



INTERKALIBRERING AF NOVANA BLØDBUNDS- FAUNAANALYSER 2013-2014

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 55

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

INTERKALIBRERING AF NOVANA BLØDBUNDS- FAUNAANALYSER 2013-2014

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 55

2015

Jørgen L. S. Hansen
Alf B Josefson
Steffen Lundsteen
Ole G. Norden Andersen
Henrik Fossing
Berit Langkilde Møller

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 55
Titel:	Interkalibrering af NOVANA blødbundsfaunaanalyser 2013-2014
Forfattere:	Jørgen L. S. Hansen, Alf B. Josefson, Steffen Lundsteen, Ole G. Norden Andersen, Henrik Fossing, Berit Langkilde Møller
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Maj 2015
Redaktion afsluttet:	April 2015
Faglig kommentering:	Hans H. Jakobsen, Institut for Bioscience
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Bedes citeret:	Hansen, J. L. S., Josefson, A. B., Lundsteen, S., Norden Andersen, O. G., Fossing, H. & Møller, B. L. 2015: Interkalibrering af NOVANA blødbundsfaunaanalyser 2013-2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 31 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 55 http://dce2.au.dk/pub/TR55.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2013 gennemførte Det Marine Fagdatacenter en interkalibrering af NOVANA blødbundsfaunaanalyserne for de aktører, der udfører sortering og bestemmelse af faunaprøver. Resultatet af undersøgelsen viste generelt betydende forskelle i det antal og den artssammensætning, som konsulenterne fandt i den samme prøve. Resultaterne tyder på, at denne uoverensstemmelse skyldes, at der bliver overset dyr i selve sorteringen af prøven, og at nogle dyr bestemmes forskelligt. Overvågningsdata for blødbundsfauna anvendes til klassifikation af miljøtilstanden, der beskrives med det multimetriske indeks "DKI". Beregnede værdi for DKI, på baggrund af bestemmelserne fra aktørerne, viste mindre variation end artssammensætningen, og det vurderes derfor, at DKI er forholdsvis robust over for denne variation. Men de fundne variationer mellem konsulenterne kan have betydning for den endelige miljøklassifikation baseret på DKI.
Emneord:	Interkalibrering, blødbundsfauna, analyser, NOVANA
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne
Foto forside:	Almindelig venusmusling (<i>Chamelea striatula</i> (da Costa)). Foto: Steffen Lundsteen
ISBN:	978-87-7156-137-1
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	31
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR55.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Tilrettelæggelsen af interkalibreringen	8
2 Resultater og diskussion	11
2.1 Prøvesortering	11
2.2 Artsbestemmelse	12
2.3 Betydning af "konsulentfaktoren" for miljøtilstandsvurderingen	16
3 Konklusion	19
4 Referencer	21
Appendiks 1: Liste over anbefalet litteratur	22
Appendiks 2: Liste over ændringer af navne i indrapporterede data	28
Appendiks 3: Problem arter	31

[Tom side]

Forord

I denne rapport beskrives resultaterne af en interkalibrering af blødbundsfaunaanalyser, der blev gennemført af Det Marine Fagdatacenter (M-FDC) i 2013 og 2014 for de konsulenter, der leverer data til Naturstyrelsen som en del af NOVANA-overvågningsprogrammet for blødbundsfauna.

Formålet med interkalibreringen af NOVANA-overvågningen af blødbundsfaunaen er, at identificere fejl og fejlkilder ved data og ved de metoder og procedurer, som anvendes til dataindsamlingen og faunabestemmelsen. Det sker ved at sammenligne data, der stammer fra et ensartet prøvemateriale, der efterfølgende er analyseret af de forskellige dataleverandører til databasen. Endvidere kan interkalibreringen føre til justeringer af de tekniske anvisninger, såfremt der konstateres uklarheder.

Bundfaunasamfundet udgør en vigtig del af det marine økosystem og er følsomt over for en række forskellige miljøpåvirkninger. Bundfaunaundersøgelser er også en central parameter i det nationale overvågningsprogram og bundfaunaen indgår i tilstandsvurderingen af vandområdernes målsætningsopfyldelse i henhold vandrammedirektivet. Bundfaunaundersøgelserne består af en opgørelse af den samlede artsrigdom og artsammensætningen, hvor data indrapporteres prøvevis som artsspecifik abundans og vådvægt/tørvægt til Overfladevandsdatabasen (ODA), som beskrevet i de tekniske anvisninger for blødbundsfaunaundersøgelser (*Hansen & Josefson 2014*). Undersøgelserne af sammensætningen af arter i prøverne er særlig vigtige, da de indgår i beregningerne af det danske miljøkvalitetsindeks, DKI, der anvendes til at vurdere tilstanden i forhold til målsætningen i vandområderne. Da det er et artsrigt bundfaunasamfund, der findes på den bløde havbund i farvandene omkring Danmark, med mere end 400 almindelig forekomme arter, er det særlig kritisk, at der foretages en korrekt og ensartet artbestemmelse af blødbundsfaunaprøverne. Derfor blev denne interkalibrering tilrettelagt med fokus på prøveanalysekvalitet, herunder det taksonomiske bestemmelsesarbejde. Interkalibreringen blev afsluttet med en workshop i april 2014 på Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og nærværende rapport beskriver dels resultaterne af selve interkalibreringen og dels de konklusioner, der blev draget på selve workshopen.

Sammenfatning

Det Marine Fagdatacenter gennemførte i 2013-2014 en interkalibrering af NOVANA blødbundsfaunaanalyser. Interkalibreringen omfattede kun analysedelen af prøverne, idet Det Marine Fagdatacenter indsamlede samtlige prøver. Der blev indsamlet hapsprøver fra én station i det vestlige Kattegat, i alt 60 replikater, som blev rundsendt til de 8 konsulenter og afdelinger i Naturstyrelsen, som var tilmeldt interkalibreringen, og som leverer data til NOVANA-programmet. Hver konsulent fik i første runde tilsendt 5 hapsprøver til analyse. Herefter blev prøverne returneret til fagdatacentret og sendt ud til en ny konsulent, således at de samme prøver blev analyseret to gange af forskellige konsulenter. Prøver og konsulenter var anonymiseret igennem hele forløbet således, at ingen vidste, hvor prøven var taget, og hvem der tidligere havde analyseret prøven. Alle resultater blev indsendt til Det Marine Fagdatacenter og sammenlignet. Resultatet af undersøgelsen viste generelt betydende forskelle i det individantal og den artssammensætning, som konsulenterne fandt i de samme prøver. I 4 ud af 7 tilfælde var der signifikant forskel på det antal dyr, der blev fundet af de to konsulenter i de samme prøver. Samlet set blev der fundet 8 % færre dyr i anden runde. Det kan skyldes, at dyrene blev beskadiget ved første udsortering og derfor har været sværere at genfinde i anden runde. Men dette forhold kan ikke fuldt ud forklare den forskel, der var mellem konsulenterne i deres registrering af individantallet.

Der blev fundet mellem 28 og 45 taxa i de forskellige prøvesæt á 5 prøver. Det antal arter, der blev fundet i det samme prøvesæt, varierede med op til 10 mellem de to konsulenter, og kun i ét ud af 7 prøvesæt blev der fundet det samme antal arter. Sammensætningen af arter i de parvise artslistes viste, at der kun var omkring 50 % overensstemmelse mellem de to konsulenter. Dvs. at kun ca. halvdelen af de arter, som den ene konsulent fandt, blev genfundet og visa versa. Den sandsynlige årsag til de forskellige resultater er, at der bliver overset dyr i selve sorteringen af prøven, og at nogle dyr bestemmes forskelligt af de forskellige konsulenter.

Overvågningsdata for blødbundsfauna anvendes til klassifikation af miljøtilstanden, der beskrives med det multimetriske indeks "DKI". Det blev undersøgt, hvor meget afvigelsen mellem konsulenterne betød for den beregnede DKI-værdi for samme prøvesæt. DKI-beregningerne viste sig at være forholdsvis robuste over for den variation, der skyldes konsulenten. Den numeriske variation var generelt mindre og var i gennemsnit ca. 2 %. Men, da mange bundfaunastationer i NOVANA har en miljøkvalitet, der ofte ligger i grænseområdet mellem "moderat" og "god" tilstand, kan de fundne variationer mellem konsulenterne have afgørende betydning for den endelige miljøklassifikation baseret på DKI.

Ved skift til en ny aktør på området kan det på baggrund af interkalibreringen anbefales, at der gennemføres en dobbeltbestemmelse mellem gammel og ny aktør for at kunne estimere evt. forskelle.

Summary

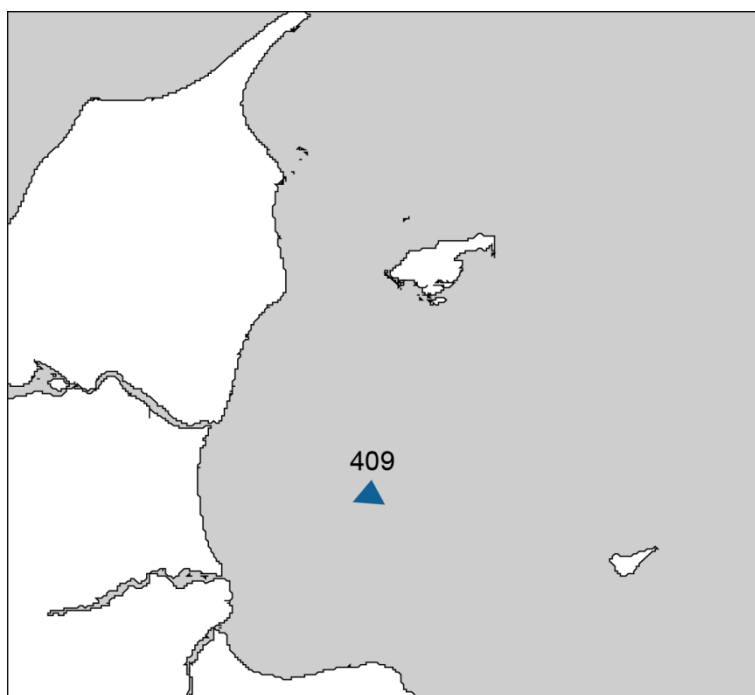
This report describes the results from a nation-wide intercalibration of soft-bottom fauna samples taken under the national monitoring programme NOVANA. A total of 60 replicate samples were collected from a station in the western Kattegat, sieved and preserved according to the national guidelines for sampling of soft-bottom fauna. The samples were subsequently coded and sent out to eight different consultants who provide taxonomic analyses and report soft-bottom fauna data under the NOVANA programme. Each company received five coded samples in a first round. The results were reported and the samples were returned to The Marine Scientific Data Centre at Aarhus University. The samples were subsequently sent out to a second consultant so that each sample group was analysed by two different consultants. Samples and consultants were kept anonymised throughout the procedure. In general, the results showed significant differences between the consultants with respect to total abundances and species composition. These differences seem to arise from the taxonomic work and because some individuals were overlooked during the sorting of the samples. In some cases, there was only 50 per cent correspondence in species lists obtained from the same samples. The soft-bottom fauna data from the monitoring programme are used to classify the ecological quality by the DKI index. Therefore, the measurements of the ecological quality status are potentially biased by the differences between consultants. However, the indices used to classify the ecological quality, Shannon diversity, AMBI and DKI, were less affected by the “consultant factor” than the other measures such as species richness and species composition, and therefore give a more robust measure of the ecological quality.

