



AARHUS
UNIVERSITY



Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne



Miljø- og Fødevarerministeriet
Miljøstyrelsen

Rapport

December 2019

The expert in **WATER ENVIRONMENTS**

Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne

Udarbejdet for Danish EPA (Miljøstyrelsen, Fyn)
Repræsenteret af Morten Brozek, Biolog



Ålegræs i Kertinge Nor
Foto: Peter Bondo Christensen

Forfattere	Anders Chr. Erichsen (DHI), Flemming Møhlenberg (DHI), Karen Timmermann (AU), Jesper PA Christensen (AU), Cordula Göke (AU)
Kvalitetssikring	Anne Lise Middelboe (DHI), Christian Mohn (AU) og Hanne Bach (DCE)
Projekt nummer	11819538-01
Godkendt	15-12-2019
Klassifikation	Åben

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Forord	1
2	Introduktion	2
2.1	Baggrund.....	2
2.2	Projektformål	3
3	Metode og data	5
3.1	Metode til afgrænsning af vandområder	5
3.2	Metode til vandområders karakterisering	6
3.2.1	Kystvande	7
3.2.2	Søer	7
3.2.3	Overgangsvande	8
3.2.4	Kunstige vandområder	8
3.2.5	Stærkt Modificerede Vandområder (SMV)	8
3.3	Metode til typeinddelingen	10
3.3.1	Multi-Dimensional Skalering (MDS)	11
3.4	Baggrundsdokumenter og datagrundlag	11
3.4.1	Baggrundsdokumenter	11
3.4.2	Administrative og arealmæssige data	12
3.4.3	Baggrundsdata	12
3.4.4	Normalisering og vægtning af baggrundsdata til brug for typeinddeling	18
4	Resultater	19
4.1	Revidering af vandområdefafgrænsning	19
4.2	Resultater af gennemgang af karakterisering	23
4.2.1	Kystvande	23
4.2.2	Overgangsvande	23
4.2.3	Fysisk modificerede vandområder	23
4.2.4	Søer	26
4.2.5	Sammenfatning	28
4.3	Resultater af typeinddeling	29
4.3.1	MDS-analysen	30
4.3.2	Indledende MDS-analyse	34
4.3.3	MDS- og klyngeanalyser	35
4.3.4	Typeinddeling	39
5	Opsummering	49
6	Referenceliste	54
Bilag A	59
Bilag B	63

FIGURER

Figur 3-1	Beregnet fortynding eksemplificeret ved Karrebæk Fjord (venstre figur) og Knebel Vig (højre figur). Beregningerne er udført for de første 40 uger af år 2005, hvor røde kurver beskriver fortynding fra uge 1 til uge 10, mens blå kurver beskriver perioden uge 11 til uge 40. Grøn henholdsvis gul er gennemsnitlige kurver baseret på mindste kvadraters metode for de to perioder. Baseret på figuren beregnes den tid, hvor 50% (T_{50}) af sporstoffet er udskiftet, og T_{50} indgår efterfølgende som et mål for opholdstiden. Som det fremgår af figuren er opholdstiden knap dobbelt så stor i Knebel Vig sammenlignet med Karrebæk Fjord.	15
Figur 3-2	Tracerkoncentration i henholdsvis Karrebæk Fjord (venstre figur) og Knebel Vig (højre figur). De to figurer viser den gennemsnitlige koncentration af et sporstof fra de lokale ferskvandskilder i vandområdet og er dermed et mål for den samlede direkte ferskvandspåvirkning til de enkelte vandområder.	16
Figur 4-1	Kort over foreslåede ændringer i afgrænsning af vandområder. Ændringerne berører 23 VP2 vandområder og er beskrevet i Tabel 4-1. De angivne vandområde numre henviser til foreslåede VP3 vandområde numre.	20
Figur 4-2	Fotos fra åbning mellem de enkelte vandområder og nedstrøms kystvand. (Øverst) er vist åbning mellem Gamborg Nor og Gamborg Fjord, (nr. 2 for oven) er vist åbningen mellem Vejlen og Det sydfynske Øhav (DSØ), (i midten) er vist åbningen mellem Tryggelev Nor og DSØ, (nr. 2 fra neden) er vist åbningen mellem Salme Nor og DSØ, mens (nederst) er vist et oversigtsbilledes af Orestrand (her ses ingen åbning).	28
Figur 4-3	Eksempel på en MDS-analyse. Figuren viser projektionen af data (ferskvandspåvirkning, opholdstid, tidevand, gennemsnitsdybde, overfladesalinitet, lagdeling, længdegrad, andelen af ler/mudder/sand og breddegrad) fra de enkelte kystvande i et 2-dimensionelt plan. En gruppe med en Euklidiske afstand på 1,5 (grøn), 3 (blå), 4,5 (turkis) og 6 (rød) er markeret på figuren. Desto tættere vandområder ligger på hinanden (lille Euklidisk afstand) desto mere ensartede er de baseret på de fysisk-kemiske parametre. De blå linjer beskriver de parametre der er mest betydende for de vandområder som er placeret i samme retning.	31
Figur 4-4	Eksempel på en MDS-analyse efterfulgt af en clusteranalyse. Dendrogrammet viser Euklidiske afstand på y-aksen og alle de vandområder, der indgår i analysen på x-aksen. Med Dendrogrammet er det nu muligt at finde de vandområder, som baseret på de forskellige data ligner hinanden mest (har den mindste Euklidiske afstand).	32
Figur 4-5	Eksempel fra den indledende MDS-analyse. Med sort skrift er vist de enkelte vandområders placering omgivet af en Euklidiske afstand på henholdsvis 3,2, 6,5, 9,7 og 13. Med blå er vist de enkelte parametres betydning, og i hvilken retning de trækker resultatet. Eksempelvis er Knude Dyb, Juvre Dyb og Vesterhavet syd, placeret i øverste venstre hjørne og dermed i den retning, som tidevands parameteren trækker.	34
Figur 4-6	Resultatet af MDS-analysen for scenario B (se Tabel 4-6). Figuren viser projektionen af data (ferskvandspåvirkning, opholdstid, tidevand, gennemsnitsdybde, overfladesalinitet, lagdeling, længdegrad, andelen af ler/mudder/sand og breddegrad) fra de enkelte kystvande i et 2-dimensionelt plan. En gruppe med Euklidiske afstand på 2,7 (grøn), 5,3 (blå), 8 (turkis) og 11 (rød) er markeret på figuren. De blå aftegninger viser signifikansniveauet af de forskellige forklarende parametre, og i hvilken retning vandområderne "trækkes" pga. parameteren.	37
Figur 4-7	Resultatet af cluster-analysen for scenario B (se Tabel 4-6). Dendrogrammet viser Euklidiske afstand på y-aksen og alle de vandområder, der indgår i analysen på x-aksen. De orange linjer angiver en Euklidiske afstand på hhv. 2,3, 4,6 og 6,9, som er brugt til inddeling af typer (se afsnit 4.3.4).	38

