslag til sammensatte indekser fra denne utredningen beregnes.

Dersom en uttesting av indeksen er positiv og bekrefter at samfunnselementene som foreslås til en kongekrabbeindeks har generell karakter, kan det vurderes å utvikle en kvantitativ indeks hvor det fastsettes grenseverdier etter de normative bestemmelsene for tilstandsklasser i vannforskriften. Dette vil mest sannsynlig kreve noe mer innsats for å utvikle sterkere relasjoner (mindre variasjon) mellom grad av påvirkning og nivå for krabbetetthet for de enkelte samfunnselementene. En av de vesentlige usikkerhetene i foreliggende utredning er fastsetting av krabbetetthet for de enkelte stasjonene.

Videre kan det vinnes mer sikkerhet ved å redusere så mye som mulig av naturlig variasjon i datamaterialet. Dersom det foreligger et større datamateriale til analyse, kan delutredninger gjennomføres for stasjoner med mest mulig like naturforhold. En annen mulighet er å analysere forskjeller ved før-etterundersøkelser på faste stasjoner. I foreliggende utredning fantes det bare før-etterdata fra noen få stasjoner i Bøkfjorden og Varanger. Ettersom krabben ekspanderer til nye områder (etter 2016), vil det være mulig å få fram flere slike datasett fra områder hvor det har vært gjort tidligere undersøkelser.

8 Referanser

- Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018.
<https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Berge, J.A., Beylich, B., Brooks, S., Jaccard, P.F., Tobiesen, A., Øxnevad, S. (2012). Overvåking av Bøkfjorden 2011 og giftighetstesting av gruvekjemikaliene Magnafloc LT38 og Magnafloc 10. NIVA rapport 6310-2012.
- Birchenough, S.N.R., Parker, R.E., McManus, E., Barry, J. (2012). Combining bioturbation and redox metrics: potential tools for assessing seabed function. *Ecological Indicators* 12: 8-16.
- Borgersen, G., Trannum, H.C., Gundersen, H., Vedal, J. (2019). Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivetsverdier. NIVA-rapport 7366-2019.
- Borgersen, G., Fagerli, C.W., Gitmark, J.K., Oug, E., Rinde, E., Trannum, H.C. (2022). Vurdering av marine høyrisiko-arter i fremmedartslista: hvordan bør de inngå i tilstandsklassifisering etter vannforskriften? NIVA-rapport 7710-2022. Miljødirektoratet-rapport M-2228.
- Degen R., Faulwetter S. (2019). The Arctic Traits Database – a repository of Arctic benthic invertebrate traits. *Earth System Science Data* 11: 301-322.
- Falk-Petersen, J., Renaud, P., Anisimova, N. (2011). Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtchaticus*) in the Barents Sea – a review. *ICES Journal of Marine Science* 68, 479-488.
- Fuhrmann, M.M., Pedersen, T., Ramasco, V., Nilssen, E.M. (2015). Macrobenthic biomass and production in a heterogenic subarctic fjord after invasion by the red king crab. *Journal of Sea Research* 106: 1-13.
- Gogina, M., Morys, C., Forster, S., Gräwe, U., Friedland, R., Zettler, M.L. (2017). Towards benthic ecosystem functioning maps: quantifying bioturbation potential in the German part of the Baltic Sea. *Ecological Indicators* 73: 574-588.
- Gogina, M., Zettler, M.L., and 13 others (2020). Interregional comparison of benthic ecosystem functioning: community bioturbation potential in four regions along the NE Atlantic coast. *Ecological Indicators* 110: 105945.
- Hjelset, A.M. (2017). Red king crab survey data from Finnmark Northern Norway in the period 1994 - 2016. Institute of Marine Research, Norway. http://gbif.imr.no/ipt/resource?r=imr_kingcrab
- ICES (2018). Report of the Working Group on Biodiversity Science (WGBIODIV), 5–9 February 2018, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/EPDSG:01. 82 pp.
- Jørgensen, L.L., Nilssen, E.M. (2011). The invasive history, impact and management of the red king crab *Paralithodes camtchaticus* off the coast of Norway. In: Galil et al (eds) *In the wrong place – alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts*. Springer Series in Invasion Biology 6. Springer. Pp. 521-536.
- Oug, E., Cochrane, S.K.J., Sundet, J.H., Norling, K., Nilsson H.C., Vansteenbrugge, L. (2010). Effekter av kongekrabben på øko-systemet på bløtbunn: undersøkelser i Varanger 2006-2009. NIVA-rapport 6037-2010.

- Oug, E., Cochrane, S.K.J., Sundet, J.H., Norling, K. & Nilsson H.C. (2011). Effects of the invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) on soft-bottom fauna in Varangerfjorden, northern Norway. *Marine Biodiversity* 41: 467-479.
- Oug, E., Sundet, J.H., Cochrane, S.K.J. (2018). Structural and functional changes of soft-bottom ecosystems in northern fjords invaded by the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*). *Journal of Marine Systems* 180: 255-264.
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J. (2016). Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Miljødirektoratets rapportserie M-633.
- Queirós, A.M., Birchenough, S.N.R., Bremner, J., Godbold, J.A., Parker, R.E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P.J., Colen, C.V., Hoey, G.V., Widdicombe, S. (2013). A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecol. Evolution* 3, 3958-3985.
- Skaare, B.B., Oug, E., Nilsson, H.C. (2007). Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark 2007. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA rapport 5473-2007.
- Skei, J., Rygg, B., Sørensen, J. (1995). Miljøundersøkelse i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark. Bløtbunnsfauna, sedimenter og partikler i vann juni 1994. NIVA rapport 3281-1995.
- Solan, M., Cardinale, B.J., Downing, A.L., Engelhardt, K.A.M., Ruesink, J.L., Srivastava, D.S. (2004). Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science* 306: 1177-1180 (+ supporting online material)
- Sundet, J.H., Rafter, E.E., Nilssen, E.M. (1999). Sex and seasonal variation in the stomach content of the red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in the southern Barents Sea. In: Klein C.V.V & Schram F.R (eds). *The biodiversity crisis and Crustacea*. Balkema publishers, Rotterdam. Pp 193-200.
- Sundet, J.H., Berenboim, B. (2008). Research on the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) from the Barents Sea in 2005-2007. IMR/PINRO Joint report series 3:2008.
- Sundet, J.H., Hoel, A.H. (2016). The Norwegian management of an introduced species: the Arctic red king crab fishery. *Maine Policy* 72: 278-284.
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Vedlegg A.

Oversikt over de 56 stasjonene som ble benyttet for analyse av bløtbunnsfauna. Koordinater er oppgitt i WGS84.

Fylke (eldre betegnelser)	Fjordområde	Prøvetakings- år fauna	Stasjons- kode	Dataeier faunadata	Innsamlet areal (m ²)	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)
Finnmark	Bøkfjorden indre	1994	KS14	NIVA	0,4	69,7963	30,04606	196
Finnmark	Bøkfjorden indre	2007	KS14	NIVA	0,4	69,7963	30,04606	200
Finnmark	Bøkfjorden indre	2016	BT134	Norconsult AS	0,3	69,77165	29,94845	100
Finnmark	Bøkfjorden ytre	1994	KS17	NIVA	0,4	69,816	30,13812	225
Finnmark	Bøkfjorden ytre	1994	KS18	NIVA	0,4	69,82783	30,12879	240
Finnmark	Bøkfjorden ytre	1994	KS19	NIVA	0,4	69,84767	30,10379	262
Finnmark	Bøkfjorden ytre	1994	KS20	NIVA	0,4	69,86417	30,12746	266
Finnmark	Bøkfjorden ytre	2007	KS19	NIVA	0,4	69,8483	30,10286	254
Finnmark	Bøkfjorden ytre	2012	KS19	NIVA	0,4	69,8483	30,10286	254
Finnmark	Kobbholmfjorden	2009	K01	NIVA	0,4	69,7698333	30,69733333	154
Finnmark	Kobbholmfjorden	2012	K01	NIVA	0,2	69,7698333	30,69733333	154
Finnmark	Laksefjorden indre	2012	St 3	Akvaplan-niva AS	0,2	70,41756	26,69522	66
Finnmark	Laksefjorden indre	2012	St 4	Akvaplan-niva AS	0,2	70,41865	26,69855	67
Finnmark	Laksefjorden indre	2017	St3	Akvaplan-niva AS	0,2	70,41756	26,69522	66
Finnmark	Laksefjorden indre	2017	St4	Akvaplan-niva AS	0,2	70,41865	26,69855	59
Finnmark	Laksefjorden ytre	1999	14F	Akvaplan-niva AS	0,4	70,95325	27,31393	56
Finnmark	Porsangerfjorden indre	1997	PFS	NIVA	0,125	70,209	25,25033	120
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2015	Re 2	Akvaplan-niva AS	0,2	70,7572	25,64567	121
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2015	Re 3	Akvaplan-niva AS	0,2	70,76035	25,65656667	100
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2017	C1	Akvaplan-niva AS	0,2	70,80748	25,82688	50
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2017	C2	Akvaplan-niva AS	0,2	70,808	25,8414667	48
Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2017	C3	Akvaplan-niva AS	0,2	70,80777	25,83378	77