1 Tilrettelæggelsen af interkalibreringen

Interkalibreringen af blødbundsfaunaundersøgelserne omfattede kun analysedelen og ikke selve prøvetagningen, som for alle prøvernes vedkommende blev taget af M-FDC. Det betyder, at det ikke er muligt at vurdere, hvor stor en del af den variation, der er i de data, som indrapporteres til M-FDC, der skyldes variationer i selve prøvetagningen og behandlingen af prøver i felten.

Interkalibreringen blev designet som en delvis ringtest, hvor hver prøve blev gennemgået af to forskellige konsulenter. Det skyldes dels en række praktiske forhold, og dels at tidshorisonten ville blive for lang, hvis der skulle gennemføres en "klassisk" ringtest, hvor samme prøvesæt rundsendes til samtlige konsulenter (i dette tilfælde 9). En anden begrundelse for kun at gennemføre en delvis ringtest er den risiko, der ville være for en gradvis forringelse af prøvekvaliteten, som opstår ved gentagen håndtering af dyrene, og som ville besværliggøre artsbestemmelsen og derved påvirke det samlede resultat. Med det valgte design, baseret på parvise sammenligninger, er det muligt at vurdere generelle usikkerheder, som kan tilskrives "konsulentfaktoren", hvilket vil sige den usikkerhed i data, som skyldes forskelle imellem konsulenterne. Dvs. at det er muligt at identificere typiske fejl og fejlkilder og herunder særligt problematiske arter og dyregrupper. Derimod er det ikke muligt at foretage en generel rangordning af analyserne, da der ikke findes en egentlig reference for hver enkelt prøve.

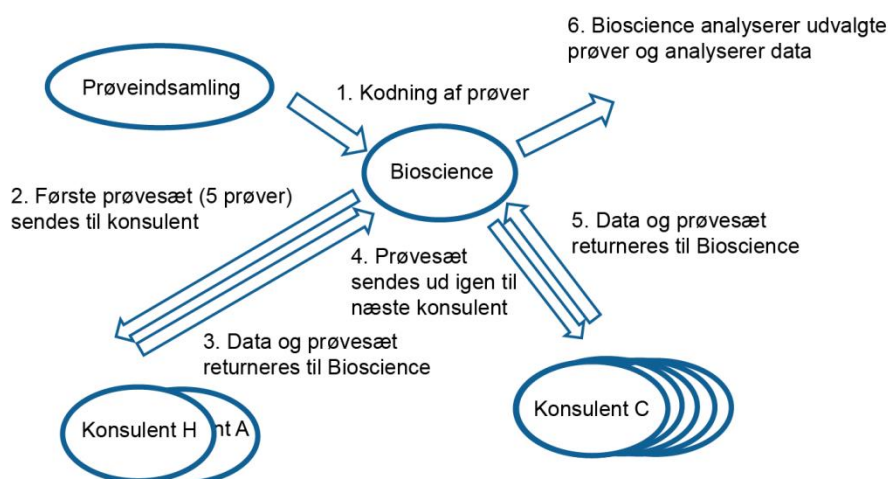
Figur 1.1. Station 409 (56°51,40 N, 10°47,50 Ø) i Ålborg Bugt, hvor bundfaunaprøverne blev indsamlet i april 2013 fra miljøskibet Gunnar Thorson.



Alle prøver til interkalibreringen blev indsamlet april 2013 på station 409 i Ålborg Bugt (*figur 1.1*) med anvendelse af en Hapsbundhenter med et prøvetagningsareal på 143 cm² (*Kannevorff & Nicolaisen 1973*). Stationen ligger på ca. 14 m's dybde og har været indsamlet systematisk gennem de sidste 25 år med samme prøvetagningsudstyr. Havbunden består af fint siltblandet sand, som er nemt at sigte, hvilket betyder, at der forventes få skader på dyrene i forbindelse med håndteringen af prøverne. Stationen er relativ artsrig og rummer mange af de arter, som findes i de kystnære dele af Danmarks havområder, hvor mange af de bundfaunastationer ligger, der bliver indsamlet af forskellige dataleverandører.

Der blev i alt indsamlet 60 delprøver, som blev sigtet og håndteret efter gældende tekniske anvisninger (TA M19 Blødbundsfauna) ombord på skibet. Materialet blev konserveret i 70 % ethanol og opbevaret med kodet etikettering indtil fremsendelsen til de deltagende konsulenter. Et sæt af 5 prøver blev indsamlet til analyse på Institut for Bioscience med samme metode, idet der dog blev anvendt 4 % borax bufferet formalin, og hvor etiketteringen fulgte den normale standard for Institut for Bioscience's NOVANA-bundfaunaundersøgelser. Stationens lokalitet blev hemmeligholdt for alle deltagere, og samtlige prøver blev randomiseret, inden de i grupper af 5 blev udsendt til konsulenterne. Kodningen af prøverne blev opretholdt, indtil samtlige prøver var returneret, og selve analysearbejdet var færdiggjort. Dvs. at ingen konsulenter vidste, hvor prøven kom fra, og hvem der eventuelt havde analyseret den forudgående (*figur 1.2*).

Figur 1.2. Procedurer for rundsendelse af prøver mellem konsulenter: M-FDC indsamlede bundfaunaprøver i april 2013 og udsendte og modtog alle prøver for at sikre anonymitet igennem hele analyseperioden.



Der blev i alt tilmeldt 9 konsulenter til interkalibreringen, men da en konsulent (Konsulent J) trak sig, omfatter undersøgelsen i alt 8 konsulenter ud over Institut for Bioscience (*tabel 1.1*). De deltagende konsulenter var: Toxicon AB, Dansk Biologisk Laboratorium, Orbicon, Fishlab, MariLIM, Naturstyrelsen Ålborg, Naturstyrelsen Ringkøbing og Naturstyrelsen Kronjylland. I denne rapport er konsulenterne anonymiseret.

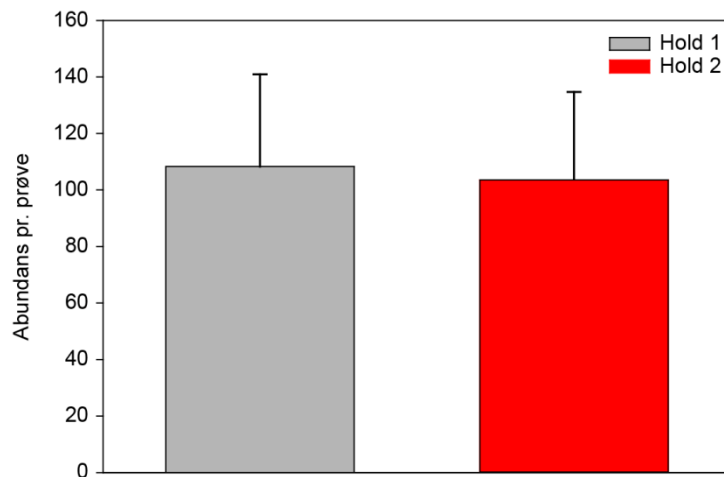
Tabel 1.1. Skema over rundsendingesprocedure for deltagende konsulenter (anonymiseret). Hele rundsendingen foregik i perioden maj 2013 til februar 2014. Bioscience prøverne blev kun undersøgt en gang. Fordi konsulent J trak sig fra undersøgelsen er prøvesæt X og Y kun bestemt en gang, og prøver analyseret af konsulent D er således ikke blevet analyseret af andre konsulenter. I Prøvegruppe 2 er der kun 4 prøver, da en af prøverne gik tabt allerede før første runde

Konsulent	Prøvehold 1	Prøvehold 2
Konsulent A (Bioscience, AU)	5 prøver (intet match)	-----
Konsulent B	Gruppe 5	Gruppe 1
Konsulent C	Gruppe 1	Gruppe 3
Konsulent D	Gruppe Y (intet match)	Gruppe X (intet match)
Konsulent E	Gruppe 6	Gruppe 4
Konsulent F	Gruppe 7	Gruppe 2 (4 prøver)
Konsulent G	Gruppe 3	Gruppe 7
Konsulent H	Gruppe 2 (4 prøver)	Gruppe 5
Konsulent I	Gruppe 4	Gruppe 6
Konsulent J	Gruppe X (ingen data)	-----

2 Resultater og diskussion

I forbindelse med interkalibreringen blev der i alt foretaget analyse af 51 prøver og heraf blev 34 prøver bestemt i 2 omgange (tabel 1.1). Blandt de indkomne data (inklusive data fra Bioscience) var der 177 forskellige registreringer af arter, slægter, familier og grupper (taxa). Efter match med checklisten i WoRMS (se litteraturliste) blev antallet af taxa reduceret til 156. Heraf var der i alt 111 forskellige taxa, der var bestemt til artsniveau (Appendiks 2).

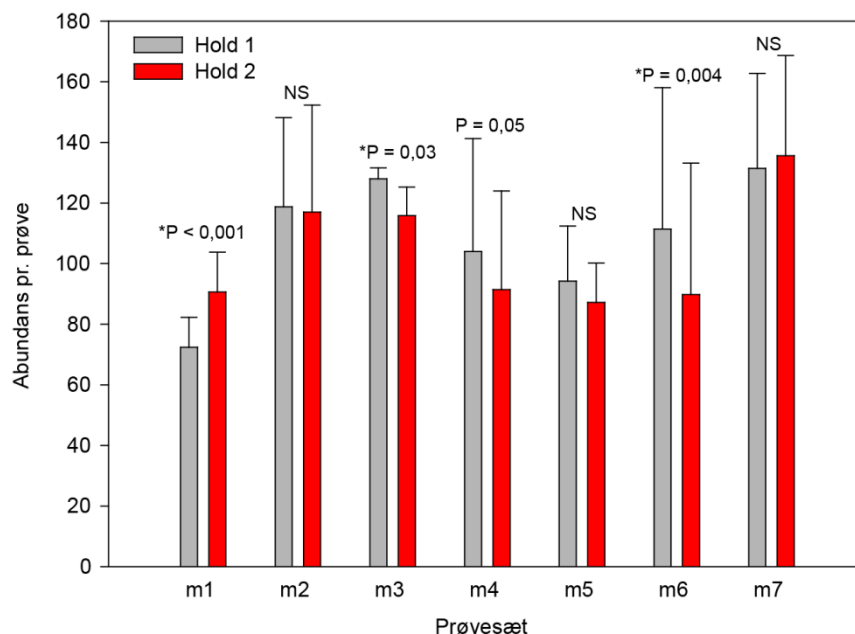
Figur 2.1. Gennemsnitlig abundans i første og anden omgang af de 34 prøver som blev analyseret af 2 forskellige konsulenter i to omgange (hhv. hold 1 og hold 2). Error bars angiver standardafvigelse.