TABELLER

Tabel 4-1	Vandområder med foreslåede ændringer med tilhørende begrundelse for ændringer.	20
Tabel 4-2	Vandområder fra den eksisterende afgrænsning (VP2), hvor tilhørende opland er < 1.500 ha. Endvidere er vandområde-overfladearealet angivet. Grøn farve viser vandområdet, hvor overfladeareal < 50 ha eller oplandsareal < 1.500 ha. Orange farve viser vandområder, hvor overfladeareal > 50 ha.	22
Tabel 4-3	Vandområder med fysiske modifikationer, der i det eksisterende grundlag (VP2) er karakteriseret og udpeget som stærkt modificeret kystvandområde	24
Tabel 4-4	Kystvandområder, der er modificeret i en grad, så det potentielt kan påvirke miljøtilstanden og muligheden for at opnå GØT. Vandområder, som er påvirkede af landindvinding, er ikke medtaget.	26
Tabel 4-5	Liste over kaldenavne på Figur 4-3 til Figur 4-7 og tilhørende vandområder navne.	33
Tabel 4-6	Vægtning af de enkelte parametre i de seks scenarier, som er afviklet som en del af den endelige MDS-analyse.	35
Tabel 4-7	Sikkerheden ved bestemmelse af det enkelte vandområdes placering. Hvis eksempelvis mindst 5 ud af 6 scenarier viste, at det enkelte vandområde skulle placeres i en specifik gruppe af vandområder, vurderes placeringen at være sikker. Resultaterne af denne analyse er inkluderet i Bilag B.	39
Tabel 4-8	De enkelte parametre og kystvandstyper, som indgår i navngivningen af vandområdetyper, og de tilhørende "koder".	40
Tabel 4-9	Inddeling af vandområder i typer. Tabellen viser både den endelige typeinddeling (inkl. navngivning) foruden inddeling i kystvandstype og de bestemmende type-parametre. Derudover er inkluderet min og max værdier for de enkelte parametre for hver type.	41
Tabel 5-1	Oversigt over forslag til vandområder, karakterisering og typeinddeling til brug for VP3.	49
Tabel A- 1	Liste over alle VP2 vandområder og med markering af hvor der i Pedersen et al (2019) er fundet fysiske konstruktioner i form af sluser/dæmninger/broer, høfder/hård kyst beskyttelse, havvindmøller og/eller rør og kabler. Vandområder opstrøms en sluse/dæmning er ligeledes markeret.	59
Tabel B- 1	Inddeling af vandområder i forhold til en Euklidiske afstand på 1,5 (E1), 3,0 (E2) og 4.5 (E3) foruden den endelige typologi (Type). Derudover indgår vandområde nummer fra VP2 foruden en vurdering af sikkerheden (se Tabel 3-6) ved placering i denne type samt et typenavn (se Tabel 3-7).	63

1 Forord

Denne rapport er bestilt og finansieret af Miljøstyrelsen og resultaterne indgår som en del af grundlaget for tredje generation af vandområdeplaner. Arbejdet har været styret og udført af DHI og AU/DCE. Projektet har haft en overordnet styregruppe til dialog, opfølgning på fremdrift mm bestående af MFVM, DHI og AU samt en følgegruppe bestående af medlemmer fra Landbrug og Fødevarer, SEGES, Danmarks Naturfredningsforening, Danmarks Sportsfiskerforbund, Danske Havne og KL/kommuner. MFVM har kommenteret udkast til rapporten og følgegruppen er løbende blevet orienteret om projektet ved møder indkaldt af MFVM. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været AU og DHIs beslutning og ansvar.

2 Introduktion

Afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af overfladevand er af grundlæggende betydning i Vandrammedirektivet (VRD) og har væsentlig betydning for blandt andet den endelige tilstandsvurdering af det enkelte overfladevand. Derfor har det også betydning for de indsatser og virkemidler, der kan bidrage til at sikre God Økologisk Tilstand (GØT), hvilket er formålet med VRD.

I henhold til direktivets artikel 5 skal afgrænsning, karakterisering og typeinddeling, hvis nødvendigt, revideres hvert 6. år. Udover en eventuel revision i henhold til artikel 5 er der i forskellige sammenhænge rejst spørgsmål til de eksisterende danske vandområdeplaners afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af de marine områder (kystvande¹), herunder betydningen for fastlæggelsen af referencetilstand og de konkrete miljømålsgrænser og for kvælstofindsatser i de enkelte kystvande.

På denne baggrund ønsker Miljøstyrelsen (MST) en gennemgang, og om nødvendigt en revidering, af de eksisterende vandområdeplaners karakterisering, typeinddeling og afgrænsning af kystvande samt fastlæggelse af referencetilstand for de biologiske kvalitetselementer, hvis det er muligt. Fastlæggelsen af typespecifikke referencetilstande og tilhørende miljømålsgrænseværdier er ikke en del af denne projektrapportering. Der vil i relevant omfang ske en særskilt fastlæggelse heraf i separate projekter, herunder projekt om fastlæggelse af referencetilstanden for ålegræssets dybdeudbredelse, samt projekt om anvendelse af MSTs marine modelkompleks og metodeudvikling til brug for vandområdeplanerne 2021-2027, hvor der vil blive identificeret klorofylreferencetilstande for de enkelte kystvande.

Dette projekts leverancer udgøres af nærværende rapport med beskrivelse af metoder og resultater til revidering af karakterisering, typeinddeling og afgrænsning, samt GIS-lag med forslag til ny vandområdeinddeling og tabel med baggrundsinformation om vandområdernes hydromorfologiske karakteristika.

2.1 Baggrund

Vandrammedirektivet (VRD) foreskriver, at alt overfladevand karakteriseres som vandløb, søer, kystvande, overgangsvande eller som kunstige eller stærkt modificerede vandområder. Kategorien kystvande inddeles i typer (typologier) efter en række fysiske og kemiske deskriptorer som dybde, strømforhold, opholdstid, saltholdighed mm. med relevans for fastlæggelsen af referencetilstande for de biologiske kvalitetselementer (VRD).

Danmark har i de gældende vandområdeplaner (VP2) 119 afgrænsede kystvande (inklusive 6 stærkt modificerede vandområder²), beliggende inden for basislinjen plus 1 sømil. Det faglige grundlag for typeinddelingen i både VP1 og VP2 er beskrevet i Faglig rapport fra Dahl et al. (2005). Overordnet set blev der her opstillet en række fysiske faktorer til at typologisere henholdsvis åbne kyststrækninger og fjorde.

De åbne kyster blev typeinddelt i forhold til salinitet, vanddybde, bølgeeksponeringsgrad og tidevandsforskel, mens fjorde blev typeinddelt i forhold til bundsalinitet, lagdelingsgrad, et indeks beskrevet som forholdet mellem opholdstid og afstrømning (afstrømningsindeks), og om

¹ Begrebet "kystvande" er i henhold til definitionerne i Common Implementation Strategy (CIS) Guide no. 2 ikke fuldt dækkende for de eksisterende vandområder, som behandles som marine vandområder i forbindelse med vandområdeplanerne 2015-2021 (VP2), men her benytter vi indledningsvist begrebet bredt om alle de eksisterende marine vandområder.

² I henhold til de eksisterende kystvandområder er følgende karakteriseret og udpeget som stærkt modificerede vandområder: Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, ydre Nissum Fjord, mellem Nissum Fjord, Felsted Kog, Randers Fjord, Randers-Mølleå og Københavns Havn.

vandskiftet i fjorden kontrolleredes af en sluse. Typologien for de danske kystvande omfattede 15 forskellige typer: 5 åbentvandstyper og 10 fjordtyper. For flere detaljer henvises til Dahl *et al.* (2005).