Finnmark	Porsangerfjorden ytre	2017	CF	Akvaplan-niva AS	0,2	70,80389	25,7815	55
Finnmark	Tanafjorden	2014	BR43	Norconsult AS	0,4	70,875854	28,638043	300
Finnmark	Tanafjorden	2014	BR45	Norconsult AS	0,4	70,922246	28,781593	250
Finnmark	Varangerfjorden indre	2003	591	Akvaplan-niva AS	0,3	70,06	29,0665	50
Finnmark	Varangerfjorden indre	2003	592	Akvaplan-niva AS	0,3	70,065	29,0663	88
Finnmark	Varangerfjorden indre	2003	593	Akvaplan-niva AS	0,3	70,086	29,0608	161
Finnmark	Varangerfjorden ytre	1994	KS21	NIVA	0,4	69,91183	30,16229	350
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2008	KS21	NIVA	0,4	69,9158333	30,15783333	375
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2012	KS21	NIVA	0,2	69,9158333	30,15783333	375
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 1	Akvaplan-niva AS	0,4	69,85587	30,73368	386
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 2	Akvaplan-niva AS	0,4	69,90995	30,43257	403
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 3	Akvaplan-niva AS	0,4	69,92923	30,11272	418
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 4	Akvaplan-niva AS	0,4	69,95213	29,71565	300
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 5	Akvaplan-niva AS	0,4	70,09653	30,43737	125
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 6	Akvaplan-niva AS	0,4	70,03022	30,14343	200
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 7	Akvaplan-niva AS	0,4	70,03159	29,95185	180
Finnmark	Varangerfjorden ytre	2014	St. 8	Akvaplan-niva AS	0,4	70,0373	29,75305	200
Troms		1992	TF14	Akvaplan-niva AS	0,4	69,70053	19,70053	38
Troms		1998	KAA1	Akvaplan-niva AS	0,4	69,52025	20,66716	111
Troms		1998	KAA2	Akvaplan-niva AS	0,4	69,52016	20,708	98
Troms		1998	KAA3	Akvaplan-niva AS	0,4	69,51566	20,76333	89
Troms		1998	KAA4	Akvaplan-niva AS	0,4	69,501	20,79617	68
Troms		2002	SO4	Akvaplan-niva AS	0,3	69,59607	18,28982	20
Troms		2002	SO5	Akvaplan-niva AS	0,3	69,60336	18,29335	50
Troms		2002	KA2F	Akvaplan-niva AS	0,3	69,63187	18,14693	30
Troms		2003	433	Akvaplan-niva AS	0,4	70,1672	21,4707	60
Troms		2003	435	Akvaplan-niva AS	0,3	70,1382	21,368	280
Troms		2003	660	Akvaplan-niva AS	0,3	70,1617	21,445	85

Troms		2008	BV1	Akvaplan-niva AS	0,4	69,65883	19,69782	40
Troms		2008	BV2	Akvaplan-niva AS	0,4	69,65135	19,71767	43
Troms		2008	E4	Akvaplan-niva AS	0,4	69,69732	18,58998	80
Troms		2018	IBR5	Åkerblå AS	0,2	69,48513	17,57883	150
Troms		2018	IBR6	Åkerblå AS	0,2	69,48705	17,57401	150
Troms		2018	IBRF	Åkerblå AS	0,2	69,48911	17,59893	150

Vedlegg B.

Data for utbredelse og mengde av kongekrabbe i Finnmark hentet fra Havforskningsinstituttets dataserie for 1994-2016 (Hjelseth 2017). Dataene angir antall kongekrabber som er fanget per tråltrekk, og som estimat for «krabbetetthet» ble det beregnet gjennomsnittlig antall krabber for hvert år for hvert fjordområde. Substrat angir andel finfraksjon (leire og silt) i sedimentet, TOC er total organisk karbon i sedimentet og TOC63 er total organisk karbon justert for andel finfraksjon.

Stasjonskode	Fjordområde	Prøvetakingsår faunadata	Under- søkelsesår krabbedata	Tråltrekk per område og år	Totalsum antall krabber	Middelverdi krabber (per trekk)	Kilde krabbedata	Substrat (andel finfraksjon)	TOC63	TOC
KS14	Bøkfjorden indre	1994	1994	2	28	14	IMR data 1994-2017	16		
KS14	Bøkfjorden indre	2007	2007	2,5	24,5	9,75	IMR data 1994-2017	93,92		
BT134	Bøkfjorden indre	2016	2016	1,5	18,5	11,25	IMR data 1994-2017	0		15,6
KS17	Bøkfjorden ytre	1994	1994	6	4	0,7	IMR data 1994-2017	50,3		
KS18	Bøkfjorden ytre	1994	1994	6	4	0,7	IMR data 1994-2017	36,1		
KS19	Bøkfjorden ytre	1994	1994	6	4	0,7	IMR data 1994-2017	30,1		
KS20	Bøkfjorden ytre	1994	1994	6	4	0,7	IMR data 1994-2017	58,3		
KS19	Bøkfjorden ytre	2007	2007	5	562	112,4	IMR data 1994-2017	85,57		
KS19	Bøkfjorden ytre	2012	2012	2	17	8,5	IMR data 1994-2017			
K01	Kobbholmfjorden	2009	2009	1,5	309	229,25	IMR data 1994-2017			
K01	Kobbholmfjorden	2012	2012	1	223	223	IMR data 1994-2017			
St 3	Laksefjorden indre	2012	2012	9	252	28	IMR data 1994-2017	44,5	23	13
St 4	Laksefjorden indre	2012	2012	9	252	28	IMR data 1994-2017	31,2	19	6,4
St3	Laksefjorden indre	2017	2016	8	181	22,6	IMR data 1994-2017	32	16,5	4,2
St4	Laksefjorden indre	2017	2016	8	181	22,66	IMR data 1994-2017	50	19,6	10,5
14F	Laksefjorden ytre	1999	1999			0	Ekspertskjønn	41,9	17,2	6,7
PFS	Porsangerfjorden indre	1997	1997			0	Ekspertskjønn			
Re 2	Porsangerfjorden ytre	2015	2015	15	289	19,3	IMR data 1994-2017	37	18,4	7,1

Re 3	Porsangerfjorden ytre	2015	2015	15	289	19,3	IMR data 1994-2017	51,1	25,1	16,3
C1	Porsangerfjorden ytre	2017	2016	13	64	4,9	IMR data 1994-2017	22,2	18	4
C2	Porsangerfjorden ytre	2017	2016	13	64	4,9	IMR data 1994-2017	21,2	21,3	7,1
C3	Porsangerfjorden ytre	2017	2016	13	64	4,9	IMR data 1994-2017	16,8	22,5	7,5
CF	Porsangerfjorden ytre	2017	2016	13	64	4,9	IMR data 1994-2017	29,9	18,1	5,5
BR43	Tanafjorden ytre	2014	2014	9	12	1,3	IMR data 1994-2017			
BR45	Tanafjorden ytre	2014	2014	9	12	1,3	IMR data 1994-2017			
591	Varangerfjorden indre	2003	2003	13	13	1	IMR data 1994-2017	34,1	17,6	5,7
592	Varangerfjorden indre	2003	2003	13	13	1	IMR data 1994-2017	52,5	15,15	6,6
593	Varangerfjorden indre	2003	2003	13	13	1	IMR data 1994-2017	87,3	21,6	19,3
KS21	Varangerfjorden ytre	1994	1994			0	Ekspertskjønn	25,2		
KS21	Varangerfjorden ytre	2008	2008	33	125	3,8	IMR data 1994-2017			
KS21	Varangerfjorden ytre	2012	2012	21	33	1,6	IMR data 1994-2017			
St. 1	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	94,5	19,3	18,3
St. 2	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	94,6	19,7	18,7
St. 3	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	83,7	22,6	19,7
St. 4	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	86,7	20,4	18
St. 5	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	43,9	17,2	7,1
St. 6	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	68,2	15,1	9,4
St. 7	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	60,7	16,9	9,8
St. 8	Varangerfjorden ytre	2014	2014	23	61	2,7	IMR data 1994-2017	74,2	19,7	15
TF14	Troms	1992				0	Ekspertskjønn	56,5	25,8	18
KAA1	Troms	1998				0	Ekspertskjønn	81,9	16,4	13,1
KAA2	Troms	1998				0	Ekspertskjønn	60,9	19,5	12,5
KAA3	Troms	1998				0	Ekspertskjønn	95,3	20,2	19,4
KAA4	Troms	1998				0	Ekspertskjønn	76,1	17,3	13
SO4	Troms	2002				0	Ekspertskjønn	18,1	42,1	27,4
SO5	Troms	2002				0	Ekspertskjønn	37,6	21,6	10,4

KA2F	Troms	2002				0	Ekspertskjønn	26,1	22,2	8,9
433	Troms	2003				0	Ekspertskjønn	17,7	19,2	4,4
435	Troms	2003				0	Ekspertskjønn	94,1	19,8	18,7
660	Troms	2003				0	Ekspertskjønn	32,2	18,3	6,1
BV1	Troms	2008				0	Ekspertskjønn	52,8	15,4	6,9
BV2	Troms	2008				0	Ekspertskjønn	49,6	16,8	7,7
E4	Troms	2008				0	Ekspertskjønn	93,6	41,7	40,5
IBR5	Troms	2018				0	Ekspertskjønn		23,8	
IBR6	Troms	2018				0	Ekspertskjønn		29,4	
IBRF	Troms	2018				0	Ekspertskjønn		31,3	

Vedlegg C.