2.1 Prøvesortering

For det samlede datamateriale blev der i gennemsnit registreret 108 og 104 individer i henholdsvis første og anden runde (figur 3.1). Forskellen var ikke signifikant (parret t-test, $P = 0,081$, $n = 34$). Gruppen af Phoronider var meget dominerende, og her blev der gennemsnitligt registreret flere individer i anden runde (43 i første runde og 44 i anden runde). Forskellen er dog ikke signifikant; men i prøvesæt 1 (prøverne 4, 7, 13, 40 og 58) fandt konsulent C i alt 142 individer, mens konsulent B fandt 225, hvor samtlige prøver viste et højere antal end i første runde. I prøvesæt 6 (prøverne 29, 38, 47, 50 og 56) var det derimod i første runde, at der blev fundet flest individer, idet konsulent E totalt fandt 162, mens konsulent B efterfølgende fandt bare 82. Også i dette sæt viste samtlige af de 5 prøver lavere værdier. Hvis der ses bort fra Phoroniderne (*Phoronis muelleri*), blev der i gennemsnit fundet 64 individer i første runde og 59 i anden runde. Denne forskel på 8 % var signifikant for det samlede datasæt (parret t-test, $P > 0,001$, $n = 34$). De rørboende Phoronider er meget skrøbelige, og de meget forskellige registreringer af denne arts hyppighed kan skyldes håndteringen af prøverne, og efterfølgende at håndtering af individerne af *Phoronis muelleri* kan have medført, at de er brækket i stykker. Det er herefter muligt, at for mange fragmenter er talt med som individer. Fragmenter skal ifølge de tekniske anvisninger kun tælles med som et individ, hvis fragmentet omfatter hovedenden. For de resterende arter var den gennemsnitlige lavere abundans i anden omgang tilsyneladende ikke knyttet til specielle arter.

Figur 2.2. Gennemsnitlig abundans i første og anden omgang i de 7 prøvesæt, der blev analyseret af to forskellige konsulenter. Error bars angiver standardafvigelse. P angiver signifikansniveauet for forskel i abundans. Phoroniderne er inkluderet.



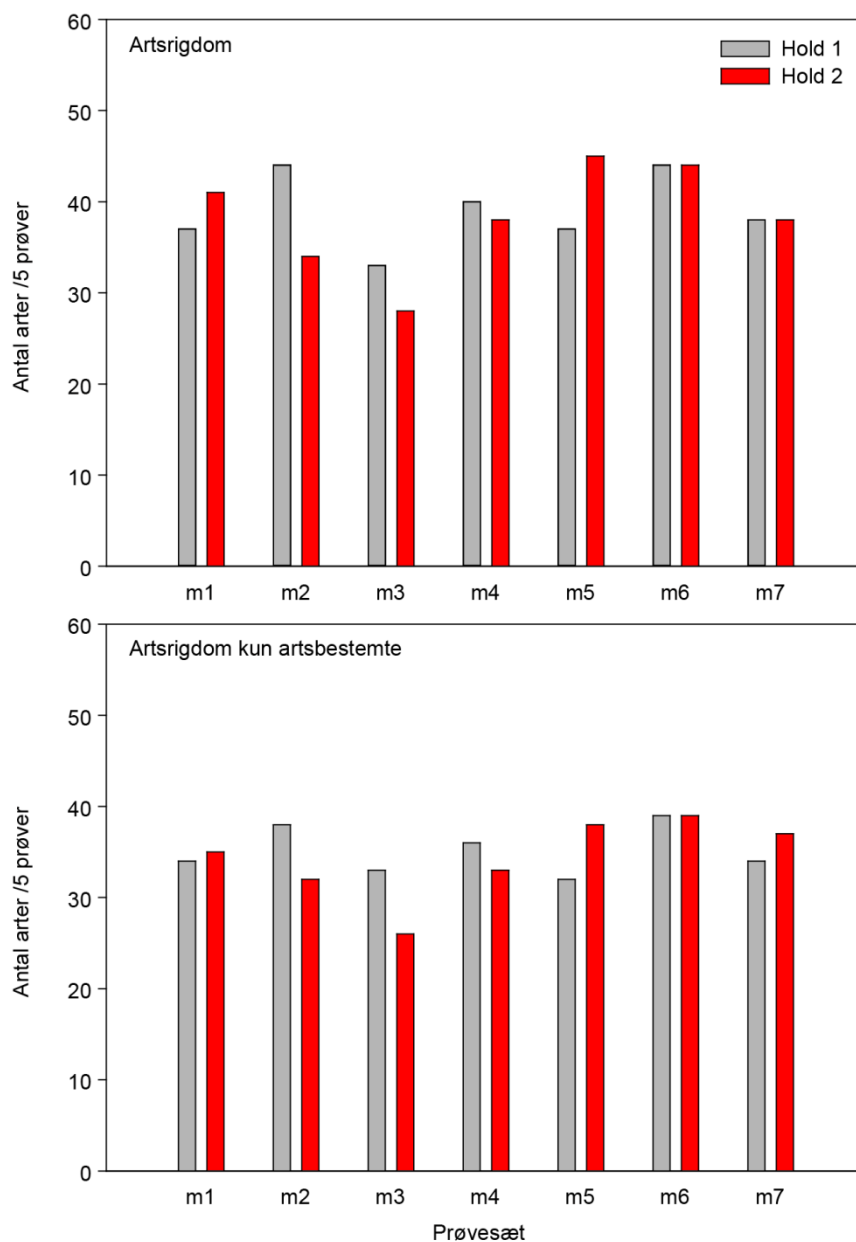
For de enkelte prøveserier á 5 prøver (m1-m7) er der således signifikant forskel på første og anden analyse af m1, m3, m4 og m6 (figur 2.2). Når der ses bort fra Phoroniderne, er der stadig signifikante forskelle mellem første og anden analyse. Konsulent C fandt således signifikant færre individer i anden runde ($n = 5$, $P = 0,007$, parvis t-test) end konsulent G i første runde. Tilsvarende fandt konsulent E færre i anden runde end konsulent I gjorde i første runde ($P = 0,025$), men konsulent I fandt færre individer i anden runde end konsulent E gjorde i første runde. Disse to konsulenter byttede prøver (tabel 1.1). Det kan således konstateres, at der er signifikante forskelle i kvaliteten af de resultater, der stammer fra de samme prøver, når det gælder den samlede tæthed og dermed hvor stor en procentdel af dyrene, der bliver fundet i forbindelse med selve sorteringen af prøven. Dette kan skyldes, at der er signifikant forskel i sorteringskvaliteten. Det kan også skyldes, at analysen er sværere i anden omgang – eventuelt begrundet i at dyrene har taget skade og dermed er sværere at finde, når prøven gensorteres. Det forudsættes i de tekniske anvisninger, at samtlige dyr findes uanset, at dyrene i de enkelte prøver kan være beskadigede i forskelligt omfang. Men i realiteten kan det næppe forventes, at 100 % af individerne findes i forbindelse med prøvesorteringen. Det er svært at sige, hvor stor en andel af fejlen, der skyldes, at kvaliteten af sorteringsarbejdet varierer mellem de enkelte konsulenter, og hvor stor en andel der skyldes, at sorteringsarbejdet var mere besværligt i anden omgang. Uanset årsagen så vurderes usikkerheden på baggrund af de indkomne data at være i størrelsesordenen 20 % af den samlede abundans i prøven.

2.2 Artsbestemmelse

Blandt de 177 (156) forskellige registrerede taxa var der 111 arter (inklusive registreringer fra Bioscience). Det samlede antal taxa i de fem prøver, som udgjorde hvert datasæt, varierede fra 28 til 45 for de 14 konsulentanalyser, som kunne sammenlignes parvis (2×7 prøvesæt) (figur 2.3). Blandt de individer, der kunne bestemmes til artsniveau, varierede det samlede artsantal i 5 prøver mellem 26 og 39. For det samme prøvesæt var der en forskel på op til 10 i de samlede antal taxa (dvs. artsbestemte individer og individer der ikke kunne bestemmes til art) og op til 7 i antallet af arter. Det svarer til 23 henholdsvis 22 % afvigelse mellem konsulenterne. Konsulenterne E og I hav-

de nøjagtigt samme antal taxa (44) og antal arter (39). Konsulenterne F og G havde det samme antal registreringer (38), men konsulent F's artsliste omfattede 37, og konsulent G artsbestemte 35 arter (*figur 2.3*). For de øvrige konsulenter var den parvise afvigelse større.

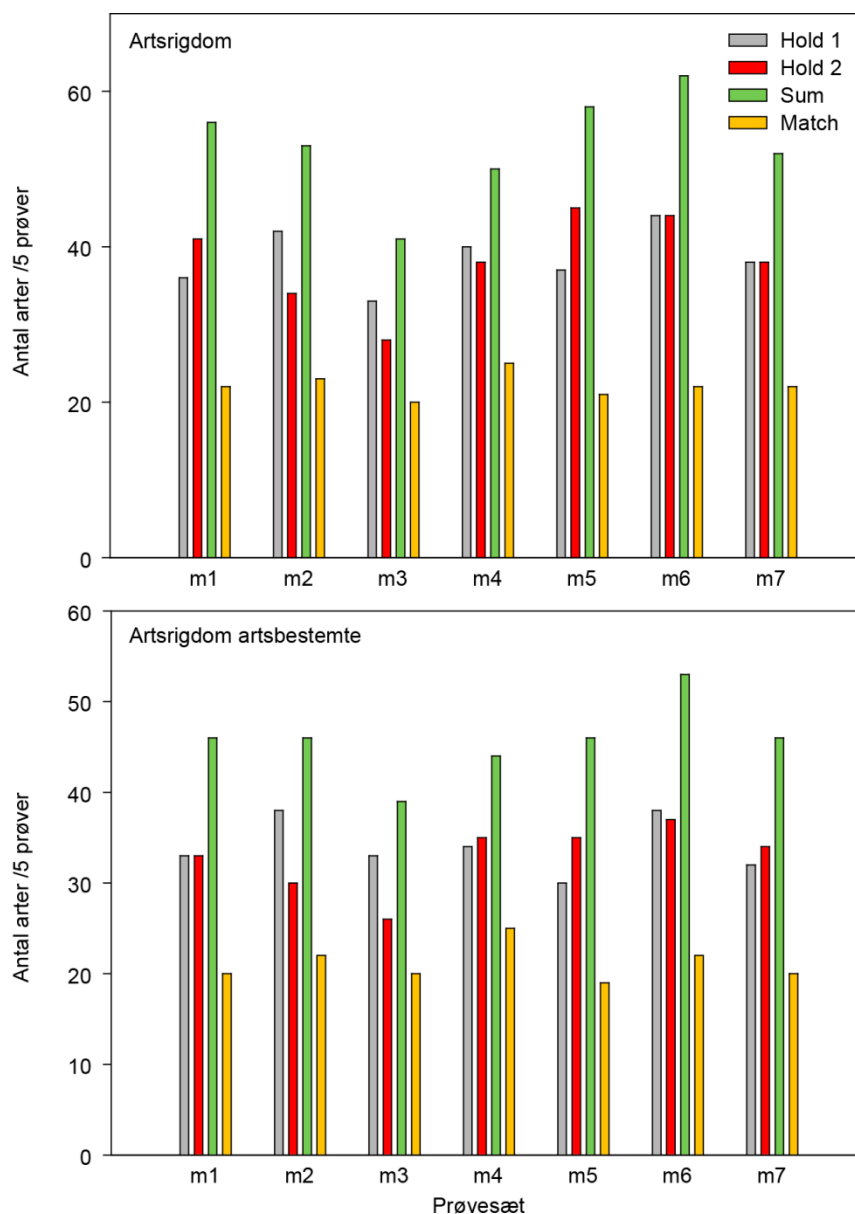
Figur 2.3. Øverst: antallet af taxa i 5 hapsprøver (1 prøvesæt) i første og anden rundersendelse af prøverne. Nederst: som ovenstående, men kun artsbestemte taxa er medtaget.