Netop typeinddelingen og afgrænsningen af kystvandene har betydning for fastlæggelsen af referencetilstand (den uberørte tilstand med ingen, eller kun meget ubetydelige, tegn på ændring) for de enkelte typer af kystvande og dermed for fastlæggelsen af tilstandsklasserne, herunder "god økologisk tilstand", der er minimumskravet i VRD. Om "god økologisk tilstand" er det således anført, at "Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende type overfladevandområde udviser niveauer, der er svagt ændrede som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for denne type overfladevand under uberørte forhold". Det bemærkes, at referencetilstanden, ud over den typespecifikke, også kan fastlægges vandområdespecifikt fx på baggrund af lokale historiske observationer, som det er tilfældet for ålegræssets dybdeudbredelse.

2.2 Projektformål

Formålet med projektet er således at evaluere det eksisterende grundlag, og at opdatere hvis nødvendigt, og dermed forbedre grundlaget for vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) med hensyn til karakterisering, typeinddeling og afgrænsning af marine vandområder (kystvande). Projektet gennemføres som en iterativ proces, hvor:

- Det først afdækkes, om der er alternative måder at karakterisere og afgrænse de eksisterende kystvande, som er i overensstemmelse med vandrammedirektivet, og som forvaltningsmæssigt er mere hensigtsmæssige end den nuværende karakterisering og afgrænsning.
- Herefter indsamles nødvendige hydromorfologiske og fysisk-kemiske data/deskriptorer med henblik på at understøtte typeinddeling og afgrænsning.
- At opdatere det endelige grundlag og sikre mulighed for at etablere referenceværdier og miljømål for de enkelte kvalitetselementer.

Projektets hovedfokus vil være på følgende 3 forhold:

Afgrænsningen af kystvandområdernes ydre grænse fastlægges for så vidt angår økologisk tilstand ved 1 sømil³ fra basislinjen, mens inddelingen i vandområder sker i henhold til en række hydromorfologiske, kemiske og biologiske faktorer, som skal sikre, at et specifikt kystvand er ensartet med hensyn til vandområdets type og kvalitetselementernes tilstand.

Karakteriseringen af vandområder efter vandrammedirektivets relevante deskriptorer for kystvande. Dette gælder også de kunstige eller stærkt modificerede vandområder, som ligner kystvandområder.

Typeinddelingen af kystvandområder vil ske således, at vandområderne, for så vidt det er muligt, har enslydende værdier på de anvendte hydromorfologiske og fysisk-kemiske deskriptorer. Typeinddelingen i VP2 har været kritiseret i forhold til den gruppering af kystvandstyper (især fjord-typerne), som i et vist omfang blev gennemført med henblik på fastlæggelse af referencetilstande og miljømål for klorofyl (se Hermann *et al.* 2017). Denne gruppering af kystvandområder ligger til grund for beregningen af referencetilstand og konkrete klorofylmål for et større antal fjorde. Den internationale evaluering af de danske marine modeller (Hermann *et al.* 2017), konkluderer, at anvendelsen af en relativ "grov" typologi for så vidt angår

³ For kemisk tilstand fastlægges den ydre grænse ved 12 sømil fra basislinjen.

klorofylreferencetilstande har ført til reduktionskrav, der ikke er optimale for de enkelte vandområder.

Evalueringsrapportens anbefalinger om en mere differentieret tilgang er udgangspunkt for nærværende projekt med henblik på i videst muligt omfang at give et fagligt grundlag for at fastlægge referenceværdier og miljømålsgrænser, dvs. de konkrete værdier for grænser mellem kvalitetsklasser herunder dem, der definerer god tilstand for de enkelte fjorde og kystvande (høj-god og god-moderatgrænserne).

3 Metode og data

3.1 Metode til afgrænsning af vandområder

For vandområdeplanerne 2015-2021 (VP2) er der defineret 119 (inklusive 6 stærkt modificerede vandområder) kystvandområder. Det er i udgangspunktet afgrænsningen af disse 119 vandområder, som gennemgås i nærværende projekt med henblik på at vurdere, om der er faglige begrundelser for at justere/opdatere afgrænsningen af disse vandområder frem mod vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3).

Med henvisning til vandrammedirektivet art. 2, stk. 10, er et overfladevandområde defineret som en "afgrænset" og "betydelig" mængde overfladevand og ud fra CIS guide no. 5 præciseres "afgrænset" og "betydelig" ud fra følgende kriterier:

- 1) Vandområder må ikke overlape hinanden.
- 2) Et vandområde skal være sammenhængende – vandområdet må altså ikke bestå af vandforekomster, der fx er fysisk adskilte.
- 3) Vandområdet skal tilhøre én type – ikke flere – hvilket sikrer, at vandområdet har samme referencetilstand og tilstandsgrænser.
- 4) Vandområder skal underopdeles, hvis miljøtilstanden er meget forskellig.

Grundlæggende skal den endelige afgrænsning af et vandområde sikre, at det enkelte vandområde er ensartet både med hensyn til de hydromorfologiske, fysisk-kemiske og biologiske karakteristika og deres respektive presfaktorer og tilhørende påvirkning (dvs. samme type, miljømål og tilstand inden for vandområdet). Det skal dog samtidig sikres, at vandområderne ikke bliver så små, at de ikke meningsfuldt kan forvaltes – dvs. der skal laves en balanceret opdeling, hvor kystvandområder i videst muligt omfang er ensartede enheder, men samtidigt uden at inddele i så små vandområder, at den efterfølgende administrative byrde vokser u hensigtsmæssigt (se CIS guide no. 2). I den endelige afgrænsning gælder det om at sikre, at et vandområde kan forvaltes således, at vandområdet samlet set kommer i god økologisk tilstand (GØT). Som nævnt tidligere er dette en iterativ proces, hvor den endelige afgrænsning (og type-inddeling) kan vise, at et vandområde skal inddeles yderligere for at sikre, at det enkelte område kommer i en passende type og dermed kan administreres ensartet.

Gennemgangen af de enkelte vandområders afgrænsning er i nærværende rapport sket med fokus på en faglig vurdering af, om

- Grænser skal forblive, som de er: Dette er tilfældet, såfremt kriterierne 1-4 vurderes at være opfyldt.
- Grænser skal fjernes (dvs. vandområder sammenlægges): Dette er tilfældet, hvis nabovandområder tilhører samme type og har samme miljøtilstand.
- Grænser skal etableres (dvs. vandområder underopdeles): Dette er tilfældet, hvis et nuværende vandområde vurderes at bestå af flere typer, og/eller hvis miljøtilstanden ændrer klasse i et delområde af vandområdet.
- Grænse skal flyttes. Dette er tilfældet hvis den nuværende grænse ikke er hensigtsmæssig fx pga. Natura2000-afgrænsning eller fysiske forhold.
- Det vurderes endvidere, om der er vandområder, der er så små, at de af administrative årsager ikke skal håndteres som selvstændige vandområder (administrativ sammenlægning med tilstødende vandområde).

Vurderingen af, om den nuværende afgrænsning skal justeres, er baseret på følgende kriterier (fra CIS guide no. 2):

1. Fysiske karakteristika: I det omfang, der er fysiske forhold, som "naturligt" afgrænser et vandområde, kan disse bruges til at afgrænse vandområdet ("fysisk" afgrænsning). Disse fysiske karakteristika kan være geografiske og/eller hydromorfologiske – især hvis et underområdes hydromorfologiske karakteristika vurderes at være anderledes pga. ændret fysisk udformning.
2. Typologi: I det omfang, en vandforekomst vurderes at bestå af områder af forskellig type, benyttes typologien til afgrænsning ("type" afgrænsning).
3. Fysiske modifikationer: Menneskeskabte fysiske modifikationer, som har betydelig påvirkning på en vandforekomst, kan bruges til afgrænsning ("SMV⁴" afgrænsning).
4. Forskel i status. Hvis der indenfor en vandforekomst er store⁵ forskelle i status, anvendes status til afgrænsning, så et vandområde reelt ender med en entydig tilstandsklassifikation ("Status"-afgrænsning).
5. Beskyttede områder under EU-lovgivningen (fx Natura2000 mm.).
6. Administrativ ophævelse af vandområdegrenser, hvis oplandsareal < 1.500 ha (svarende til ID15), som er den mindste administrerbare oplandsenhed i Danmark.