Bløtbunnsindekser, gjennomsnitt for hver stasjon for hvert år: NQI1=Norwegian Quality Index, H'=Shannons diversitetsindeks, ES100=Hurlberts diversitetsindeks, ISI2012=Indicator Species Index versjon 2012, NSI=Norwegian Sensitivity Index versjon 2012, S=antall arter, N=antall individer,.

Fylke	Område	Stasjonskode	NQI1	H	NSI2012	ISI2012	AMBI	ES50	ES100	S	N
Finnmark	BøkIndre	BT134_16	0,75	3,75	20,72	8,93	1,55	16,07	22,00	27	180
Finnmark	BøkIndre	KS14_07	0,71	3,45	21,01	9,40	2,10	15,38	20,42	25	162
Finnmark	BøkIndre	KS14_94	0,75	4,39	22,99	9,26	1,92	21,68	26,34	34	193
Finnmark	BøkYtre	KS17_94	0,76	4,41	23,29	9,69	1,78	19,68	26,75	47	460
Finnmark	BøkYtre	KS18_94	0,77	4,31	23,26	9,76	1,64	19,53	26,70	44	416
Finnmark	BøkYtre	KS19_07	0,72	3,15	20,69	8,94	1,88	11,62	16,19	34	445
Finnmark	BøkYtre	KS19_12	0,69	3,72	20,65	9,66	2,16	15,40	21,25	45	697
Finnmark	BøkYtre	KS19_94	0,78	4,36	23,36	8,95	1,58	19,65	27,32	50	476
Finnmark	BøkYtre	KS20_94	0,76	4,43	22,53	9,15	1,97	20,70	29,07	49	392
Finnmark	Kobbholmfjorden	K01_09	0,65	3,18	20,60	8,67	2,61	12,70	16,76	31	643
Finnmark	Kobbholmfjorden	K01_12	0,57	3,52	18,37	7,89	2,50	12,62	15,87	28	688
Finnmark	LaksIndre	ST3_12		3,90					27,00	60	911
Finnmark	LaksIndre	ST3_17	0,76	3,76	22,46	8,93	1,78		23,20	48	483
Finnmark	LaksIndre	ST4_12		3,90					26,00	60	835
Finnmark	LaksIndre	ST4_17	0,75	3,75	22,70	8,97	1,73		23,10	45	477
Finnmark	LaksYtre	14F_99	0,74	4,44	20,62	8,11	2,39	21,93	31,22	44	224
Finnmark	PorsIndre	PFS_97	0,66	2,72	19,10	8,96	2,76	12,34	17,91	36	515
Finnmark	PorsYtre	C1_17	0,87	4,53	30,02	12,45	0,86		34,90	76	420
Finnmark	PorsYtre	C2_17	0,87	4,53	32,10	12,22	0,81		34,90	64	320
Finnmark	PorsYtre	C3_17	0,88	4,29	29,20	12,19	0,67		33,60	81	618
Finnmark	PorsYtre	CF_17	0,86	5,65	24,50	12,71	1,48		49,80	87	281
Finnmark	PorsYtre	RE2_15	0,77	4,35	23,10	10,18	1,70		28,10	41	262
Finnmark	PorsYtre	RE3_15	0,64	3,06	18,00	9,22	2,71		16,30	27	318

NIVA 7752-2022

Finnmark	Tanafjorden	BR43_14	0,77	4,52	22,10	9,85	1,66	21,27	28,82	44	327
Finnmark	Tanafjorden	BR45_14	0,77	4,49	22,13	9,83	1,73	22,54	30,79	37	165
Finnmark	VarangerIndre	591_03	0,84	5,61	24,06	9,95	1,72	32,12	49,02	72	219
Finnmark	VarangerIndre	592_03	0,78	5,00	21,84	9,94	2,09	25,47	37,20	69	428
Finnmark	VarangerIndre	593_03	0,74	3,99	19,72	9,92	2,30	16,93	24,66	54	463
Finnmark	VarangerYtre	KS21_08	0,70	4,40	32,52	9,76	2,14	20,58	29,03	50	398
Finnmark	VarangerYtre	KS21_12	0,64	3,86	21,21	9,42	2,35	17,33	24,50	35	237
Finnmark	VarangerYtre	KS21_94	0,77	4,34	22,74	9,15	1,76	20,25	28,51	50	387
Finnmark	VarangerYtre	ST1_14	0,72	3,85	21,90	8,19			22,80	35	209
Finnmark	VarangerYtre	ST2_14	0,73	3,51	21,80	7,75			26,30	35	270
Finnmark	VarangerYtre	ST3_14	0,75	3,70	21,50	9,00	1,75		24,63	43	400
Finnmark	VarangerYtre	ST4_14	0,74	3,98	21,42	8,90	1,62		22,82	33	202
Finnmark	VarangerYtre	ST5_14	0,79	4,39	22,83	10,36	1,92		33,60	61	322
Finnmark	VarangerYtre	ST6_14	0,79	4,29	22,59	9,70	1,49		27,15	62	775
Finnmark	VarangerYtre	ST7_14	0,79	4,07	22,78	10,45	1,64		25,06	76	1132
Finnmark	VarangerYtre	ST8_14	0,78	4,40	23,39	9,88	1,49		27,51	67	822
Troms		433_03	0,80	4,07	20,88	8,58	1,34	20,84	31,79	36	144
Troms		435_03	0,67	3,40	21,46	8,46	2,83	15,73	22,62	28	157
Troms		660_03	0,73	3,31	22,21	9,89	2,44	17,75	27,45	41	214
Troms		BV1_08	0,81	4,95	23,55	8,85	1,80	25,64	39,21	67	277
Troms		BV2_08	0,81	4,85	23,56	8,60	1,67	25,78	38,02	48	158
Troms		E4_08	0,73	3,10	21,58	10,43	1,38	13,64	10,65	18	91
Troms		IBR5_18	0,67	2,99	19,95	8,59	2,99	13,45	20,18	44	478
Troms		IBR6_18	0,67	3,40	19,27	8,41	3,03	14,20	21,25	57	834
Troms		IBRF_18	0,76	4,49	22,14	9,70	1,99	20,81	30,55	62	966
Troms		KA2F_02	0,82	4,83	24,77	10,46	1,79	25,16	39,46	88	509
Troms		KAA1_98	0,74	3,66	21,52	9,09	2,06	16,31	23,15	44	426
Troms		KAA2_98	0,69	3,08	21,07	7,81	2,39	13,11	18,72	36	494
Troms		KAA3_98	0,66	2,72	19,69	8,58	2,64	11,38	16,59	27	270
Troms		KAA4_98	0,71	3,14	21,80	8,15	2,32	13,68	20,22	41	510

Troms		SO4_02	0,82	4,47	24,76	9,29	1,23	21,05	29,80	54	456
Troms		SO5_02	0,73	3,48	21,81	7,97	2,15	15,51	22,55	41	387
Troms		T14_92	0,86	4,96	24,98	10,76	1,24	27,77	43,68	60	178

Vedlegg D.