Det var forventet, at artbestemmelsen kunne være sværere i anden omgang end i første pga. prøvehåndteringen. Dette var dog ikke tydeligt, da der blev fundet flere arter i anden omgang i prøvesættene 1, 5 og 7 (*figur 2.3*). Den største forskel var dog i prøvesæt 3, hvor der blev fundet hele 7 færre arter i anden omgang. Det højeste antal arter, der blev fundet i to analyser af de enkelte prøvesæt vurderes at være det mest korrekte, da der kun kan registreres for arter, hvis flere individer af samme art fejlagtigt bestemmes forskelligt af samme konsulent, hvilket ikke anses som sandsynligt.

Kvaliteten af prøveopbejdningen er i høj grad betinget af, at det samlede artsantal er så korrekt som muligt. Den samlede diversitet anvendes til at beregne DKI og er bl.a. dermed kritisk for anvendeligheden af data.

Figur 2.4. Øverst: antallet af taxa i 5 hapsprøver i første analyse (grå søjler), i anden analyse (røde søjler), den totale sum af registrerede taxa i første og anden analyse (grønne søjler) og det antal der både blev fundet første og anden gang (gule søjler). Nederst: som ovenstående men kun artsbestemte taxa er medtaget.



Sammenlignelighed af artbestemmelserne varierede væsentligt mere mellem de forskellige konsulenter end det totale artsantal, som hver enkelt konsulent havde bestemt (figur 2.4). I samtlige prøvesæt (1-7) var det totale antal arter, der blev fundet af de to konsulenter tilsammen, væsentligt højere end det højeste artsantal, der blev fundet i én af de to gennemgange af prøvesættet (figur 2.4). Både når det gælder alle taxa, og det antal arter, der kunne artsbestemmes, var der under 50 % (henholdsvis 42 % og 46 %) overensstemmelse mellem de to analyser. Eksempelvis blev der i prøvesæt 6 (prøverne 29, 38, 47, 50 og 56) totalt bestemt 53 forskellige arter, mens kun 22 af disse blev fundet af begge konsulenter (konsulent E og konsulent I). Den ringe overensstemmelse mellem artslisterne i første og anden analyse kan skyldes to forhold: enten bliver mere end halvdelen af arterne bestemt forskelligt af konsulenterne, eller der bliver overset en betydelig mængde af arter ved hver gennemgang af prøverne. Det formodes, at begge forhold har betydning for dette resultat. Dvs. at nogle arter bliver bestemt forkert samtidigt med, at der er en del arter, der ikke bliver fundet ved den sædvanlige prøvegennemgang. Da prøverne ikke er blevet kontrolleret af et referencelaboratorium, er det ikke muligt at afgøre den relative betydning af disse to forhold.

Figur 2.5. MDS-plot af arts-sammensætningen i datasæt 1-7 i parvis sammenligning mellem første og anden analyse. Alle data er baseret på kvadratrods-transformeret abundanser.

a) datasæt 1 (første analyse af konsulent C, og anden analyse konsulent B)

b) datasæt 2 (første analyse af konsulent H, og anden analyse konsulent F)

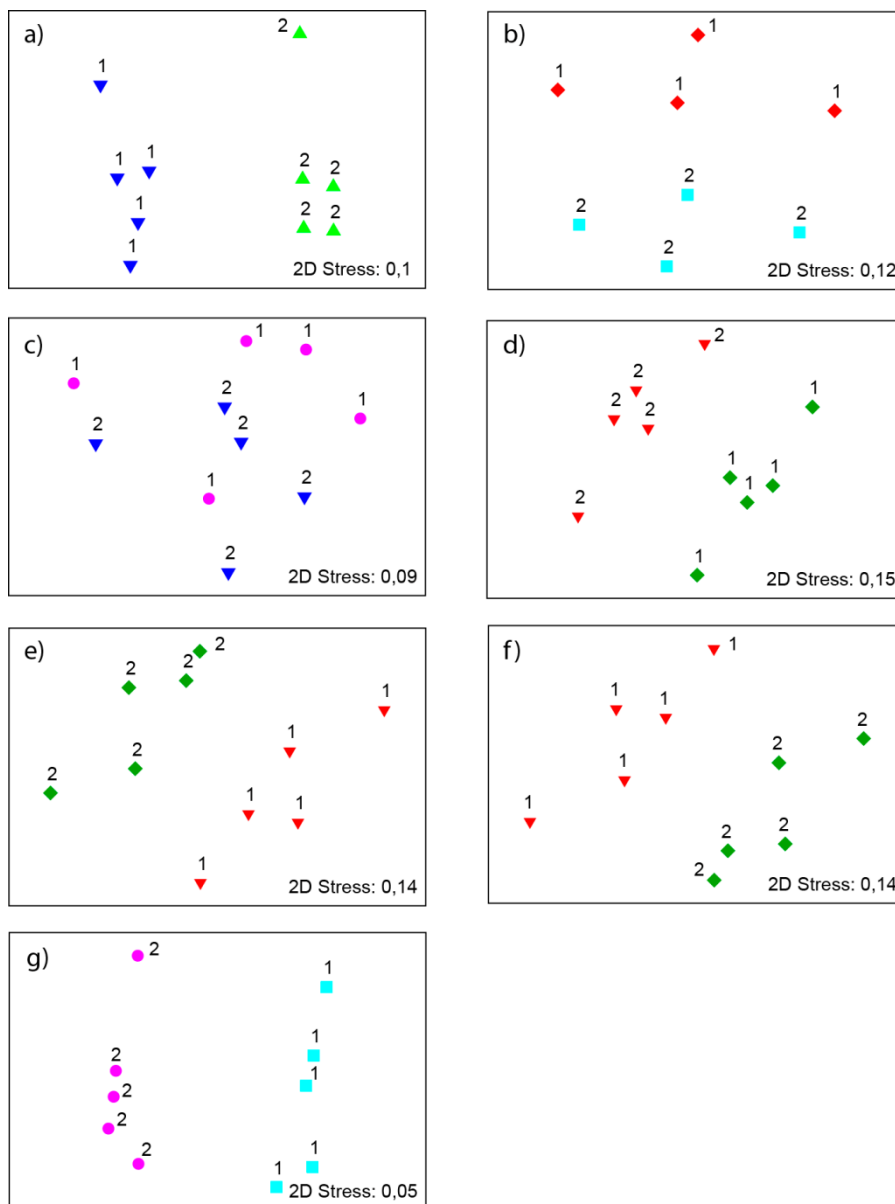
c) datasæt 3 (første analyse af konsulent G, og anden analyse konsulent C)

d) datasæt 4 (første analyse af konsulent I, og anden analyse konsulent E)

e) datasæt 5 (første analyse af konsulent B, og anden analyse konsulent H)

f) datasæt 6 (første analyse af konsulent E, og anden analyse konsulent B)

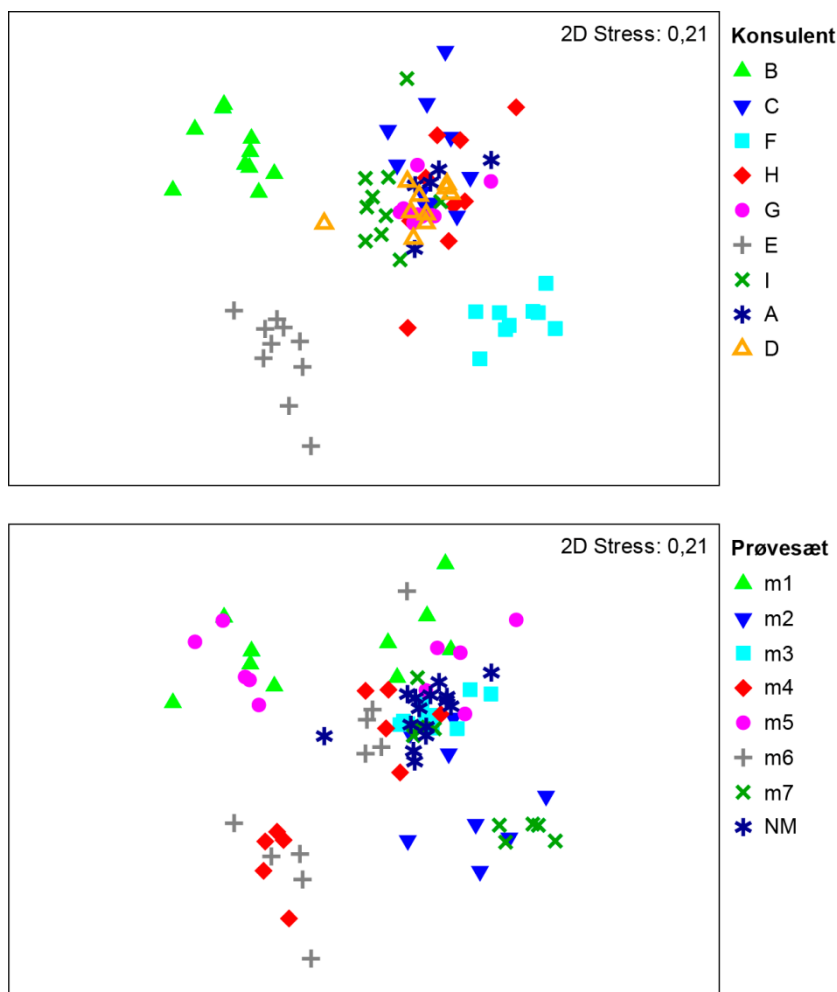
g) datasæt 7 (første analyse konsulent F, og anden analyse konsulent G).