Datagrundlaget, der danner baggrund for vurdering af vandområdeafgrænsningen, er beskrevet i afsnit 3.4.3.

3.2 Metode til vandområdets karakterisering

Karakteriseringen af overfladevand har betydning for de deskriptorer, der skal benyttes til typeinddeling af vandområder samt for de kvalitetselementer, som vandområdet skal tilstandsvurderes efter. Alle vandområder karakteriseres som en af følgende 6 kategorier overfladevand:

- Vandløb
- Søer
- Overgangsvande
- Kystvande
- Kunstige vandområder
- Stærkt modificerede vandområder

For dette projekt er det udelukkende definitionerne omkring søer, overgangsvande, kystvande, kunstige og stærkt modificerede vandområder, der er relevante. Søer er ikke en del af dette projekt. MST har imidlertid rejst spørgsmål, om der blandt de eksisterende 119 kystvande er vandområder, som i realiteten er en sø, hvorfor disse vandområder i denne rapport screenes med henblik på at undersøge, hvorvidt de bør om-kategoriseres.

Gennemgangen af karakteriseringen af vandområderne er i nærværende rapport foretaget med udgangspunkt i de 119 kystvandområder (inkl. 6 stærkt modificerede vandområder).

⁴ Her benytter vi den danske forkortelse af Stærkt Modificeret Vandområde i stedet for den engelske forkortelse af 'Heavily Modified Water Body (HMWB)'.

⁵ I CIS guide no. 5 findes ingen kvantificering af hvad 'stor' dækker over, men vi tolker det som at forskellen skal forholdes til afstanden mellem tilstandsgrænser, og at man skal søge at opnå en entydig tilstandsklassifikation.

Gennemgangen har alene forholdt sig til de eksisterende kystvandområder. Metodemæssigt er gennemgangen struktureret ud fra følgende spørgsmål:

- Er vandområdet korrekt defineret som et kystvandområde?
- Kan vandområdet defineres som en "sø"?
- Kan vandområdet være et "overgangsvand"?
- Kan vandområdet defineres som et "kunstigt" eller "stærkt modificeret" vandområde?

3.2.1 Kystvande

I udgangspunktet antager vi, at alle vandområderne – det vil sige alle både før og efter eventuelt nye afgrænsninger – er kystvande. Vi antager altså, at de eksisterende 119 kystvandområder (inklusive de 6 stærkt modificerede vandområder) er karakteriseret korrekt. Herefter gennemgår vi de enkelte områder med henblik på at vurdere, om denne antagelse er korrekt, eller om det enkelte vandområde skal om-karakteriseres.

Definition: I udgangspunktet (CIS guide no. 5) dækker begrebet kystvande alle overfladevande, som ligger mellem kystlinjen og ud til 1 sømil fra kysten eller basislinjen, (og som ikke er vandløb, sø, overgangsvand, kunstigt vandområde eller stærkt modificeret vandområde). Vi har yderligere inkluderet følgende konkrete definitioner:

- Vandområdet skal være saltholdigt (men det behøver ikke at være et kystvandområde, bare fordi det er saltholdigt).
- Der skal være en fri (eller tilnærmelsesvis fri) udveksling mellem vandområdet og nærliggende kystvande. Dette kunne eksempelvis være afspejlet i samsvingende vandstandsvariationer.
- I tvivlstilfælde kan flora og fauna inkluderes i vurderingen af, hvorvidt vandområdet overvejende er at betragte som marin flora og fauna, eller om det er domineret af ferskvandsarter.

Som nævnt ovenfor antager vi, at kystvandområder i udgangspunktet er kystvande, og gennemgår dem efterfølgende med henblik på at vurdere, om denne antagelse er korrekt, eller om det enkelte vandområde skal om-karakteriseres.

3.2.2 Søer

Som nævnt tidligere er vurderingen af, om et vandområde er en sø eller et kystvandområde inkluderet i dette projekt, eftersom MST har rejst spørgsmål om, hvorvidt en mindre andel af de eksisterende 119 kystvandområder (inklusive 6 stærkt modificerede vandområder) bedre kan karakteriseres som søer end kystvande.

I henhold til VRD-artikel 2 stk. 1 nr. 5, defineres en sø som: "Et indvand bestående af stillestående overfladevand". Det vil sige, at en sø skal være omkranset af land og have lille/ingen tovejs udveksling mellem vandområdet og det nærliggende kystvand.

Med denne definition kan et vandområde (en sø) altså godt have et vist saltindhold, men den daglige udveksling med det nærliggende kystvand vil være uhomogen og for nogle vandområder sjælden (baseret på hændelser). For at sikre sammenhæng til definitionen af kystvande har vi i dette projekt valgt at supplere denne definition med, at de to tilstødende vandområder (potentielt sø og kystvand) ikke har samsvingende vandstandsvariationer. Er dette tilfældet, foreslås det at om-karakterisere vandområdet fra kystvand til sø, og vandområdet omkarakteriseret til sø inddrages derfor ikke yderligere i nærværende projekt.

3.2.3 Overgangsvande

Overgangsvande er et begreb, som er inkluderet i både CIS guide no. 5 og i VRD art. 2 stk. 1 nr. 5. I henhold til VRD art. 2 stk. 1 nr. 5 defineres et overgangsvand som "Et overfladevandområde i nærheden af flodmundinger, som er delvis saltholdigt som følge af, at det er i nærheden af et kystvand, men som i væsentlig grad påvirkes af ferskvandsstrømme".

Overgangsvand er en definition, som er tiltænkt de økologiske systemer, som befinder sig i overgangen fra store floder og et egentligt kystvand, men ud fra definitionen er det imidlertid ikke muligt at komme med entydige retningslinjer for, hvornår et vandområde potentielt skal defineres som et overgangsvand. Det eneste, der er tydeligt i CIS guide no. 5 er, at ibrugtagningen af begrebet overgangsvand "skal være økologisk relevant". Det vil sige, at flora og fauna skal være direkte påvirkede.

Vurderingen af, om et vandområde er et overgangsvand eller et kystvand, vil i dette projekt blive vurderet ud fra størrelsen af ferskvandskilden, dvs. om ferskvandskilden er tilstrækkeligt stor til at skabe en kraftig salinitetsforskel mellem overgangsvand og kystvand.

Vurderes et vandområde at være et overgangsvand, ændrer det ikke på målsætningen i forhold til kvalitetselementerne fytoplankton, bundfauna og bundvegetation, mens et overgangsvand imidlertid også kræver, at kvalitetselementet fiskefauna inddrages.

Som et supplement til ovenstående gennemgang inddrages også praksis fra landene omkring Danmark: Sverige, Tyskland og Polen.