Vedleggstabell D1. Oversikt over taksa som er slått sammen i foreliggende analyser

Sammenslått takson	Inneholdte taksa
Polychaeta	
&Capitella/Capitella capitata	Capitella sp /C capitata
&Notomastus/N latericeus	Notomastus sp /N latericeus
&Caulleriella/C bioculata	Caulleriella sp /C bioculata
&Chaetozone spp	Chaetozone sp /C setosa /C christiei
&Tharyx/T killariensis	Tharyx sp /T killariensis
&Abyssoninoe/ A scopa	Abyssoninoe sp /A scopa
&Lumbrineris spp	Lumbrineris sp /L aniara /L cingulata /L mixochaeta
&Scoletoma/S fragilis	Scoletoma sp /S fragilis
&Euclymeninae/ Euclymene /Praxillella	Euclymeninae/ Euclymene /Praxillella sp /P affinis
&Nephtys spp	Nephtys sp /N cirrosa /N hombergi /N incisa /N longosetosa /N pente
&Nereis/ N zonata	Nereis sp /N zonata
&Nothria concylega/N hyperborea N africana	Nothria concylega /N hyperborea /N Africana
&Leitoscoloplos mammosus /L acutus	Leitoscoloplos mammosus /L acutus
&Scoloplos /S armiger	Scoloplos sp /S armiger
&Myriochele spp	Myriochele sp /M danielsseni /M heeri /M olgae
&Owenia spp	Owenia sp /O borealis /O polaris /O fusiformis
&Aricidea spp	Aricidea sp /A catherinae /A quadrilobata /A suecica /A hartmani /A albatrossae
&Paradoneis spp	Paradoneis sp /P eliasoni /P lyra
&Eteone longa/flava; E sp	Eteone sp /E longa /E flava
&Harmothoe spp	Harmothoe sp /H aspera /H fernandi /H fragilis /H glabra /H imbricata
&Chone spp	Chone sp /C duneri /C infundibuliformis /C paucibranchiata
&Euchone spp	Euchone sp /E analis /E elegans /E southerni
&Scalibregma /S inflatum	Scalibregma sp /S inflatum
&Dipolydora spp	Dipolydora sp /D quadrilobata /D caulleryi /D coeca /D socialis
&Spio spp	Spio sp /S armata /S decorata /S filicornis /S limicola
&Spiophanes /S kroyeri	Spiophanes sp /S kroyeri
&Exogone /E verugera	Exogone sp /E verugera
&Syllis spp	Syllis sp /S cornuta /S hyalina /S oerstedii
&Polycirrus spp	Polycirrus sp /P medusa /P norvegicus
&Terebellides spp	Terebellides sp /T stroemii /T gracilis
Crustacea	
&Ampelisca/Byblis/Haploops	Ampelisca /Byblis /Haploops
&Diastylis spp	Diastylis sp /D edwardsii /D goodsiri /D lucifera /D scorpioides
&Eudorella /E emarginata	Eudorella sp /E emarginata
&Leucon /L. nasica	Leucon sp /L. nasica
&Oedicerotidae	Oedicerotidae / Paroediceros
&Ostracoda /Vargula	Ostracoda /Vargula norvegica
Brachiopoda	
&Brachiopoda	Brachiopoda /Terebratulina /Hemithiris /Macandrewia
Cnidaria	
&Edwardsia spp	Edwardsia sp /E danica /Edwardsiidae
Echinodermata	
&Myriotrochus spp	Myriotrochus sp /M vitreus /M rinkii
&Ophiura /Ophiocten spp	Ophiura sp /O carnea /O robusta /Ophiocten affinis
& Ophiura sarsi /O albida	Ophiura sarsi /O albida
Mollusca	
&Bathyarca spp	Bathyarca sp /B glacialis /B pectunculoides
&Astarte spp	Astarte sp /A crebricostata /A crenata /A elliptica /A montagui /A sulcata

&Cuspidaria spp	Cuspidaria glacialis /C obesa /C parva /C subtorta
&Hiatella /H arctica	Hiatella sp /H arctica
&Dacrydium /D vitreum	Dacrydium sp /D vitreum
&Nuculana spp	Nuculana sp /N minuta /N pernula
&Pectinidae/Propeamussiidae	Palliolium /Similipecten
&Macoma /M calcarea	Macoma sp /M calcarea
&Mendicula spp	Mendicula sp /M ferruginosa /M pygmaea
&Thyasira spp	Thyasira sp /T flexuosa /T obsoleta /T succisa
&Yoldiella frigida /nana/ solidula	Yoldiella frigida / Y nana /Y solidula
&Caudofoveata/ Chaetoderma	Caudofoveata sp /Chaetoderma nitidulum
&Cylichna/Cylichnoides	Cylichna sp /C alba /Cylichnoides occultus
&Diaphana spp	Diaphana sp /D globosa /D minuta
&Philine spp	Philine sp /P catena /Philinidae
&Retusa spp	Retusa sp /R nitidula /R obtusa /R truncatula /R umbilicata
Sipuncula	
&Golfingia /Golfingiidae/ Sipuncula	Golfingia /Golfingiidae/ Sipuncula

Vedleggstabell D2. Artsutvalget på 138 taksa som er benyttet i foreliggende analyser: antall forekomster (av totalt 56 stasjoner), totalt antall individer og maksimum individmengde på én stasjon, estimert individvekt (mg våtvekt) og vektklasse. x = arter fra vektklassene 5-7 som er inkludert i analysene for store og lite mobile arter. Sammenslåtte taksa (markert med &) er vist i Vedleggstabell D1. Vektklasser er nærmere spesifisert i Vedleggstabell D3.

Takson	Familie	Forekomster	Abundans		Biomasse		vektklasse
			Sum ind	maks ind	ww mg		
Polychaeta - flerbørstemark							
Ampharetidae	Ampharetidae	11	52	36	10,0	3	
Anobothrus laubieri	Ampharetidae	15	195	30	3,0	2	
Glyphanostomum pallescens	Ampharetidae	11	85	28	10,0	3	
Lysippe labiata	Ampharetidae	15	43	11	16,2	4	
Paramphinome jeffreysii	Amphinomidae	40	1714	600	1,9	2	
&Capitella/Capitella capitata	Capitellidae	14	131	47	25,0	4	
Heteromastus filiformis	Capitellidae	44	969	196	3,3	2	
&Notomastus/N latericeus	Capitellidae	19	66	15	32,0	4	
Spiochaetopterus typicus	Chaetopteridae	15	413	291	43,0	4	
Aphelocheata	Cirratulidae	20	208	116	2,0	2	
&Caulleriella/C bioculata	Cirratulidae	8	65	15	2,0	2	
&Chaetozone spp	Cirratulidae	45	2195	267	4,0	3	
Cirratulus cirratus	Cirratulidae	18	122	27	4,0	3	
&Tharyx/T killariensis	Cirratulidae	10	148	107	2,0	2	
Cossura longocirrata	Cossuridae	23	338	149	0,6	1	
Eunice pennata	Eunicidae	6	58	20	70,0	5	
Diplocirrus glaucus	Flabelligeridae	21	370	73	10,0	3	
Diplocirrus hirsutus	Flabelligeridae	15	115	26	10,0	3	
Goniada maculata	Goniadidae	20	210	64	20,0	4	
Nereimyra punctata	Hesionidae	12	74	18	10,0	3	
&Abyssoninoe/ A scopa	Lumbrineridae	17	211	52	17,0	4	
&Lumbrineris spp	Lumbrineridae	42	3051	296	5,0	3	
&Scoletoma/S fragilis	Lumbrineridae	12	129	55	540,0	6	
Chirimia biceps biceps	Maldanidae	37	662	124	210,0	5	x
&Euclymeninae/ Euclymene /Praxillella	Maldanidae	37	1561	328	80,0	5	x
Maldane sarsi	Maldanidae	49	6778	622	9,0	3	
Maldanidae	Maldanidae	20	133	20	8,4	3	
Nicomache lumbricalis	Maldanidae	21	135	31	143,0	5	x
Petaloproctus tenuis	Maldanidae	11	164	33	8,4	3	
Praxillella gracilis	Maldanidae	26	195	87	81,0	5	x
Praxillella praetermissa	Maldanidae	17	213	73	80,0	5	x
Rhodine gracilior	Maldanidae	24	565	187	112,0	5	x
Melinna cristata	Melinnidae	19	51	8	74,4	5	x
Melinna elisabethae	Melinnidae	9	50	21	70,0	5	x
Aglaophamus malmgreni	Nephtyidae	22	213	52	83,6	5	
Nephtys spp	Nephtyidae	23	107	16	80,0	5	
Nephtys ciliata	Nephtyidae	42	408	31	289,2	6	
Nephtys paradoxa	Nephtyidae	26	48	4	360,0	6	
Ceratocephale loveni	Nereididae	9	97	51	41,0	4	
&Nereis/ N zonata	Nereididae	8	75	48	50,0	4	
&Nothria concylega/N hyperborea N africana	Onuphidae	17	561	206	80,0	5	x
Ophelina acuminata	Opheliidae	13	50	19	148,6	5	
&Leitoscoloplos mammosus /L acutus	Orbiniidae	23	562	110	2,6	2	
&Scoloplos /S armiger	Orbiniidae	42	817	82	15,0	3	
Galathowenia fragilis	Oweniidae	8	532	230	4,0	2	
Galathowenia oculata	Oweniidae	52	12126	1082	25,7	4	
&Myriochele spp	Oweniidae	31	2847	668	4,0	2	
&Owenia spp	Oweniidae	39	3413	799	53,8	4	
&Aricidea spp	Paraonidae	32	188	50	0,6	1	
Levinsenia gracilis	Paraonidae	40	541	137	0,6	1	
&Paradoneis spp	Paraonidae	28	221	45	0,6	1	
Cistenides hyperborea	Pectinariidae	22	277	167	243,3	5	x
Lagis koreni	Pectinariidae	13	63	20	150,0	5	x