Sammenligneligheden af hele analyseprocessen, dvs. sortering og den efterfølgende artsbestemmelse, kan evalueres med en analyse af similariteten af hele bundfaunasamfundets sammensætning. Denne analyse adskiller sig fra ovenstående ved også at inddrage abundansen i sammenligningen således, at almindelige arter, der bestemmes forskelligt eller optælles forskelligt, bidrager med en større forskellighed (dissimilaritet). Alle datasæt (undtagen sæt 3) blev bestemt signifikant forskelligt af de to konsulenter, der analyserede dem. Betydningen af konsulenten - "konsulentfaktoren" - ses tydeligt på et MDS (**M**ulti**D**imensional **S**caling) plot af resultaterne fra første og anden runde (figur 2.5). Her ses det, at punkterne for de 5 hapsprøver meget tydeligt grupperer sig forskelligt i første og anden analyse. Når hele materialet analyseres samlet, fremstår et tydeligt mønster, hvor forskellen mellem de enkelte konsulenter er større end forskellen på de to forskellige prøvesæt, som hver konsulent har analyseret (figur 2.6). Dvs. der er en stor reproducerbarhed i artssammensætningen for de enkelte konsulenter, mens analysen afviger fra konsulent til konsulent. Der er dog særligt 3 konsulenter, hvor resultaterne adskiller sig fra de øvrige konsulenter (inkl. Bioscience). Det drejer sig om konsulenterne B, E og F (figur 2.6). De arter, der bidrog til den største forskel mellem konsulenterne, når det gælder samfundets sam-

mensætning, var arterne *Phoronis muelleri* og *Kurtiella bidentata* og slægterne *Ampelisca* (krebsdyr) og børsteormeslægterne *Chaetozone* (polychaet), *Prinospio* (polychaet) og *Dipolydora* (polychaet). Disse arter og flere er ranket efter deres betydning for dissimilariteten (Appendiks 3).

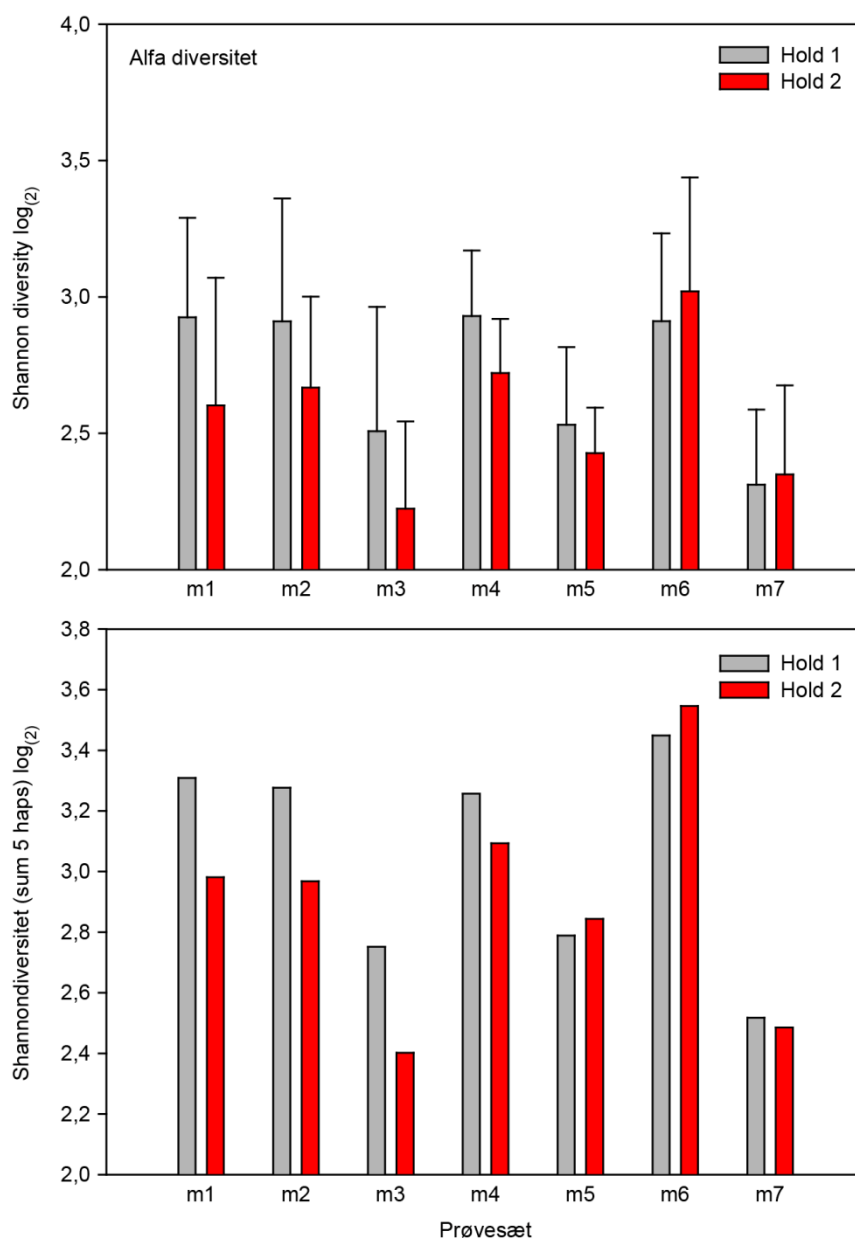
Figur 2.6. Øverst: MDS-plot af bundfaunasamfundet (kvadrat-rodstransformerede abundanser) for hapsprøverne enkeltvis i første og anden runde. Fordelingen af data er markeret med symbol for konsulent. Nederst: som ovenstående men data er markeret med symbol for prøvesætnummer.



2.3 Betydning af "konsulentfaktoren" for miljøtilstandsvurderingen

Såfremt de fundne variationer mellem konsulenterne er repræsentative for de data, der indrapporteres under NOVANA-programmet, betyder det, at det kan være forbundet med betydelig usikkerhed at sammenligne dataserier på tværs af konsulentskift. Hvor stor en betydning et konsulentskifte kan få, afhænger af, hvilken analyse der foretages. Den samlede biomasse i en prøve forventes at være forholdsvis robust, idet de store individer er sværere at overse end de små. Dog skal det bemærkes, at der kan være forskelle i biomassen, som hidrører fra selve prøvetagningen i felten, som ikke er undersøgt i denne interkalibrering. Når det gælder den samlede abundans, tyder denne undersøgelse på, at der kan forventes en variation på omkring 10 %, mens den samlede artsrigdom for 5 prøver kan variere med op til ca. 25 %. Når det gælder sammenligneligheden mellem artslisterne, tyder interkalibreringen på op til 50 % variation.

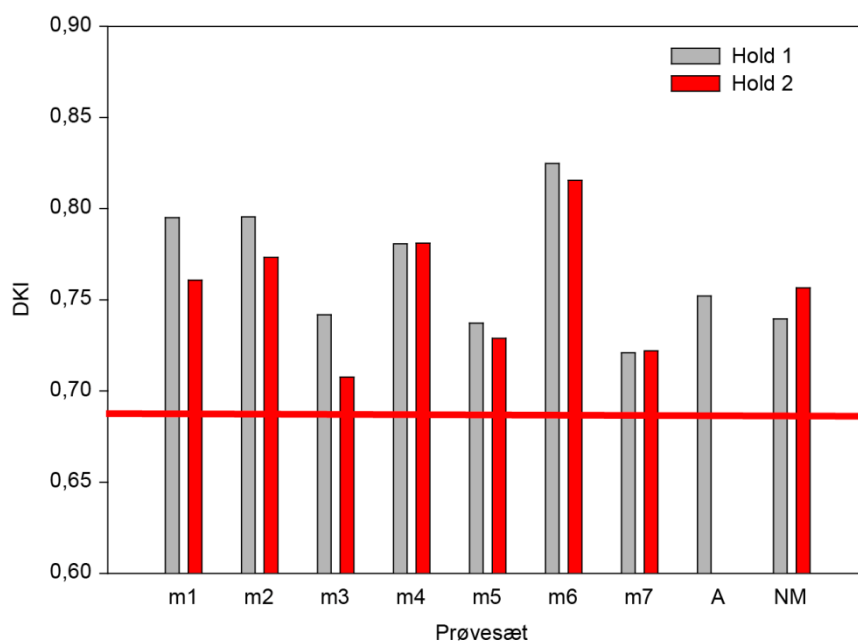
Figur 2.7. Øverst: gennemsnitlig værdi for Shannondiversiteten ($\log_2$) for hvert prøvesæt i første og anden analyse. Nederst: Shannondiversiteten beregnet for summen af de 5 prøver i hvert datasæt i første og anden analyse. Error bars angiver standardafvigelse.



I forbindelse med tilstandsvurderingen i forhold til vandrammedirektivet anvendes det multimetriske indeks, DKI (Josefson 2009; Carstensen *m.fl.* 2014), hvori indgår Shannondiversiteten og AMBI (Borja *m.fl.* 2000, 2003). Udregning af Shannondiversiteten på baggrund af summen af 5 prøver (figur 2.7) viser, at variationen mellem konsulenterne er op til ca. 12 % (gennemsnit ca. 6 %) og dermed lidt mindre end forskellen mellem de forskellige opgørelser af artsrigdommen. De tilsvarende beregninger af AMBI varierer op til 18 % (gennemsnit 7 %), mens variationen i den samlede DKI-beregning er mindre med en maksimal afvigelse på ca. 5 % (gennemsnit 2 %) svarende til en maksimal numerisk afvigelse på 0,034 DKI-enheder i prøvesæt 1 og 3 (figur 2.8).

Anvendelse af indeksberegningerne nedsætter således følsomheden over for "konsulenteffekten".

Figur 2.8. Beregnede værdier for DKI for hvert prøvesæt i første og anden analyse. Prøvesæt "A" er kun analyseret af Bioscience, mens "NM" angiver to forskellige prøvesæt, der er analyseret af samme konsulent (konsulent D). Rød linje angiver grænsen (0,68) mellem moderat og god tilstand i henhold til klassifikationsgrænser anvendt i vandrammedirektivet.