3.2.4 Kunstige vandområder

Et kunstigt vandområde er en forekomst af overfladevand skabt ved menneskelig aktivitet (VRD art. 2 stk. 1 nr. 5). En forudsætning er, at der ikke må have været vand i forvejen. Et vandområde, som fx tidligere var en flod, men nu er sø, er ikke et kunstigt vandområde, men et vandområde, som har skiftet karakter.

Tilsvarende er et vandområde, som tidligere var inddæmmet, men nu er ført tilbage (dvs. restaureret) til et vandområde, heller ikke et kunstigt vandområde, men et genoprettet vandområde.

3.2.5 Stærkt Modificerede Vandområder (SMV)

Ud af de 119 kystvandområder, der indgår i VP2, er 6 vandområder udpegede som stærkt modificerede vandområder. De 6 vandområder er de tre vandområder i Nissum Fjord (Nissum Fjord, indre, Nissum Fjord, mellem og Nissum Fjord, Felsted Kog), vandområdet Ringkøbing Fjord, vandområdet Randers-Møllerup samt Københavns Havn.

I henhold til lov om vandplanlægning (LBK nr. 126) defineres et stærkt modificeret vandområde som "En forekomst af overfladevand, der som et resultat af fysiske ændringer som følge af menneskelig aktivitet i væsentlig grad har ændret karakter som angivet af miljø- og fødevareministeren i henhold til bestemmelserne i bekendtgørelse om basisanalyser".

Udpeges et vandområde som et stærkt modificeret vandområde, betyder det, at miljømålet fastlægges som godt økologisk potentiale (GØP) i stedet for god økologisk tilstand (GØT), der er målet for andre overfladevandskategorier i vandrammedirektivet. Udpegnings som stærkt modificeret vandområde er en politisk beslutning. En udpegnings må ikke vedvarende udelukke eller hindre opfyldelse af konkrete miljømål i andre forekomster inden for vandområdedistriktet.

Før en eventuel udpegnings kan komme på tale, skal vandområdet kunne karakteriseres som stærkt modificeret, hvilket forudsætter, at menneskelige ændringer af vandområdets hydromorfologi vurderes at hindre opnåelse af GØT. I dette projekt identificeres vandområder, hvor fysiske modifikationer (dæmninger, sluser mm) potentielt kan medføre så store ændringer i de hydromorfologiske forhold, at vandområdet har skiftet karakter og ikke kan opnå GØT.

I henhold til vandrammedirektivet forudsætter en udpegning, at den nødvendige fysiske indsats (dvs. hel eller delvis fjernelse af modifikation) vil være forbundet med en så betydelig negativ indvirkning på de aktiviteter, der er afhængige af modifikationen, at de nyttige mål, der tilsigtes ved modifikationen, ikke med rimelighed, på grund af tekniske vanskeligheder eller uforholdsmæssigt store omkostninger, kan opnås med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning.

Selve fastlæggelsen af GØT og GØP følger den samme fremgangsmåde (CIS guide no 4). Først estimeres en tilstand svarende til en referencetilstand, og herefter fastsættes GØP som en svag afvigelse herfra gennem tilhørende EQR-værdier (se CIS guide no 4 for fremgangsmåde).

I den situation, hvor der på baggrund af de nuværende fysiske forhold bestemmes og fastsættes et miljømål svarende til GØP, får en eventuel udpegning ingen praktisk betydning. For at kunne foretage en udpegning skal det således som det første sandsynliggøres, at GØT ikke kan opnås som følge af ændringer af vandområdets hydromorfologi. Dette vil dog ikke i sig selv være tilstrækkeligt grundlag for en udpegning af vandområdet, da det samtidig skal vurderes at opnåelse af GØT vil medføre betydelig negativ indvirkning på nærmere fastlagte aktiviteter. De videre vurderinger ligger imidlertid udenfor dette projekt.

I dette projekt vil vi derfor i første omgang analysere de eksisterende (og eventuelt nye) vandområder med henblik på, om der er væsentlige fysiske menneskeskabte modifikationer, som vurderes at kunne have indvirkning på de biologiske kvalitetselementer og dermed indvirkning på muligheden for at opnå GØT.

De fleste fysiske modifikationer som f.eks. fysiske konstruktioner, uddybning af sejlrender, mm. vil altid have en lokal påvirkning, men der er også dokumentation for, at visse typer af fysiske modifikationer kan have væsentlig indvirkning på vandområdeniveau (Petersen *et al.* 2019). Til identifikation af fysiske modifikationer, som vurderes at kunne have en væsentlig indvirkning på vandområdets karakteristika, har vi fokuseret på de typer af fysiske modifikationer, som forventes at have en større eller mindre effekt på den økologiske tilstand på vandområdeniveau. Disse modifikationer udgøres af:

- **Sluser og dæmninger.** Disse konstruktioner medfører bl.a., at vandudskiftningen ændres, hvilket kan have signifikant betydning for et vandområdes karakteristika (Petersen *et al.* 2019). Effekten afhænger af, i hvilken grad vandudskiftningen påvirkes af den fysiske modifikation.
- **Befæstning** pga. havneanlæg, bropiller, vindmøller osv. har primært en lokal effekt for de naturlige habitater, som dækkes af den fysiske konstruktion samt for lokale strømningsforhold, men i de tilfælde, hvor det befæstede areal udgør en større (> 5%⁶) andel af vandområdearealet eller væsentligt ændrer vandudskiftningen, kan befæstninger potentielt have en betydning på vandområdeniveau.
- **Sejlrender og anden graveaktivitet** (fx råstofindvinding), kan have nogen betydning for vandudskiftning og derudover en lokal effekt for sedimentationsforhold samt bundlevende planter og dyr. Graveaktivitet antages kun at have en mulig betydning på vandområdeniveau i de tilfælde, hvor det gravede område udgør en større (> 15%⁷) andel af vandområdet.
- **Kølevandsindtag/-udledning** har lokalt en betydning på grund af ændrede temperaturforhold, ændret cirkulation, og i nogle anlæg påvirkes især koncentrationen

⁶ Kriteriet på 5% er foreslået i presfaktorprojektet, til at afgøre om befæstning potentielt kan have en betydning på vandområde niveau.

⁷ Kriteriet på 15%, som "acceptable disturbance level" anvendes i muslingepolitikken ift. forstyrrelse af bunden pga. grave/skrabe/rawl aktivitet i Natura2000- områder og er godkendt af EU. Det skal bemærkes, at graveaktiviteter mm. håndteres under VVM lovgivningen.

af zooplankton gennem anlægget. Det er typisk lokale effekter, men i enkelte områder kan effekten have betydning på vandområdeniveau.

Udover ovennævnte menneskeskabte fysiske modifikationer findes der en del vandområder, som pga. inddæmning især i 1800-tallet med henblik på landvinding er blevet væsentligt mindre. Landindvinding er også en menneskeskabt fysisk modifikation, som kan ændre et vandområdes opholdstid og fysiske karakteristika (herunder oplandsareal/vandvolumen), hvilket kan have effekt på vandområdeniveau. Generelt kan landindvinding i dele af et kystvand potentielt have negativ effekt på miljøkvaliteten og vil derfor ikke nødvendigvis kunne opnå samme miljømål (GØT) som før landvindingen. I dette projekt forholder vi os imidlertid til vandområderne, som de ser ud i dag, idet en analyse af miljøtilstanden uden landindvinding kræver kvantitativ historisk data/viden, der ikke eksisterer. Derfor er der ikke i denne analyse inkluderet en yderligere vurdering af mulige effekter af inddæmning.