Vedleggstabell D2, fortst

Takson	Familie	Forekomster	Abundans		Biomasse		vektklasse
			Sum ind	maks ind	ww mg		
Pholoe assimilis	Pholoidea	27	234	38	1,0	1	
Pholoe baltica	Pholoidea	12	208	111	3,0	2	
Pholoe inornata	Pholoidea	3	61	44	3,0	2	
&Eteone longa/flava; E sp	Phyllococidae	40	357	91	5,0	3	
Phyllococe groenlandica	Phyllococidae	27	66	11	74,7	5	
&Harmothoe spp	Polynoidae	24	70	7	5,0	3	
Polynoidae	Polynoidae	11	52	15	100,0	5	
&Chone spp	Sabellidae	35	209	24	2,0	2	
&Euchone spp	Sabellidae	25	258	85	3,0	2	
Euchone papillosa	Sabellidae	15	29	7	10,0	3	
&Scalibregma /S inflatum	Scalibregmatidae	24	65	11	20,0	4	
Hydroides norvegica	Serpulidae	10	151	50	60,0	4	
&Dipolydora spp	Spionidae	22	95	37	3,0	2	
Laonice cirrata	Spionidae	33	120	14	110,6	5	
Prionospio cirrifera	Spionidae	39	608	87	6,3	3	
&Spio spp	Spionidae	16	190	108	6,3	3	
&Spiophanes /S kroyeri	Spionidae	26	1557	348	29,5	4	
&Exogone /E verugera	Syllidae	21	111	29	1,0	1	
&Syllis spp	Syllidae	19	58	14	2,7	2	
Syllis armillaris	Syllidae	13	119	39	2,7	2	
Laphania boeckii	Terebellidae	32	1392	472	4,6	3	
Leaena ebranchiata	Terebellidae	13	56	18	4,6	3	
&Polycirrus spp	Terebellidae	16	90	23	10,0	3	
Polycirrus arcticus	Terebellidae	11	147	35	10,0	3	
Proclea malmgreni	Terebellidae	10	194	95	1,5	2	
&Terebellides spp	Trichobranchidae	38	317	33	17,6	4	
Mollusca - bløtdyr							
Heteranomia squamula	Anomiidae	6	827	458			
&Bathyarca spp	Arcidae	20	60	13	666,0	6	x
&Astarte spp	Astartidae	25	133	28	505,1	6	x
Papillicardium minimum	Cardiidae	13	78	20	25,0	4	
Parvicardium pinnulatum	Cardiidae	14	84	29	28,0	4	
&Cuspidaria spp	Cuspidariidae	27	123	16	20,0	4	
&Hiatella /H arctica	Hiatellidae	16	120	45	40,0	4	
Crenella decussata	Mytilidae	22	527	89	3,0	2	
&Dacrydium /D vitreum	Mytilidae	26	317	43	5,8	3	
Modiolula phaseolina	Mytilidae	5	329	191			
&Nuculana spp	Nuculanidae	24	183	29	80,4	5	x
Ennucula tenuis	Nuculidae	39	1583	283	31,3	4	
&Pectinidae/Propeamussiidae	Propeamussiidae	22	98	13	200,0	5	x
Abra nitida	Semelidae	8	50	22	15,0	3	
&Macoma /M calcarea	Tellinidae	27	360	53	290,0	6	x
Adontorhina similis	Thyasiridae	18	1927	253	4,3	3	
&Mendicula spp	Thyasiridae	17	1608	396	4,0	3	
Parathyasira dunbari	Thyasiridae	26	1389	205	10,0	3	
Parathyasira equalis	Thyasiridae	24	1419	328	10,0	3	
&Thyasira spp	Thyasiridae	19	218	72	5,0	3	
Thyasira gouldi	Thyasiridae	17	334	110	10,0	3	
Thyasira sarsii	Thyasiridae	18	1169	333	33,7	4	
Yoldiella lenticula	Yoldiidae	36	979	141	41,1	4	
Yoldiella lucida	Yoldiidae	42	620	76	20,0	4	
&Yoldiella frigida /nana/ solidula	Yoldiidae	43	2118	264	5,8	3	
&Caudofoveata/ Chaetoderma		51	568	104	5,0	3	
&Cylichna/Cylichnoides	Cylichnidae	15	71	24	14,0	3	
&Diaphana spp	Diaphanidae	7	59	31	10,0	3	
Lepeta caeca	Lepetidae	9	270	237	10,0	3	
&Philinae spp	Philinidae	34	118	12	20,0	4	
&Retusa spp	Retusidae	13	134	36	5,0	3	

Vedleggstabell D2, fortst

Takson	Familie	Forekomster	Abundans		Biomasse		vektklasse	
			Sum ind	maks ind	ww mg			
Crustacea - krepsdyr								
&Ampelisca/Byblis/Haploops	Ampeliscidae	18	60	12	5,0	3		
Apseudes spinosus	Apseudidae	6	70	27	12,0	3		
&Diastylis spp	Diastylidae	18	47	7	4,0	3		
Diastylis rathkei	Diastylidae	16	53	23	8,0	3		
Gammaridae	Gammaridae	17	26	5	10,0	3		
&Eudorella /E emarginata	Leuconidae	30	157	24	3,0	2		
&Leucon /L. nasica	Leuconidae	14	60	12	3,0	2		
Lysianassidae	Lysianassidae	20	97	22	10,0	3		
Arrhis phyllonyx	Oedicerotidae	21	156	55	23,0	4		
&Oedicerotidae	Oedicerotidae	29	94	11	3,0	2		
Paroediceros propinquus	Oedicerotidae	8	65	24	3,0	2		
Asellota		6	54	17	2,0	2		
&Ostracoda /Vargula		18	331	119	4,0	3		
Echinodermata - pigghuder								
Ctenodiscus crispatus	Ctenodiscidae	15	60	14	1744,3	7	x	
Asteroidea		10	73	44	100,0	5	x	
&Myriotrochus spp	Myriotrochidae	13	54	11	10,0	3		
Labidoplax buskii	Synaptidae	32	389	71	10,0	3		
Ophiopholis aculeata	Ophiopholidae	7	63	29	130,0	5	x	
&Ophiura /Ophiocten spp	Ophiuridae	25	386	76	50,0	4		
& Ophiura sarsi /O albida	Ophiuridae	15	65	16	130,0	5	x	
Ophiuroidea		45	753	200	10,0	3		
Varia - diverse								
&Edwardsia spp		31	237	66	87,5	5	x	
Actiniaria		8	62	32	160,0	5	x	
Nemertea		56	577	52	7,3	3		
&Golfingia /Golfingiidae/ Sipuncula	Golfingiidae	28	421	144	20,0	4		
Nephasoma (Nephasoma) minutum	Golfingiidae	27	338	66	20,0	4		
Phascolion (Phascolion) strombus strombus	Golfingiidae	39	346	55	20,0	4		
&Brachiopoda		8	70	23	50,0	4		

Vedleggstabell D3. Inndeling av taksa i vektklasser etter estimert biomasse (mg våtvekt per individ). Sammenlånne taksa (markert med &) er vist i Vedleggstabell D1. Grenseverdiene for vektklassene er mutipler av 4 fra klasse 2 og oppover. Standardisert verdi for hver klasse benyttet i beregninger er gitt i klammeparentes [].