3 Konklusion

Denne interkalibrering viser, at der kan forventes betydelig variation i de bundfaunadata, der indrapporteres under NOVANA-programmet, som skyldes konsulenten. Der er dog meget forskel på variationens størrelse og betydning afhængigt af hvilke parametre og mål, der anvendes til at opgøre bundfaunaen. Når det gælder selve prøveanalysen, forventes det, at biomasse er det mest robuste mål (denne parameter kunne ikke testes i designet af denne interkalibrering), og den samlede tæthed er det næstmest robuste mål med op til 10 % afvigelse fra konsulent til konsulent. De forskellige mål for artsdiversiteten vurderes at kunne variere op til 20 %, mens sammensætningen af arter kan variere betydeligt således, at det kun er ca. halvdelen af arterne, der kan forventes at blive genfundet af en anden konsulent. Dette er en overraskende lille genfindingsprocent, og det kan, som beskrevet, skyldes, at der generelt er en for lille andel af individerne og arter, der findes i det hele taget. Konsekvensen kan være, at fx similaritetsanalyser vil være så påvirket af "konsulentfaktoren", at de ikke bør foretages på tværs af konsulentskift.

De forskellige indeks og uni-variate diversitetsmål, der anvendes til klassifikation af bundfaunasamfundet, varierer noget mindre og er dermed mere robuste. Det multimetriske indeks DKI varierer med under 5 %, hvilket er positivt i forhold til sammenligneligheden af tilstandsklassifikationen under vandrammedirektivet baseret på forskellige konsulents data. Det skal dog bemærkes, at problemets størrelse afhænger af tilstanden på de enkelte stationer. I eksemplet fra station 409 ligger alle målinger i udfaldsrummet "god" tilstand, som er markeret med rød linje (figur 2.8). Hvis det overordnede niveau på stationen havde ligget omkring 0,68, som udgør grænsen mellem god og moderat tilstand, ville den endelige DKI-klassifikation af tilstanden kunne være afhængig af konsulenten.

På grund af den måde som interkalibreringen er tilrettelagt på, er det ikke umiddelbart muligt at ranke de enkelte konsulenter med hensyn til analysekvalitet. Men da det, som beskrevet, er mere sandsynligt at finde for få end for mange arter, vil stort set alle de fundne variationer bidrage til for lave værdier for DKI og dermed en ringere tilstandsklassifikation end den, man ville komme frem til, hvis en højere andel af individerne blev fundet og efterfølgende bestemt til artsniveau. *Kort sagt: Ringere analysekvalitet medfører ringere tilstandsklassifikation.* På baggrund af denne interkalibrering må det konkluderes, at konsulentskift må forventes at forringe mulighederne for at analysere tidsserier og dermed værdien af tidsserier, mens det ikke er muligt at udtale sig om, hvordan kvaliteten af den enkelte analyse vil ændre sig.

Interkalibreringen afslørede få konkrete problemer, som umiddelbart kan afhjælpes. Dog kan fx problemet med *Phoronis* sandsynligvis undgås, hvis kun hovedender tælles med, således som det er beskrevet i de tekniske anvisninger. Herudover er der arter, som kræver særlig opmærksom, fordi de tilsyneladende ofte forveksles eller overses. Her kan den anbefalede bestemmelseslitteratur (se *Appendiks 1: Liste over anbefalet litteratur*) muligvis mindske problemet med forskellige bestemmelser. Den generelle anbefaling vil derfor være, at der lægges stor vægt på at opbygge et fagligt miljø hos den enkelte konsulent, og at dette indgår i bedømmelsen ved udbud af bundfaunaanalyser. Herudover er det vigtigt, at alle, der arbejder med bund-

faunaprøverne, tilstræber så høj grad af erfaringsudveksling som muligt om alle detaljer i analyserne af bundfaunaprøverne.

4 Referencer

Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. – Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I. & Franco, J. 2003: The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. – Marine Pollution Bulletin 46: 835-845.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Josefson, A. 2014: Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2014: Blødbundsfauna. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 15 s. - [Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE, nr. M19 ver.1.](#)

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. – Marine Pollution Bulletin 58: 1263-1277.

Kanneworff, E. & Nicolaisen, W. 1973: The Haps, a frame supported bottom corer. - Ophelia 10: 119-129.

Appendiks 1: Liste over anbefalet litteratur

Allearter.dk. Oversigt over Danmarks dyr, planter, svampe m.v. DanBIF. Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.

<http://allearter.dk/index.htm>

Artportalen.se. Rapport systemet för marina evertebrater. Portal för marina evertebrater ArtDatabanken.

<http://svalan.artdata.slu.se/marin/>

Ball, I.R. & Reynoldson, T.B. 1981: British Planarians. Synopses of the British Fauna 19: 1-141.

Bamber, R.N. 2010: Sea-Spiders (Pycnogonida) of the north-east Atlantic. Synopses of the British Fauna (New Series) 5 (Second Edition): 1-249.

Barnich, R. & Fiege, D. 2009: Revision of the genus Harmothoe Kinberg, 1856 (Polychaeta: Polynoidae) in the Northeast Atlantic. Zootaxa 2014: 1-76.

Bondesen, P. 1984: Danske havmuslinger. Natur og Museum 23 (2): 1-31. Naturhistorisk Museum, Århus.

Bondesen, P. 1994: Danske havsnegle (2. udgave). Natur og Museum 33 (2). Naturhistorisk Museum, Århus.

Brock, V. 1978: Morphological and biochemical criteria for the separation of *Cardium glaucum* (Bruguère) from *Cardium edule* (L.). - Ofelia 17: 207-214.

Brinkhurst, R.O. 1982: British and other marine and estuarine oligochaetes. Keys and notes for the identification of the species. - Synopsis of the British Fauna (New Series) 21: 1-127.

Böggemann, M. 2002: Revision of the Glyceridae Grube 1850 (Annelida: Polychaeta). Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft Frankfurt am Main 555: 1-249. E. Schweizer'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart.

Carlgren, O. 1945: Polypdyr (Coelentarata) III, Koraldyr. Danmarks Fauna 51: 1-168.

Chambers, S.J. & Muir, A.I. 1997: Polychaetes: British Chrysopetaloidea, Pisionoidea and Aphroditoidea. Synopses of the British Fauna (New Series) 54: 1-202.

Christensen, J.M., Larsen, S. & Nyström, B.O. 1978: Havmuslinger. Gyldendals grønne håndbøger. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag, A/S København: 1-125.

Christiansen, M.E. 1969: Crustacea Decapoda Brachyura. Marine Invertebrates of Scandinavia 2: 1-143. Scandinavian University Books. Universitetsforlaget. Oslo.

- Emig, C.C. 1979: British and Other Phoronids. Synopses of the British Fauna (New Series) 13: 1-57.
- Enckell, P.H. 1980: Kräftdjur. AiO Tryk as, Odense: 1-685.
- Fauvel, P. 1927: Polychètes sédentaires. Faune de France 16: 1-494.
- George, J.D. & Hartmann-Schröder G. 1985: Polychaetes: British Amphinomida, Spintherida and Eunicida. Synopses of the British Fauna (New Series) 32: i-vii, 1-221.
- Gibbs, P.E. 1977: British Sipunculans. Synopses of the British Fauna 12: 1-35.
- Gibson, R. 1982: British Nemerteans. Synopses of the British Fauna 24: 1-218.
- Gibson, R. 1994: Nemerteans. Synopses of the British Fauna 24: 1-224.
- Graham, A. 1971: British prosobranch and other operculate gastropod molluscs. Synopsis of the British Fauna (New Series) 2: 1-662.
- habitas.org.uk 2002-2013: Encyclopedia of marine life of Britain and Ireland. National Museums of Northern Ireland
<http://www.habitas.org.uk/marinelife/index.html>
- Hannerz, S. 1956: Larval development of the polychaete families Spionidae, Disomidae, and Poecilochaetidae in the Gulmar Fjord, Sweden. Zool. Bidr. Uppsala 31: 1-204.
- Hansson, H.G., Cedhagen, T. & Strand, M. 2013: Tagghudingar-svalgsträngsdjur: Echinodermata-Hemichordata. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken, SLU, Uppsala: 1-327.
- Hartmann-Schröder, G. 1996: Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. Die Tierwelt Deutschlands 58, 2. Auflage: 1-648, Gustav Fischer Verlag Jena.
- Hayward, P.J. & Ryland, J.S. (Eds.) 1990: The marine fauna of the British Isles and North-West Europe. Clarendon Press, Oxford: 1-996.
- Holdich, D.M. & Jones, J.A. 1983: Tanaids. Synopses of the British Fauna (New Series) 27: 1-98.
- Holthe, T. 1986: Polychaeta Terebellomorpha. Marine Invertebrates of Scandinavia 7: 1-194. Norwegian University Press.
- Howard, C., Brunton, C. & Curry, G.B. 1979: British Brachiopods. Synopses of the British Fauna 17: 1-64.
- Hvass, H. (red.) 1971: Danmarks Dyreverden, Bind 1-3, Hvirvelløse dyr. Rosenkilde og Bagger.
- Ingle, R.W. 1996: Shallow-Water Crabs. Synopses of the British Fauna 25: 1-243.
- Ingle, R.W. & Christiansen, M.E. 2004: Lobsters, Mud Shrimps and Anomuran Crabs. Synopses of the British Fauna (New Series) 55: 1-271.

- Jensen, K. R. & Knudsen, J. 2005: A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34, Suppl. 1: 137-162. http://www.reabic.net/publ/Jensen_Knudsen_2005.pdf
- Jensen, A.S. & Spärck, R. 1934: Bløddyr II, Saltvandsmuslinger. *Danmarks Fauna* 40: 1-208.
- Jones, A.M. & Baxter, J.M. 1987: Molluscs: Caudofoveata, Solenogastres, Polyplacophora and Scaphopoda. *Synopses of the British Fauna (New Series)* 37: 1-123.
- Jones, N.S. 1976: British Cumaceans, Arthropoda: Crustacea. *Synopses of the British Fauna (New Series)* 7: 1-66.
- Kirkegaard, J.B. 1992: Havbørsteorme I. Errantia. *Danmarks Fauna* 83: 1-416, Dansk Naturhistorisk Forening København.
- Kirkegaard, J.B. 1996: Havbørsteorme II. Sedentaria. *Danmarks Fauna* 86: 1-451, Dansk Naturhistorisk Forening København.
- Knudsen, J. 1989: Den amerikanske knivmusling, *Ensis americanus* Gould, 1870, en nyindvandret art i de danske farvande. *Flora og Fauna* 95 (1): 17-18.
- Kristensen, T. 1997: A Taxonomic Investigation of the Flabelligeridae (Annelida: Polychaeta) in the North Atlantic, with a phylogenetic analysis of the family on a World basis. M.sc. thesis, Zoological Museum, University of Copenhagen: 1-73.
- Kullander, S.O., Stach, T., Nyman, L., Samuelsson, H., Hansson, H.G., Delling, B., Blom, H. & Jilg, K. 2012: Lansettfiskar-broskfiskar. Branchiostomatida-Chondrichthyes-Chondrichthyes. *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken, SLU, Uppsala*: 1-327.
- Køie, M., Kristiansen, Aa. & Weitemeyer, S. 2000: Havets dyr og planter. Gads Forlag, København: 1-351.
- Køie, M., Kristiansen, Aa. & Weitemeyer, S. 2014: Havets dyr og planter, 2. reviderede udgave. Gyldendal.
- Laubitz D.R. 1972: The caprellidae (Crustacea, Amphipoda) of Atlantic and Arctic Canada. *National Museums of Canada, Publications in Biological Oceanography* 4: 1-82.
- Lincoln, R.J. 1979: British marine amphipoda: Gammaridea. London : British Museum: 1- 657.
- Lundsteen, S. 2005: Del 2. Noter om artsbestemmelser. – I: Dahl, K., Lundsteen, S. & Tendal, O. S. 2005: Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. *Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø*. 87 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 529: 39-52.
- Lützen, J.G. 1967: Sækdyr. *Danmarks Fauna* 75: 1-267.