3.3 Metode til typeinddelingen

Det tredje ben i dette projekt er typeinddelingen. Typeinddelingen er vigtig, da den muliggør fastlæggelse af referencetilstand og miljømål på tværs af vandområder, som tilhører samme type. Udgangspunktet for arbejdet med VP3 er imidlertid at opstille så differentierede miljømål som muligt på tværs af alle vandområder, og i bedste fald individuelle miljømål i så mange vandområder som overhovedet muligt på et fagligt sikkert grundlag. Det er dog ikke sikkert, at det i alle tilfælde er muligt eller giver fagligt mening at fastlægge individuelle miljømål, hvorfor typeinddeling kan benyttes til at fastlægge miljømål for alle vandområder, men også for at sikre, at eventuelle individuelle miljømål er sammenlignelige med miljømål for andre vandområder af samme type.

Adskillige undersøgelser har vist, at de fysiske og hydromorfologiske forhold i et vandområde overordnet sætter rammerne for de biologiske forhold, som kan udvikles; på storskala er breddegraden (skaleres til middeltemperatur og solindstråling) og tidevandsamplituden vigtigst (Ramos *et al.* 2012; Ramos *et al.* 2014), mens forhold som vanddybde, saltholdighed, bundsubstrat og bølgeeksponering er vigtige på lokal (km) skala (Kurtz *et al.* 2006; Valesini *et al.* 2010; Potter *et al.* 2016; Seip 2015).

I karakterisering af typer af overfladevandområder, herunder typeinddeling af kystvande, tager nærværende projekt udgangspunkt i system B, jævnfør bekendtgørelse om basisanalyse (BEK. Nr. 837). System B indeholder en række obligatoriske og valgfrie fysiske og kemiske faktorer, som i henhold til det enkelte kystvands økosystem vurderes at være egnet til at adskille de enkelte kystvande i specifikke typer. System B benyttes også i de gældende vandområdeplaner 2015-2021 (VP2), om end med færre faktorer (Nielsen *et al.* 2001).

Tilsvarende oplistes både obligatoriske og valgfrie faktorer i CIS guide 5 til brug for typeinddelingen. De såkaldte obligatoriske faktorer er bredde- og længdegrad, tidevandsamplitude og saltholdigheden i vandområderne, mens de valgfrie faktorer inkluderer dybde, strømhastighed, bølgeeksponering, gennemsnit samt variation i vandtemperatur, opblanding (opholdstid), samt karakteren af bundsubstrat. EU-vejledningen beskriver altså en række faktorer, der skal eller kan indgå i typeinddelingen, og beskrivelsen kan fortolkes som, at de forskellige faktorer kan indgå i en hierarkisk tilgang, (fx breddegrad → saltholdighed → tidevandsprisme → etc.). Den hierarkiske tilgang er stort set fulgt i Østersølandene (Schernewski & Wielgat 2004ab), og også i den første typeinddeling af danske fjorde og kystvande (Nielsen *et al.* 2001).

Med udgangspunkt i de obligatoriske og supplerende (valgfrie) faktorer har vi i dette projekt systematisk ekstraheret fysiske og hydrodynamiske data (se afsnit 3.4.3), som karakteriserer de individuelle kystvandsområder.

3.3.1 Multi-Dimensional Skalering (MDS)

En stor del af nærværende projekt har været indsamling af datasæt for alle de relevante kystvandområder. Data er beskrevet i flere detaljer i næste afsnit. De forskellige datasæt er efterfølgende blevet kombineret på forskellig vis og under forskellige vægtninger i en Multi-Dimensional Skalering analyse (MDS).

MDS er en multivariabel dataanalyseteknik, der anvendes indenfor en lang række sektorer og discipliner, hvor elementer (fx vandområder) skal grupperes baseret på en række karakteristika. Overordnet søger MDS at repræsentere flerdimensionelle data (i dette tilfælde en række data, som karakteriserer vandområdets fysik, hydrologi og hydrodynamik) i et 2- eller 3-dimensionelt rum (fx. Ramos et al. 2012, Ramos et al. 2014).

MDS-analysen benyttes her til at beskrive forskelligheden eller ligheden mellem datasæt, som karakteriserer de forskellige kystvandområder. De beregninger, der ligger til grund for MDS, er komplekse og iterative, og løsningen varierer afhængigt af antallet og kombinationen af data og vandområder, der inkluderes i analysen.

En endelige løsning findes normalt først, efter at en række alternativer (forskellige kombinationer og vægtning af styrende variable) er blevet testet. Afvigelser mellem lighederne (eller afstande) i den endelige MDS-repræsentation og de oprindelige inputdata kvantificeres ved en såkaldt stressstatistik, der tilstræbes ikke at overskride 15%.

MDS-analysen er kombineret med en klyngeanalyse (Cluster analysis), som supplerer med kvantitative mål for sammenlignelighed mellem kystvandsområderne. Der findes flere metoder til beregning af graden af forskellighed men kombineret med MDS-analysen er den mest universelle Euklidiske afstand (Euclidean distance) metode at foretrække⁸. Ved beregning af afstande mellem klynger anvendes den gennemsnitlige afstand mellem alle par af prædiktorer i de forskellige klynger. Denne metode anbefales normalt, da den bruger den maksimale information, der ligger i prædiktorerne.

3.4 Baggrundsdokumenter og datagrundlag

Som baggrund for gennemgangen af den eksisterende afgrænsning, karakterisering og typeinddeling, og vurdering af eventuelle ændringer i henhold til ovenstående kriterier er der benyttet en række forskellige informations- og datakilder.

3.4.1 Baggrundsdokumenter

Udgangspunktet for gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling er EUs Vandrammedirektiv, den danske lovgivning, der implementerer Vandrammedirektivet, og hvor der har været behov for yderligere information, suppleret med EU guidelines.

- Den danske bekendtgørelse (Bek. nr. 837).
- Derudover foreligger en række EU guidelines (CIS guides), og som en del af det indledende arbejde er det især CIS guide nos. 2, 4, 5 og 10, der er blevet benyttet som baggrundsinformation.

Disse guidelines udgør retningslinjer, som udfolder og operationaliserer indholdet i Vandrammedirektivet, men på et overordnet niveau.

⁸ Euklidisk afstand, den mest almindelige afstandsmål, er den geometriske afstand i multidimensionalt rum. Det er kun egnet til kontinuertlige variable.

3.4.2 Administrative og arealmæssige data

Som en del af afgrænsningen har vi benyttet en række forskellige datakilder, herunder administrative data. Eksempelvis har vi benyttet satellitdata fra Google Earth under den indledende screening af ensartethed af de eksisterende vandområder, og derudover har vi ligeledes benyttet grænser til Natura2000-områder i nogle områder, da disse i henhold til CIS guide no. 2 også kan benyttes som vejledende grænse.

- Generelle informationer om den eksisterende afgrænsning og tilhørende oplande, herunder information om overfladeareal og oplandsareal (GIS data leveret af MST).

Kvalitet: Administrativt kort-lag bag vandområdeplanerne.

- Informationer om beskyttede områder som eksempelvis Ramsar-områder og Natura2000-områder er fundet på Miljø GIS.
(http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis_vandrammedirektiv2011)

Kvalitet: Udgør administrativt grundlag for dansk miljøforvaltning.

- Satellitdata fra Google Earth er benyttet til at vurdere fysiske grænser, dybdeforhold, ensartethed (baseret på lysnedtrængning) foruden tilstedeværelsen af fysiske modifikationer. Vurdering er baseret på visuel inspektion af satellitdata.