Klasse 1: < 1 mg [1]	Cossura longocirrata, &Aricidea spp, Levinsenia gracilis, &Paradoneis spp, Pholoe assimilis, &Exogone /E verugera
klasse 2: 1-4 mg [1,5]	Anobothrus laubieri, Paramphinome jeffreysii, Heteromastus filiformis, Aphelochaeta, &Caulleriella/C bioculata, &Tharyx/T killariensis, &Leitoscoloplos mammosus /L acutus, Galathowenia fragilis, &Myriochele spp, Pholoe baltica, Pholoe inornata, &Chone spp, &Euchone spp, &Dipolydora spp, &Syllis spp, Syllis armillaris, Proclea malmgreni, &Eudorella /E emarginata, &Leucon /L. nasica, &Oedicerotidae, Paroediceros propinquus, Asellota, Crenella decussata
Klasse 3: 4-16 mg [7]	Ampharetidae, Glyphanostomum pallescens, &Chaetozone spp, Cirratulus cirratus, Diplocirrus glaucus, Diplocirrus hirsutus, Nereimyra punctata, &Lumbrineris spp, Maldane sarsi, Maldanidae, Petaloproctus tenuis, &Scoloplos /S armiger, &Eteone longa/flava, E sp, &Harmothoe spp, Euchone papillosa, Prionospio cirrifera, &Spio spp, Laphania boeckii, Leaena ebranchiata, &Polycirrus spp, Polycirrus arcticus, &Ampelisca/Byblis/Haploops, Apeudes spinosus, &Diastylis spp, Diastylis rathkei, Gammaridae, Lysianassidae, &Ostracoda /Vargula, &Myriotrochus spp, Labidoplax buskii, Ophiuroidea, &Dacrydium /D vitreum, Abra nitida, Adontorhina similis, &Mendicula spp, Parathyasira dunbari, Parathyasira equalis, &Thyasira spp, Thyasira gouldi, &Yoldiella frigida /nana/ solidula, &Caudofoveata/ Chaetoderma, &Cylichna/Cylichnoides, &Diaphana spp, Lepeta caeca, &Retusa spp, Nemertea
Klasse 4: 16-64 mg [28]	Lysippe labiata, &Capitella/Capitella capitata, &Notomastus/N latericeus, Spirochaetopterus typicus, Goniada maculata, &Abyssoninoe/ A scopa, Ceratocephale loveni, &Nereis/ N zonata, Galathowenia oculata, &Owenia spp, &Scalibregma /S inflatum, Hydroides norvegica, &Spiophanes /S kroyeri, &Terebellides spp, Arrhis phyllonx, &Brachiopoda, &Ophiura /OphiocTen spp, Papillicardium minimum, Parvicardium pinnulatum, &Cuspidaria spp, &Hiatella /H arctica, Ennucula tenuis, Thyasira sarsii, Yoldiella lenticula, Yoldiella lucida, &Philine spp, &Golfingia /Golfingiidae/ Sipuncula, Nephrosoma (Nephrosoma) minutum, Phascolion (Phascolion) strombus strombus
Klasse 5: 64-256 mg [112]	Eunice pennata, Chirimia biceps biceps, &Euclymeninae/ Euclymene /Praxillella, Nicomache lumbricalis, Praxillella gracilis, Praxillella praetermissa, Rhodine gracilior, Melinna cristata, Melinna elisabethae, Aglaophamus malmgreni, Nephtys spp, &Nothria concylega/N hyperborea N Africana, Ophelina acuminata, Cistenides hyperborea, Lagis koreni, Phyllococe groenlandica, Polynoidae, Laonice cirrata, &Edwardsia spp, Actiniaria, Asteroidea, Ophiopholis aculeata, & Ophiura sarsi /O albida, &Nuculana spp, &Pectinidae/ Propeamussiidae
Klasse 6: 256-1024 mg [448]	&Scoletoma/S fragilis, Nephtys ciliata, Nephtys paradoxa, &Bathyarca spp, &Astarte spp, &Macoma /M calcarean
Klasse 7: 1024-4096 mg [1792]	Ctenodiscus crispatus

Vedleggstabell D4. Større arter med spredt forekomst (< 15 forekomster) som er tatt med i analyser for store og lite mobile arter.

Takson	Familie	Forekomster	Abundans Sum ind	maks ind
Polychaeta - flerbørstemark				
Aphrodita aculeata	Aphroditidae	2	2	1
Amaeana trilobata	Terebellidae	2	9	8
Amphitrite cirrata	Terebellidae	1	3	3
Artacama proboscidea	Terebellidae	3	19	16
Mollusca - bløtdyr				
Arctica islandica	Arcticidae	7	15	7
Astarte borealis	Astartidae	2	3	2
Acanthocardia echinata	Cardiidae	2	5	3
Ciliatocardium ciliatum	Cardiidae	3	7	4
Serripes groenlandicus	Cardiidae	1	9	9
Panomya norvegica	Hiatellidae	1	1	1
Mya arenaria	Myidae	3	24	12
Mya truncata	Myidae	7	24	8
Modiolus modiolus	Mytilidae	4	8	4
Musculus niger	Mytilidae	7	21	8
Mytilus edulis	Mytilidae	5	7	2
Chlamys islandica	Pectinidae	4	4	1
Yoldia hyperborea	Yoldiidae	2	3	2
Buccinum undatum	Buccinidae	2	2	1
Crustacea - krepsdyr				
Hyas	Oregoniidae	2	2	1
Hyas coarctatus	Oregoniidae	3	7	4
Echinodermata - pigghuder				
Leptasterias (Leptasterias) muelleri	Asteriidae	1	1	1
Psilaster andromeda	Astropectinidae	1	1	1
Echinocardium cordatum	Loveniidae	1	1	1
Echinocardium flavescens	Loveniidae	5	10	3
Brisaster fragilis	Schizasteridae	1	2	2
Chiridota laevis	Chiridotidae	2	3	2
Eupyrgus scaber	Eupyrgidae	1	4	4
Thyone fusus	Phyllophoridae	1	1	1
Psolus phantapus	Psolidae	1	2	2
Sipunculida - pølseormer				
Golfingia (Golfingia) margaritacea	Golfingiidae	4	9	4
Asciacea - sekkdyr				
Ciona intestinalis	Cionidae	1	4	4
Asciacea (solit)		10	20	4

Vedlegg E.

E1. Oversikt over egenskaper (traits) og tilhørende kategorier (modalities) som det er hentet informasjon fra ved denne studien

Arctic Traits Database (Degen & Faulwetter 2019)

Størrelse (Size):

- S1: < 10 mm
- S2: 10-50 mm
- S3: 50-100 mm
- S4: 100-300 mm
- S5: > 300 mm

Bioturbasjon (Bioturbation):

- B1: diffusive mixing
- B2: Surface deposition
- B3: Conveyor belt transport (upward)
- B4: Downward (reverse) conveyor
- B5: None

Klassifisering av bioturbasjon (Queiros m.fl. 2013)

Mobilitet i sediment (M_i):

- Mi1: living in a fixed tube
- Mi2: limited movement
- Mi3: slow free movement through sediment matrix
- Mi4: free movement in burrow system

Sedimentomrøring (Sediment reworking: R_i)

- Ri1: epifauna
- Ri2: surficial modifiers
- Ri3: upward (UC) and downward (DC) conveyors
- Ri4: biodiffusors
- Ri5: regenerators (not realised in Troms/Finnmark)

NIVAs database

Størrelse (Normal adult size NS)

- NS1: < 5 mm
- NS2: 5-10 mm
- NS3: 10-30 mm
- NS4: 30-60 mm
- NS5: 60-100 mm
- NS6: > 100 mm

Mobilitet i sediment (MS)

Implementert kategorier og data fra Queiros m.fl (2013)

Sedimentomrøring (Sediment reworking SR) (tilpasset etter Queiros m.fl. 2013)

SR1: epifauna

SR2: surficial modifier

SR3: upward conveyor

SR4: downward conveyor

SR5: biodiffusor

SR6: regenerator

E2: Vekter benyttet ved analysene i denne studien

Ved analysene er først alle fuzzy coded scores omregnet til fraksjoner av 1 innenfor hver trait og for hver art. Manglende informasjon er satt til 0 (dvs arter uten traits-informasjon bidrar ikke ved beregningene)

A. Størrelse

Arctic traits database: Store arter er vektet ved 1 for alle registreringer > 50 mm

	Size (Arctic traits)				
	S1	S2	S3	S4	S5
Large	0	0	1	1	1
Small	1	1	0	0	0

NIVAs database: Store arter er vektet ved 1 for registreringer > 60 mm og forholdstall for størrelsene 10-60 mm

	Normal adult size (NIVA)					
	NS1	NS2	NS3	NS4	NS5	NS6
large	0	0	0,33	0,67	1	1
small	1	1	0,67	0,33	0	0

B. Bioturbasjonspotensiale

Bioturbasjonspotensialet er beregnet etter formel gitt av Solan m.fl. (2004) og Queiros m.fl. (2013). Data er her hentet fra NIVAs database. NIVAs database har implementert data fra Queiros m.fl. og har i tillegg estimerte verdier for arter som ikke er gitt hos Queiros.

Mobilitet i sedimentet (M_i) (MS i NIVAs base), økende vekt for økende mobilitet:

Mobility in sediment			
MS1	MS2	MS3	MS4
1	2	3	4

Sedimentomrøring (sediment reworking R_i) (SR i NIVAs base), økende vekt for økende sedimenttransport:

Sediment reworking				
SR1	SR2	SR3	SR4	SR5
1	2	3	3	4

C. Sedimentomrøring

Data er hentet fra NIVAs database (egenskap SR) som har implementert R_i fra Queiros m.fl. (2013) og fra Arctic Traits Database (egenskap 'Bioturbation' B).