- MADS, Det marine databasesystem, - Det marine fagdatacenter, Miljøministeriets overvågningsundersøgelser. (Ved henvendelse).
- Madsen, F.J. & Hansen, B. 1994: Echinodermata. Holothurioidea. Marine Invertebrates off Scandinavia 9: 1-141. Scandinavian University Press.
- Manuel, R.L. 1988: British Anthozoa (Coelenterata: Octocorallia & Hexacorallina). Synopsis of the British Fauna (New Series) 18: 1-241.
- Marine Species Identification Portal, 2013: Marine Species Identification Portal. ETI BioInformatics. <http://species-identification.org/index.php>
- Millar, R.H. 1966: Tunicata, Ascidiacea. Marine Invertebrates of Scandinavia 1: 1-123. Scandinavian University Books. Universitetsforlaget. Oslo.
- Mortensen, T. 1924: Pighude (Echinodermer). Danmarks Fauna 27: 1-274.
- Muus, B.J. 1959: Skallus, Søtænder, Blæksprutter. Danmarks Fauna 65: 1-239.
- Naylor, E. 1972: British Marine Isopods. Synopses of the British Fauna (New series) 3: 1-90.
- Nielsen, R. & Holthe, T. 1985: Arctic and Scandinavian Oweniidae (Polychaeta) with a description of *Myriochele fragilis* sp.n., and comments on the phylogeny of the family. Sarsia 70: 17-32.
- NOBANIS. European Network on Invasive Alien Species. NOBANIS. <http://www.nobanis.org/>
- Nørrevang, A. & Meyer, T.J. (red.) 1968: Danmarks Natur, Bind 3, Havet. Politikens forlag: 1-488.
- Ockelmann, K.W. 1958: Marine Lamellibranchiata. Meddelelser om Grønland 122 (4): 1-256.
- Oliver, P.G., Holmes, A.M., Killeen, I.J. & Turner, J.A., 2010: Marine Bivalve Shells of the British Isles (Mollusca: Bivalvia). Amgueddfa Cymru - National Museum Wales. Available online. <http://naturalhistory.museumwales.ac.uk/britishbivalves/home.php>
- Oliver, P.G. & Killen, I.J. 2002: The Thyasiridae (Mollusca: Bivalvia) of the British Continental Shelf and North Sea Oil fields. An Identification Manual. Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 3: 1-73.
- Petersen, G.H. 2001: Studies on some Arctic and Baltic Astarte Species (Bivalvia, Mollusca). Meddelelser om Grønland, Bioscience 52: 1-71. Copenhagen, The Danish Polar Center.
- Petersen, G.H. 2002: Nye muslingearter i Østersøen. Dyr i natur og museum 1: 25-27.
- Petersen, M.E. 1998: Pholoe (Polychaeta: Pholoidae) from Northern Europe: A key and notes on the nearshore species. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 78: 1373-1376.

- Pleijel, F. 1993: Polychaeta Phyllodocidae. Marine Invertebrates of Scandinavia 8: 1-194. Universitetsforlaget.
- Pleijel, F. & Dales, R.P. 1991: Polychaetes: British Phyllodocoideans, Typhloscolecoideans and Tomopteroideans. Synopses of the British Fauna (New Series) 45: 1-202.
- Prudhoe, S. 1983: Polyclad Turbellarians. Synopses of the British Fauna 26: 1-77.
- Rainer, S.F. 1991: The genus *Nephtys* (Polychaeta: Phyllodocida) of northern Europe: a review of species, including the description of *N. pulchra* sp. N. and a key to the Nephtyidae. Helgoländer Meeresunters 45: 65-96.
- Rasmussen, E. 1973: Systematics and ecology of the Isefjord Marine Fauna (Denmark). Ophelia 11: 1-495.
- Salvani-Plawen, L.v. 1975: Mollusca Caudofoveata. Marine invertebrates of Scandinavia 4: 1-54. Universitetsforlaget. Oslo.
- Sars, G.O. 1895: An account of the Crustacea of Norway, 1, Amphipoda. 1-711, 248 plates. (Se Boglister).
- Sars, G.O. 1899: An account of the Crustacea of Norway, 2, Isopoda. 1-270, 104 plates. (Se Boglister).
- Sars, G.O. 1900: An account of the Crustacea of Norway, 3, Cumacea. 1-115, 72 plates. (Se Boglister).
- Sigvaldadóttir, E. & Mackie, S.Y. 1993: *Prionospio steenstrupi*, *P. fallax* and *P. dubia* (Polychaeta, Spionidae): Re-evaluation of identity and status. Sarsia 78: 203-219.
- Southward, A.J. 2008: Barnacles. Synopses of the British Fauna (New Series) 57: 1-140, 3 plates.
- Southward, E.C. & Campbell, A.C. 2006: Echinoderms. Synopses of the British Fauna (New Series) 56: 1-272.
- Stephensen, K. 1910: Storkrebs. I. Skjoldkrebs. Danmarks Fauna 9: 1-193.
- Stephensen, K. 1928: Storkrebs. II. Ringkrebs. 1. Tanglopper (Amfipoder). Danmarks Fauna 32: 1-399.
- Stephensen, K. 1933: Havedderkopper (Pycnogonida) og Rankefødder (Cirripedia). Danmarks Fauna 9: 1-193.
- Stephensen, K. 1948: Storkrebs. IV. Ringkrebs. 3. Tanglus (marine isopoder) og tanaider. Danmarks Fauna 53: 1-187.
- Strand, M., Samuelsson, H. & Sundberg, P. 2013: Stjärnmaskar-slemmaskar. Sipuncula-Nemertea. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtData-banken, SLU, Uppsala: 1-327.

Strelzov, V.E. 1973: Polychaete Worms of the Family Paraonidae Cerruti 1909 (Polychaeta sedentaria). Academy of Sciences of the USSR. Published for the Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington D.C. in 1979: 1-170.

Tebble, N. 1976: British bivalve seashells, a handbook for identification. Her Majesty's Stationary Office. Edinburgh: 1-212.

Thompson, T.E. 1988: Benthic Opisthobranchs (Mollusca: Gastropoda). Synopses of the British Fauna (New Series) 8 (Second Edition): 1-356.

Warén, A. 1996: Ecology and systematics of the north european species of *Rissoa* and *Pussilina* (Prosobranchia: Rissoidae). J. mar. biol. Ass. U.K. 76: 1013-1059.

Wesenberg-Lund, E. 1939: Pølseorme (Gephyrea). Sipunculider, Pria-pulider, Echiurider. Danmarks Fauna 45: 1-58.

Westheide, W. 1990: Polychaetes: Interstitial Families. Synopses of the British Fauna (New Series) 44: 1-152.

WoRMS (World Register of Marine Species).

<http://www.marinespecies.org/>

Ziegelmeier, E. 1957: Die Muscheln (Bivalvia) der deutschen Meeresgebiete. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 6 (1): 1-51.

Ziegelmeier, E. 1966: Die Schnecken (Gastropoda Prosobranchia) der deutschen Meeresgebiete und brackigen Küstengewässer. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 13: 1-61.

Appendiks 2: Liste over ændringer af navne i indrapporterede data

Indrapporterede taxa (venstre kolonne) og det artsnavn der efterfølgende er accepteret (højre kolonne). I de tilfælde, hvor navnet efterfølgende er ændret, er det nye navn markeret med kursiv.

Rapporteret art	Accepteret art	Rapporteret art	Accepteret art
Abra alba	Abra alba	Crassikorophium crassicone	<i>Crassikorophium crassicone</i>
Abra nitida	Abra nitida	Cylichna cylindracea	Cylichna cylindracea
Ampelisca brevicornis	Ampelisca brevicornis	Cylichna	<i>Cylichna sp.</i>
Ampelisca macrocephala	Ampelisca macrocephala	Polydora caulleryi	Dipolydora caulleryi
Ampelisca sp.	Ampelisca sp.	Dipolydora coeca	Dipolydora coeca
Ampelisca tenuicornis	Ampelisca tenuicornis	Polydora caeca	<i>Dipolydora coeca</i>
Ampharete baltica	Ampharete baltica	Dipolydora quadrilobata	Dipolydora quadrilobata
Ampharete lindstroemi	Ampharete finmarchica	Polydora quadrilobata	<i>Dipolydora quadrilobata</i>
Ampharete sp.	Ampharete sp.	Dulichia	<i>Dulichia sp.</i>
Ampharetidae sp.	<i>Ampharetidae indet.</i>	Echinocardium cordatum	Echinocardium cordatum
Amphictene auricoma	Amphictene auricoma	Echinodermata rest	Echinodermata indet.
Amphiura filiformis	Amphiura filiformis	Echiurus echiurus	Echiurus echiurus
Amphiura sp.	Amphiura sp.	Edwardsia danica	Edwardsia danica
Anthozoa indet.	Anthozoa indet.	Edwardsia longicornis	Edwardsia longicornis
Arctica islandica	Arctica islandica	Edwardsia sp.	<i>Edwardsiidae indet.</i>
Arenicola marina	Arenicola marina	Edwardsidae sp.	<i>Edwardsiidae indet.</i>
Asterias rubens	Asterias rubens	Ennucula tenuis	Ennucula tenuis
Bathyporeia elegans	Bathyporeia elegans	Nuculoma tenuis	<i>Ennucula tenuis</i>
Bathyporeia guillamsoniana	Bathyporeia guillamsoniana	Pronucula tenuis	<i>Ennucula tenuis</i>
Bathyporeia pelagica	Bathyporeia pelagica	Enteropneusta rest	<i>Enteropneusta indet.</i>
Bathyporeia sp.	Bathyporeia sp.	Eteone flava	Eteone flava
Bivalvia	<i>Bivalvia indet.</i>	Eteone longa	Eteone longa
Bivalvia indet.	Bivalvia indet.	Eteone sp.	Eteone sp.
Capitella sp.	Capitella sp.	Euchona papillosa	Euchone papillosa
Capitella spp.	<i>Capitella sp.</i>	Eupolymnia nebulosa	Eupolymnia nebulosa
Capitellidae	<i>Capitellidae indet.</i>	Euspira nitida	Euspira nitida
Capitellidae sp.	<i>Capitellidae indet.</i>	Galathowenia oculata	Galathowenia oculata
Chaetozone setosa	Chaetozone setosa	Gastrosaccus spinifer	Gastrosaccus spinifer
Chaetozone sp.	Chaetozone sp.	Gattyana amondseni	Gattyana amondseni
Chamelea gallina	Chamelea gallina	Gattyana cirrosa	Gattyana cirrhosa
Chamelea striatula	Chamelea striatula	Glycinde nordmanni	Glycinde nordmanni
Chone fauveli	Chone fauveli	Glyphohesione klatti	Glyphohesione klatti
Clausinella fasciata	Clausinella fasciata	Goniada maculata	Goniada maculata
Corbula gibba	Corbula gibba	Halicryptus spinulosus	Halicryptus spinulosus
Corophium crassicone	Corophium crassicone	Harmothoe imbricata	Harmothoe imbricata
Corophium bonelli	Crassikorophium bonellii	Harmothoe impar	Harmothoe impar
Corophium bonelli/insidiosum	<i>Crassikorophium bonellii</i>	Harmothoe sp.	Harmothoe sp.
Corophium crassicone	Crassikorophium crassicone	Heteromastus filiformis	Heteromastus filiformis