Kvalitet: Kvalitativ vurdering af data.

3.4.3 Baggrundsdata

De datasæt og afledte parametre (faktorer), der er anvendt i projektet, er kort beskrevet i den følgende liste:

- **Længde- og breddegrad (obligatorisk parameter):** Baseret på de 119 eksisterende vandområder er længde- og breddegrad for centerpunkt af vandområdet fundet og inkluderet i analysen.

Biologisk relevans: Længde og breddegrad har ikke i sig selv en biologisk relevans, men kan være en indikator for forskelle i fysiske forhold, som kan have biologisk relevans. Fx har breddegrad nogen biologisk relevans over større områder, idet fx solindstrålingen varierer markant fra Femern Bælt i den sydvestlige Østersø til den Botniske Bugt, ligesom også isdække er markant forskelligt mellem de to områder. Begge forhold kan have biologisk relevans, men i et relativt lille land som Danmark er forskellene fra nord til syd ikke store nok til at have signifikant biologisk relevans.

Længdegrad alene har ingen biologisk relevans. I Danmark er der naturligvis forskel på økosystemerne i Østersøen, Kattegat og Vesterhavet – f.eks. er både salinitet, bølgepåvirkning og tidevand markant forskellige. Derfor kan længdegrad være en indikator, som kan indgå i typologien med henblik på at adskille områder, som naturligt tilhører forskellige typer.

Kvalitet: Data er baseret på GIS-lag, men med forholdsvis lille biologisk betydning i de danske farvande.

- **Tidevandsvariation (obligatorisk parameter):** Baseret på modeldata er der udtrukket vandstandsvariationer for år 2005 for alle relevante vandområder. Disse vandstandsvariationer er efterfølgende analyseret for tidevandskonstituenten. Månens (M2) og solens (S2) halvdaglige tidevandskonstituenten (amplituder) er valgt som repræsentative for tidevandsvariationen. Disse bestemmes ved at foretage standard-tidevandsanalyse af vandstandssignalerne. DHIs Tidal tools (DHI 2019) er anvendt til tidevandanalysen.

Biologisk relevans: Tidevand er ligeledes en obligatorisk parameter med nogen biologisk relevans. Danske kystvandområder med stor tidevandsvariation er lokaliseret i

Vadehavet, og her blotlægges store flader ved lavvande, og turbiditeten er stærkt påvirket af partikulært materiale. Dette supporterer flora og fauna, som adskiller sig væsentligt fra fx de indre danske farvande, hvor tidevandet (blandt en række andre parametre) er væsentligt mindre.

Kvalitet: Modeldata, som stammer fra henholdsvis Nordsømodellen (Erichsen & Closter, 2018) og modellen for de indre danske farvande (IDF-modellen) (Erichsen & Timmermann, 2017). Data er dermed baseret på modeller som er kalibreret og valideret i forhold til vandstandsvariationer. Derfor vurderes tidevandskonstituenterne at være præcise. Tilsvarende gør sig gældende for vandområder i Limfjorden (Erichsen & Timmermann, 2017), Roskilde Fjord (Erichsen & Timmermann, 2017), Odense Fjord (Erichsen & Timmermann, 2017), Mariager Fjord (Rasmussen 2017), Nissum Fjord (Erichsen & Birkeland, 2019a) og Ringkøbing Fjord (Erichsen & Birkeland, 2019b). De anvendte lokalmodeller for de resterende vandområder er mindre præcise, da de anvendte modeller her er relativt grove i deres opløsning, og de er ikke kalibreret/valideret mod data. Det vurderes dog at have mindre betydning i forbindelse med typeinddelingen, hvor det er de relative forskelle, der vil blive betydende for den endelige typeinddeling.

- **Salinitet (obligatorisk parameter):** Overfladesalinitet (gennemsnitlig årssalinitet) og bundsalinitet (10% percentilen) er her inddraget som de obligatoriske salinitetsparametre. Gennemsnitlig årssalinitet er beregnet ud fra salinitetsmålinger mellem 0 og 10 meters dybde. Der er anvendt observationer fra 1990 til 2017 på stationer med mere end 20 observationer per år og minimum tre års data. Bundsalt er beregnet som 10% percentilen på stationer med minimum 5 meters maksimumdybde og er beregnet som saliniteten i de nederste 3 meter vandsøjle i den tilsvarende periode og med minimum 20 observationer og tre års observationer.

For at sikre fuld data dækning i alle vandområder er der inddraget modeldata for den gennemsnitlige overfladesalinitet. Der er ikke inddraget modellerede bundsaliniteter, da en stor del af de mindre vandområder uden data er repræsenteret af modeller med relativt grov horisontal og vertikal opløsning.

Biologisk relevans: Salinitet og variationer i salinitet er en kemisk faktor, som er afgørende for, hvilke arter og hvor mange arter der kan leve i det givne vandområde. Det gælder både for makroalger, karplanter og bunddyr, som alle er vigtige biologiske indikatorer for vandområdets økologiske status. Desuden kan salinitet ændre på sandsynligheden for lagdeling af vandsøjlen, og det kan også i nogle tilfælde fungere som proxy for vandudveksling – der er dog til dette projekt udviklet selvstændige indikatorer for disse to parametre.

Bunddyrene er særligt følsomme overfor lav salinitet, og især antallet af arter reduceres kraftigt ved lav salinitet (Carstensen *et al.* 2014). Der er taget højde for saliniteten i DKI indekset, som kvantificerer diversiteten af bunddyr. I denne indikator for det biologiske kvalitetselement - bentiske invertebrater - indgår variationen af bundsaliniteten – og dermed risikoen for, at en art til tider oplever ugunstige saliniteter i kortere eller længere perioder. Ligeledes falder diversiteten og dybdegrænsen for makroalger også med faldende salinitet (Carstensen *et al.* 2014; Krause-Jensen *et al.* 2007). Den makroalgeindikator, som er under udvikling, tager højde for saliniteten, men som med DKI vil jævnlige påvirkninger med lav salinitet påvirke planterne negativt. For karplanterne gælder, at diversiteten stiger med faldende salinitet (Telesh *et al.* 2013), men fx ålegræs, som er en vigtig indikatorart, har et salinitetsoptimum omkring 20-25 psu og en nedre salinitetsgrænse på omkring 5 psu - sandsynligvis vil planterne være negativt påvirket af saliniteter i nærheden af den nedre salinitetsgrænse. I de områder, hvor saliniteten er meget lav, kan andre karplanter overtage de "bløde" sedimenter.

Kvalitet: Data fra NOVANA vurderes at være af høj kvalitet (lille måleusikkerhed), mens målingen alene viser saltindhold i ét punkt i vandområdet og derfor ikke nødvendigvis

repræsenterer et gennemsnit i vandområdet. Modeldata er i udgangspunktet mindre præcise, men her indgår både den tidslige og den arealmæssige variation dermed mulighed for en større repræsentation af variationen i vandområdet. Data fra Nordsømodellen, IDF, Limfjordsmodellen, Roskilde Fjord, Odense Fjord, Mariager Fjord, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord er modeldata fra kalibrerede modeller, mens der er større usikkerhed på data fra lokalmodellerne.