Vekter ved beregning av andel sedimenttransport – R_i fra Queiros m.fl. og SR fra NIVAs database:

Sedimenttransport ('samlet transport = deep') er vektet ved 1 for 'upward conveyors' og 'downward conveyors' og 0,5 for 'biодiffusors':

	Sediment reworking				
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5
Deep	0	0	1	1	0,5
Surface	1	1	0	0	0,5

Opptransport av sediment ('upw conv') er vektet ved 1 for 'upward conveyors':

	Sediment reworking				
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5
Upw conv	0	0	1	0	0
Øvrig	1	1	0	1	1

Sedimenttransport ('samlet transport = deep') fra Arctic Traits Database er vektet ved 1 for 'conveyor transport upward' og 'downward conveyor':

	Bioturbation (Arctic Traits)				
	B1	B2	B3	B4	B5
Deep activity	0	0	1	1	0
Surface activity	1	1	0	0	1

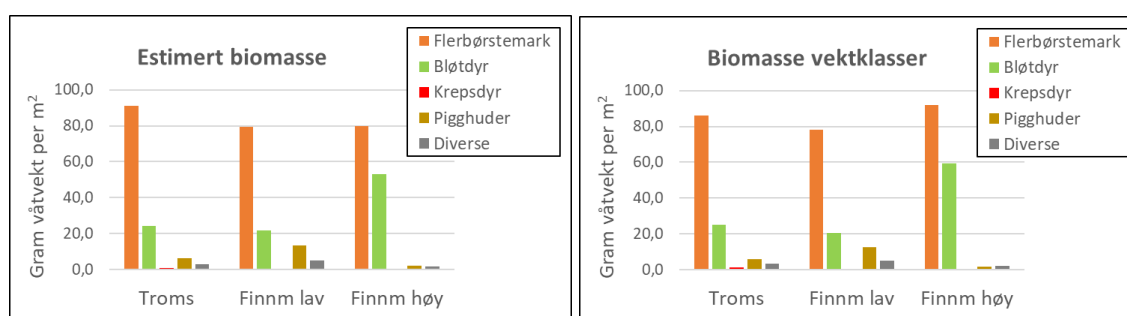
Opptransport av sediment er vektet med 1 'for conveyor transport upward'

	Bioturbation (Arctic Traits)				
	B1	B2	B3	B4	B5
Upw conv	0	0	1	0	0
Other	1	1	0	1	1

Vedlegg F. Supplerende analyser

F1. Estimert biomasse basert på vektklasser

Resultatet ved beregning av biomasse for hovedgrupper basert på vektklasser er vist i Vedleggsfigur F1. Biomassen av flerbørstemark og bløtdyr overestimeres noe ved høy krabbetetthet, mens det var bare små forskjeller for øvrige grupper og områder. Det ble heller ingen forskjeller i signifikans i tester for forskjeller i hovedgrupper mellom områdene. Resultatene indikerer at bruk av vektklasser kan være en farbar vei for implementering av analyser som krever biomassedata uten å måtte gjennomføre fulle veieanalyser av alle arter.



Figur 17. Figur F1. Gjennomsnittlig biomasse for hovedgrupper av fauna for Troms, områder i Finnmark med ingen eller få krabber (< 8 krabber cpu) og områder i Finnmark med høy tetthet av krabber (8-230 krabber cpu). Venstre: estimert biomasse beregnet fra vekt per art (samme data som i Tabell 6). Høyre: biomasse beregnet på basis av artene inndelt i vektklasser. Datagrunnlaget for beregning av biomasse i vektklasser er gitt i Vedlegg D.

F2. Arter med viktig bidrag til bioturbasjonspotensiale

Artene med størst bidrag til bioturbasjonspotensialet er vist i Tabell 14. Det er bemerkelsesverdig mange arter av skjell som bidrar til økningen for bløtdyr i områder med høy tetthet av krabbe. Artene *Nuculana*, *Ennucula* og *Macoma* var blant artene som hadde signifikant økning i abundans ved høy tetthet av krabbe (Tabell 5). For flerbørstemarkene var det spesielt de frittlevende artene *Nephtys* og *Lumbrineris* samt den lille rørbyggende formen *Galathowenia oculata* som bidro ved høy krabbetetthet. Disse tre artene var også blant dominantene i områdene uten eller med lav tetthet av krabbe, men både *Nephtys* og *Galathowenia* hadde signifikant økning i abundans ved høy krabbetetthet (Tabell 5). For områdene uten eller med lav tetthet av krabbe var det overvekt av flerbørstemark blant top-10 dominantene. Sju av disse artene var ikke blant de 20 viktigste ved høy krabbetetthet (Tabell 14). Artene *Heteromastus*, *Chirimia* og *Spiophanes* hadde signifikant nedgang ved høy krabbetetthet (Tabell 5).

Tabell 14. Topp-10 arter med størst bidrag til bioturbasjonspotensialet (BPC) for hvert område. Rangering er vist ved tall (1-10), + = til stede blant top-20 dominantene. Samlet bidrag til BPC for top-10 dominantene er også gitt.

	Troms	Finnm lav	Finnm høy
Prosentandel av BPC (sum for top-10 arter)	57	40	64

Polychaeta - flerbørstemark			
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	2		
<i>Nephtys ciliata</i>	4	9	3
<i>Lumbrineris spp</i>	+	1	4
<i>Scoletoma fragilis</i>	5		
<i>Nothria conchylega</i>	6	+	
<i>Scoloplos / Leitoscoloplos</i>	+	7	+
<i>Spiophanes kroyeri</i>		6	
<i>Heteromastus filiformis</i>	10		
<i>Chirimia biceps</i>	+	8	
<i>Euclymeninae/ Euclymene /Praxillella</i>		3	+
<i>Maldane sarsi</i>	8	2	8
<i>Galathowenia oculata</i>	3	4	2
<i>Owenia spp</i>	7	+	+
<i>Cistenides hyperborean</i>	9		
Mollusca - bløtdyr			
<i>Nuculana spp</i>			10
<i>Ennucula tenuis</i>			1
<i>Macoma calcarea</i>	+		6
<i>Parathyasira equalis</i>			7
<i>Thyasira sarsii</i>	1		5
<i>Yoldiella lenticula</i>		5	9
<i>Yoldiella frigida /nana/ solidula</i>		10	+

F3. Analyser av sedimenttransport

I Tabell 15 er det gitt en sammenfattende oversikt over alle analysene for sedimenttransport med ulike prinsipper for angivelse av artenes mengdeverdier. Tabellen gir elementer fra trendlinjene. Trendkurvens helning (x) uttrykker hvor stor endring det er i sedimenttransport langs gradienten i krabbetetthet, jo større verdi, jo større endring. Skjæringspunktet (fastleddet i kurvens ligning) gir et estimat for andelen av sedimentbearbeiding i områder uten krabber, mens R^2 -verdien uttrykker hvor godt stasjonspunktene er tilpasset trendlinjen, jo større verdi, jo mindre spredning omkring linjen.

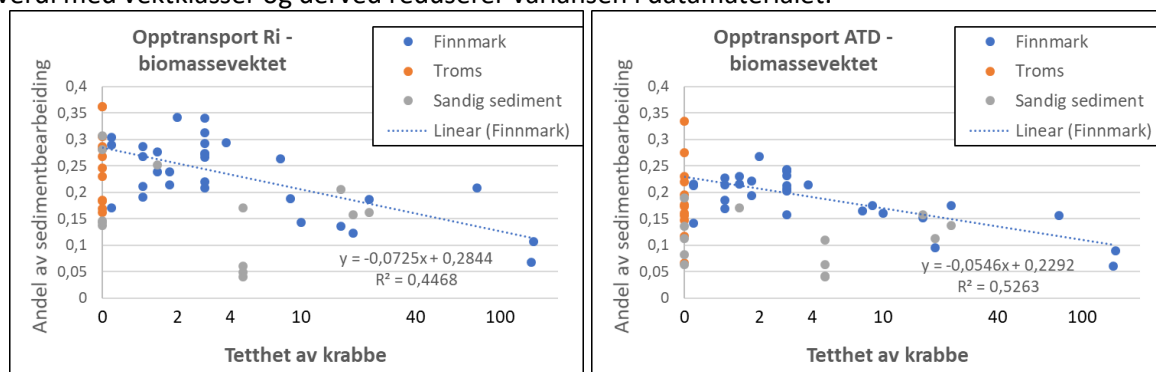
Tabell 15. Sammenfattende data for relasjoner (trendlinjer) mellom sedimenttransport og krabbetetthet for stasjoner i Finnmark, beregnet på data fra to kilder (Queiros m.fl. 2013 – R_i ; Arctic Traits Database – bioturbation) og for to funksjoner (samlet transport; opptransport - 'upward conveyors'). Artsmengder er representert ved abundansdata (rot-transformert), estimert biomasse, vektklasser og størrelse. Data for størrelse er innhentet fra NIVAs database for egenskaper (trait NS) og Arctic Traits Database (trait size).