Rapporteret art	Acceperet art
Hiatella arctica	Hiatella arctica
Hippomedon denticulatus	Hippomedon denticulatus
Hydractinia echinata	Hydractinia echinata
Hydrozoa	Hydrozoa indet.
Hydrozoa indet.	Hydrozoa indet.
Indet.	Indet.
Ubestemt	Indet.
Kurtiella bidentata	Kurtiella bidentata
Mysella bidentata	Kurtiella bidentata
Lacuna pallidula	Lacuna pallidula
Lagis koreni	Lagis koreni
Pectinaria koreni	Lagis koreni
Lamprops fasciata	Lamprops fasciatus
Lanice conchilega	Lanice conchilega
Laonome kroyeri	Laonome kroyeri
Lysianassidae indet.	Lysianassidae indet.
Macoma calcarea	Macoma calcarea
Magelona alleni	Magelona alleni
Mageloni alleni	Magelona alleni
Magelona mirabilis	Magelona mirabilis
Magelona sp.	Magelona sp.
Malacobdella grossa	Malacobdella grossa
Malacoceros fuliginosus	Malacoceros fuliginosus
Marenzelleria neglecta	Marenzelleria neglecta
Mediomastus fragilis	Mediomastus fragilis
Mediomastus sp.	Mediomastus sp.
Corophium insidiosus	Monocorophium insidiosum
Monocorophium insidiosum	Monocorophium insidiosum
Mya arenaria	Mya arenaria
Mysia undata	Mysia undata
Mysida indet.	Mysida indet.
Nematoda	Nematoda
Nematoda indet.	Nematoda
Nemertea	Nemertea
Nemertina	Nemertea
Nemertini indet.	Nemertea indet.
Nephtys assimilis	Nephtys assimilis
Nephtys caeca	Nephtys caeca
Nephtys ciliata	Nephtys ciliata
Nephtys hombergii	Nephtys hombergii
Nephtys longosetosa	Nephtys longosetosa
Nephtys sp.	Nephtys sp.
Notomastus latericus	Notomastus latericeus
Nucula nitidosa	Nucula nitidosa
Nuculoma nitidosa	Nucula nitidosa
Nucula sp. (cf nucleus)	Nucula sp. (cf nucleus)
Nucula sulcata	Nucula sulcata

Rapporteret art	Acceperet art
Monoculodes sp.?	Oedicerotidae
Oligochaeta indet	Oligochaeta indet.
Ophelia borealis	Ophelia borealis
Ophelia limacina	Ophelia limacina
Ophiura albida	Ophiura albida
Ophiura texturata	Ophiura ophiura
Ophiura sarsii	Ophiura sarsii
Owenia fusiformis	Owenia fusiformis
Pectinaria auricoma	Pectinaria auricoma
Periculodes longimanus	Periculodes longimanus
Phaxas pellucidus	Phaxas pellucidus
Pholoe baltica	Pholoe baltica
Pholoe inornata	Pholoe inornata
Pholoe sp.	Pholoe sp.
Phoronida	Phoronida indet.
Phoronis muelleri	Phoronis muelleri
Phoronis sp.	Phoronis sp.
Phthisica marina	Phtisica marina
Phyllodoce groenlandica	Phyllodoce groenlandica
Phyllodoce mucosa	Phyllodoce mucosa
Phyllodoce rosea	Phyllodoce rosea
Polychaet residue	Polychaeta indet.
Polydora caeca	Polydora caeca
Polydora ciliata	Polydora ciliata
Polydora cornuta	Polydora cornuta
Polydora sp.	Polydora sp.
Praunus inermis	Praunus inermis
Priapulus caudatus	Priapulus caudatus
Prionospio fallax	Prionospio fallax
Prionospio spp.	Prionospio spp.
Pseudopolydora antennata	Pseudopolydora antennata
Pygospio elegans	Pygospio elegans
Retusa obtusa	Retusa obtusa
Retusa truncatula	Retusa truncatula
Sabellidae	Sabellidae indet.
Scalibregma inflatum	Scalibregma inflatum
Scoloplos armiger	Scoloplos armiger
Sipuncula sp.	Sipuncula sp.
Spio filicornis	Spio filicornis
Spionidae	Spionidae indet.
Spiophanes bombyx	Spiophanes bombyx
Tellimya ferruginosa	Tellimya ferruginosa
Angulus fabula	Tellina fabula
Fabulina fabula	Tellina fabula
Terebellidae sp.	Terebellidae indet.
Thyasira equalis	Thyasira equalis
Thyasira flexuosa	Thyasira flexuosa

Rapporteret art	Acceperet art
Trochochaeta multisetosa	Trochochaeta multisetosa
Turbonilla elegantissima	<i>Turbonilla lactea</i>
Turbonilla lactea	Turbonilla lactea
Turbonilla sp.	Turbonilla sp.
Turritella communis	Turritella communis
Urothoe grimaldii	Urothoe grimaldii
Westwoodilla caecula	Westwoodilla caecula

Appendiks 3: Problem arter

Tabel over arter der havde størst betydning for uoverensstemmelsen (dissimilariteten) mellem konsulenternes analyse af de samme prøver. Arterne er ranket efter største betydning for dissimilariteten, der er angivet som kumuleret procent op til 50 % af den samlede dissimilaritet.

Prøvesæt 1		Prøvesæt 2		Prøvesæt 3	
<i>Phoronis sp.</i>	17,97	<i>Ampelisca tenuicornis</i>	13,26	<i>Dipolydora coeca</i>	6,1
<i>Phoronis muelleri</i>	32,19	<i>Ampelisca brevicornis</i>	26,44	<i>Kurtiella bidentata</i>	11,63
<i>Kurtiella bidentata</i>	36,12	<i>Phoronis muelleri</i>	30,6	<i>Scoloplos armiger</i>	16,61
<i>Ampelisca brevicornis</i>	39,97	<i>Chaetozone setosa</i>	34,48	<i>Chaetozone setosa</i>	21,35
<i>Pholoe inornata</i>	43,19	<i>Capitellidae indet.</i>	38,22	<i>Prionospio fallax</i>	25,42
<i>Pholoe baltica</i>	46,24	<i>Chaetozone sp.</i>	41,76	<i>Magelona alleni</i>	29,32
<i>Magelona alleni</i>	48,62	<i>Kurtiella bidentata</i>	45,25	<i>Ampelisca brevicornis</i>	32,91
<i>Chaetozone setosa</i>	50,96	<i>Prionospio fallax</i>	48,35	<i>Nemertea indet.</i>	36,13
		<i>Dipolydora coeca</i>	51,43	<i>Edwardsiidae indet.</i>	39,36
				<i>Spiophanes bombyx</i>	42,5
				<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	45,64
				<i>Phoronis muelleri</i>	48,55
				<i>Monocorophium insidiosum</i>	51,41
Prøvesæt 4		Prøvesæt 5		Prøvesæt 6	
<i>Phoronis muelleri</i>	14,19	<i>Phoronis sp.</i>	18,78	<i>Phoronis sp.</i>	18,78
<i>Phoronida indet.</i>	27,92	<i>Phoronis muelleri</i>	37,13	<i>Phoronis muelleri</i>	37,13
<i>Chaetozone setosa</i>	34,74	<i>Prionospio fallax</i>	41,16	<i>Prionospio fallax</i>	41,16
<i>Ampelisca brevicornis</i>	40,18	<i>Ampelisca brevicornis</i>	45,03	<i>Ampelisca brevicornis</i>	45,03
<i>Chaetozone sp.</i>	45,52	<i>Kurtiella bidentata</i>	47,38	<i>Kurtiella bidentata</i>	47,38
<i>Prionospio fallax</i>	50,51	<i>Arctica islandica</i>	49,69	<i>Arctica islandica</i>	49,69
		<i>Eteone longa</i>	51,97	<i>Eteone longa</i>	51,97
Prøvesæt 7					
<i>Phoronis sp.</i>	18,78				
<i>Phoronis muelleri</i>	37,13				
<i>Prionospio fallax</i>	41,16				
<i>Ampelisca brevicornis</i>	45,03				
<i>Kurtiella bidentata</i>	47,38				
<i>Arctica islandica</i>	49,69				
<i>Eteone longa</i>	51,97				

INTERKALIBRERING AF NOVANA BLØDBUNDS- FAUNAANALYSER 2013-2014

I 2013 gennemførte Det Marine Fagdatacenter en interkalibrering af NOVANA blødbundsfaunaanalyserne for de aktører, der udfører sortering og bestemmelse af faunaprøver. Resultatet af undersøgelsen viste generelt betydende forskelle i det antal og den artssammensætning, som konsulenterne fandt i den samme prøve. Resultaterne tyder på, at denne uoverensstemmelse skyldes, at der bliver overset dyr i selve sorteringen af prøven, og at nogle dyr bestemmes forskelligt. Overvågningsdata for blødbundsfauna anvendes til klassifikation af miljøtilstanden, der beskrives med det multimetriske indeks "DKI". Beregnede værdi for DKI, på baggrund af bestemmelserne fra aktørerne, viste mindre variation end artssammensætningen, og det vurderes derfor, at DKI er forholdsvis robust over for denne variation. Men de fundne variationer mellem konsulenterne kan have betydning for den endelige miljøklassifikation baseret på DKI.