	Alle stasjoner (39)			Stasjoner > 40% finfraksj (31)		
	x	skjær.p	R^2	x	skjær.p	R^2
Samlet transport (R_i - Queiros m.fl. 2013)						
Abundansdata	-0,08	0,46	0,19	-0,08	0,49	0,39
Biomassevektet	-0,09	0,50	0,22	-0,09	0,53	0,39
Biomasse vektklasser	-0,09	0,51	0,25	-0,09	0,53	0,43
Størrelsesvektet (NIVA)	-0,06	0,22	0,34	-0,06	0,23	0,45

Samlet transport (ATD - bioturbasjon)						
Abundansdata	-0,05	0,36	0,09	-0,05	0,39	0,23
Biomassevektet	-0,08	0,40	0,19	-0,08	0,43	0,40
Biomasse vektklasser	-0,08	0,40	0,21	-0,08	0,42	0,42
Størrelsesvektet (ATD)	-0,05	0,17	0,25	-0,05	0,18	0,29
Opptransport (R _i - Queiros m.fl. 2013)						
Abundansdata	-0,05	0,21	0,25	-0,06	0,23	0,42
Biomassevektet	-0,07	0,27	0,28	-0,07	0,28	0,45
Biomasse vektklasser	-0,07	0,26	0,29	-0,07	0,27	0,46
Størrelsesvektet (NIVA)	-0,03	0,13	0,26	-0,04	0,14	0,38
Opptransport (ATD - bioturbasjon)						
Abundansdata	-0,04	0,19	0,21	-0,04	0,21	0,41
Biomassevektet	-0,05	0,21	0,30	-0,05	0,23	0,53
Biomasse vektklasser	-0,05	0,21	0,30	-0,05	0,22	0,50
Størrelsesvektet (ATD)	-0,02	0,09	0,20	-0,02	0,10	0,25

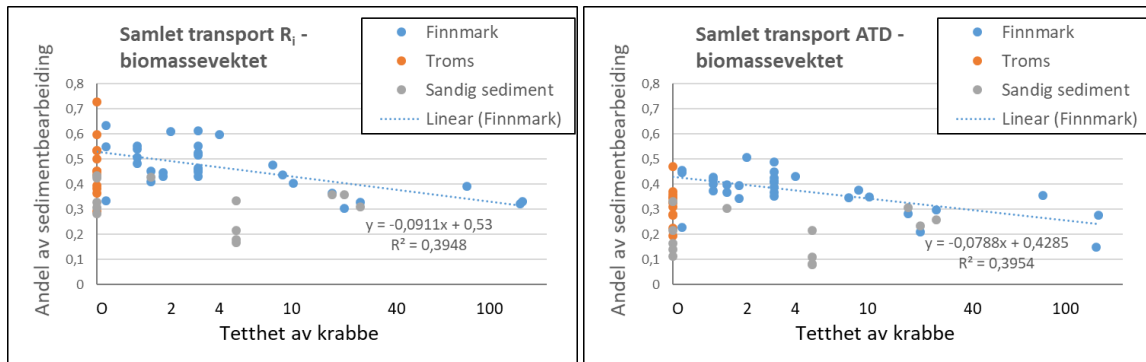
Tabell 15 viser at det generelt var fall både i helning (x) og skjæringspunkt fra samlet transport til opptransport og fra data basert på R_i til data basert på ATD -bioturbasjon. Reduksjonen i skjæringspunkt fra samlet transport til opptransport har naturlig sammenheng med at opptransport representerer en undergruppe av sedimenttransporterende arter, mens reduksjonen fra R_i til ATDs data indikerer at klassifiseringen hos Queiros karakteriserer flere arter som viktige for sedimenttransport enn hva ATD gjør. Kurvens helning (x) vil delvis være avhengig av skjæringspunktet og naturlig nok falle ved lavere skjæringspunkt. Dette innebærer at når andelen i sedimentbearbeiding er estimert som liten kan det være vanskelig å påvise noen sammenheng. R²-verdiene var generelt lave i analysene for alle stasjoner (0,2-0,3) og gjenspeiler variasjonen mellom stasjonene, men økte markert for alle elementer når stasjonene med sandig sediment ble utelatt. Det var spesielt de fire sandholdige stasjonene i Porsangen som avvek mye.

Generelt var det bedre relasjoner for biomassevektede data og vektklasser til krabbetetthet enn for abundansdata. Endringene var moderate med litt økning i kurvenes helning og skjæringspunkt og noe større økning for tilpasning til trendlinjen. Tilpasning til trendlinjen var litt bedre for vektklasser enn for biomasse for artene, noe som kan ha sammenheng med at mange arter tilordnes samme verdi med vektklasser og derved reduserer variansen i datamaterialet.



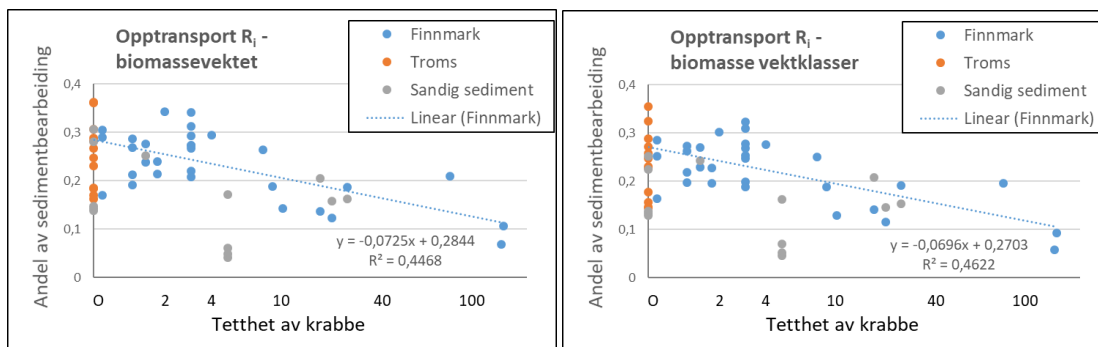
Figur 15 illustrerer at det ikke var noen store forskjeller i konfigurasjonen (stasjonspunktens beliggenhet) ved biomassevektingen sammenlignet med abundansdata (Figur 12 og Figur 14). For

analysen basert på R_i data ble det et tydeligere skille ved andel på 0,4 mellom lav og høy krabbetetthet. For analysen basert på ATD data ble det et lignende resultat ved at det kan settes et skille mellom lav og høy krabbetetthet (ved 0,35), noe som ikke framkom på abundansdata (Figur 12). Resultatet er allikevel mindre godt enn for R_i fordi trenden mot krabbetetthet er svakere (lavere helning for trendlinjen) og nesten alle stasjoner i Troms får verdier i samme intervall som høy krabbetetthet i Finnmark.



Figur 18. Beregnet sedimenttransport for biomassevektede artsdata basert på R_i og ATD-bioturbasjon. Stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) og stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden, hvor estimatet for krabbetetthet er svært usikkert, er utelatt.

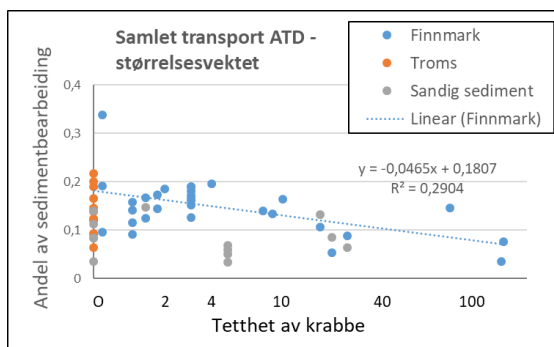
Figur 19 viser eksempel på at biomassevekting (individuell vekt for hvert takson) og vektklasser ga svært like resultater, her vist for opptransport basert på R_i . Det er bare mindre endringer i plasseringen av stasjonpunktene. Også for opptransport gir biomassevekting (og vektklasser) grunnlag for å sette et skille mellom lav og høy krabbetetthet, i disse tilfellene ved en andel på 0,2.



Figur 19. Beregnet opptransport av sediment basert på R_i hvor artsdata er henholdsvis biomassevektet (individuell vekt for hver art) og klassifisert i vektklasser. Stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) samt stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden er utelatt.

For størrelsesvektede data var det litt ulike resultater, men generelt ingen forbedringer i forhold til abundansdata. Det var spesielt andelen i sedimentbearbeiding (skjæringspunktet) som var lavere og derved også trendlinjens helning, men tilpasning til linjen (R^2) var i flere tilfeller god. Samlet transport basert på R_i og størrelsesdata fra NIVAs base var den av disse analysene som ga best resultat. Et

eksempel på beregning basert på størrelsesdata fra Arctic Traits Database, som er en åpen kilde, er vist i Figur 20.



Figur 20. Beregnet sedimenttransport for størrelsesvektede artsdata basert på ATD-data. Stasjoner med sandig sediment (< 40 % finfraksjon) og stasjon KS14 1994 i Bøkfjorden, hvor estimatet for krabbetetthet er svært usikkert, er utelatt.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no