- **Vandtemperaturer (valgfri parameter):** Gennemsnit af høje sommervandtemperaturer indgår i nærværende analyse. Høje sommertemperaturer er beregnet som gennemsnit af 90% percentilen af observationer mellem 0 og 10 meters dybde fra maj til oktober (begge måneder inklusive). Der er anvendt data fra 1990 til 2017 fra stationer med mere end 10 observationer i sommerperioden og minimum 3 års data.

Biologisk relevans: Vandtemperaturen er afgørende for trivslen af mange organismer, og særligt høje temperaturer kan stresse mange af de organismer, som ellers trives i de indre danske farvande. Det er fx veldokumenteret, at ålegræs mistrives ved høje temperaturer ($> 25^{\circ}\text{C}$) (Greve et al., 2003; Hoffle H et al., 2011) og som følge af varme-stress kan knække i meristemmet eller helt dø, hvis redoxforholdene samtidig er tilpas dårlige. Ligeledes stiger risikoen for ringe redoxforhold og egentligt iltvind ved høje temperaturer (Vaquer-sunyer and Duarte, 2011). Dermed er høje vandtemperaturer, ud over i sig selv at stresse organismer, med til at forværre især de bundnære habitater.

Kvalitet: Data fra NOVANA vurderes at være af høj kvalitet (lille måleusikkerhed), mens målingen alene viser temperaturen i et punkt i vandområdet og derfor ikke nødvendigvis repræsenterer et gennemsnit i vandområdet. Derudover indgår forskellige år (ikke alle målestationer måles alle år), og især for vandtemperaturer kan varme/kolde år derfor spille en større rolle for nogle vandområder end for andre.

- **Opblandingsforhold (valgfri parameter "mixing characteristics"):** Gennemsnit af årsfrekvens af lagdeling er beregnet på baggrund af temperatur- og salinitets-observationer fra 1990 til 2017 med minimum 20 observationer per år og minimum 3 års data. Der er anvendt data fra stationer med en vanddybde på minimum 3 m med mere end 4 dybdeobservationer og med dybeste prøvepunkt på minimum 2/3 af maksimumdybden. Vandsøjlen defineres som lagdelt i den dybde, hvor densitetsforskellen første gang er over $1 \text{ kg/m}^3/\text{m}$ (når man bevæger sig fra overflade mod bunden). Hvis der ikke findes en pykнокlin, betegnes vandsøjlen som fuldt opblandet.

Biologisk relevans: Lagdelingsindikatoren er en afledt indikator, som beregnes på baggrund af salinitet og vandtemperatur. Her beregnes densiteten for hver målt dybde, og hvis densitetsforskellen stiger meget med dybden, betragtes vandsøjlen som opdelt i en øvre og nedre vandfase med ringe udveksling mellem lagene. Hvis vandsøjlen er opdelt, er de nederste vandmasser afskåret fra udveksling med atmosfæren, og dermed øges risikoen for iltvind i bundvandet. Til gengæld er den øverste vandfase afskåret fra udveksling med sedimentet og dermed en stor andel af den interne næringsstof-forsyning, hvilket kan medføre reduceret fytoplanktonproduktion i overfladelaget.

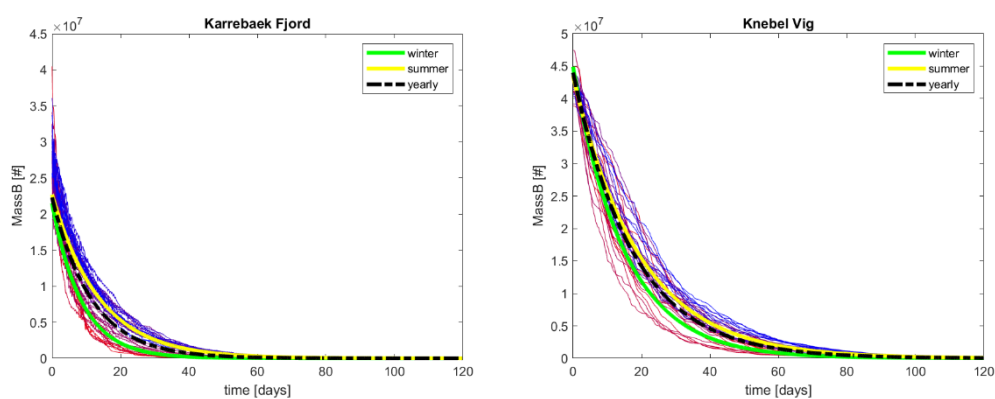
Kvalitet: Lagdeling i kystvande er næsten udelukkende bestemt af forskellen mellem saltindhold i overfladen og ved bunden. Vandtemperaturen spiller også en rolle for densiteten, men den altovervejende styrende faktor er saltindhold. Derfor gælder den samme kvalitetsmæssige beskrivelse for lagdeling som beskrevet under saltindhold.

- **Opholdstid (valgfri parameter "retention time"):** Opholdstid er her beregnet ved brug af mekanistiske modeller. Gennem en årrække har DHI udviklet modeller for en række danske fjorde og vandområder, og derfor dækkes stort set alle vandområder i dag af en mekanistisk model. De modeller, der er benyttet til dette projekt, inkluderer model for Nordsøen, model for de indre danske farvande (IDF-modellen), samt en række

fjordspecifikke modeller dækkende Limfjorden, Mariager Fjord, Odense Fjord og Roskilde Fjord.

Derudover har DHI tidligere udviklet enkeltstående fortyndingsmodeller til brug for spredningsberegninger i kystnære vandområder, fjorde og nor (Jensen & Madsen, 2015). Modellerne fra Jensen & Madsen (2015) beregner alene strømfelter baseret på vandstandsvariationer på randen og vind (hastighed, retning og tryk), men da opholdstiden også styres af forskelle i saltholdigheder (lock-exchange) er modellerne blevet videreudviklet til dette projekt og indeholder nu også saltindhold.

Ved beregning af opholdstid er det enkelte vandområde blevet initialiseret med en enhedskoncentration på 1 mg/l (konservativt sporstof) i hele modelområdet og modellen afviklet for mindst to måneder. Den samlede masse (i tons) er efterfølgende beregnet og fortyndingen fundet, se Figur 3-1.



Figur 3-1 Beregnet fortynding eksemplificeret ved Karrebæk Fjord (venstre figur) og Knebel Vig (højre figur). Beregningerne er udført for de første 40 uger af år 2005, hvor røde kurver beskriver fortynding fra uge 1 til uge 10, mens blå kurver beskriver perioden uge 11 til uge 40. Grøn henholdsvis gul er gennemsnitlige kurver baseret på mindste kvadraters metode for de to perioder. Baseret på figuren beregnes den tid, hvor 50% (T_{50}) af sporstoffet er udskiftet, og T_{50} indgår efterfølgende som et mål for opholdstiden. Som det fremgår af figuren er opholdstiden knap dobbelt så stor i Knebel Vig sammenlignet med Karrebæk Fjord.

Vi antager, at fortyndingen i hvert vandområde tilnærmelsesvis kan beskrives som et eksponentielt henfald:

$$Masse = Masse_0 \times e^{-B \times t}$$

hvor $Masse$ er den samlede masse (af det konservative sporstof) i vandområdet til tiden t , $Masse_0$ er den samlede masse til $t=0$, og B er henfaldskonstanten.

Henfaldskonstanten er dermed et vandområdespecifikt mål for, hvor hurtigt vandet i et vandområde udskiftes og dermed et indirekte mål for opholdstiden. For hver af kurverne i Figur 3-1 beregnes nu $Masse_0$ og B ved hjælp af mindste kvadraters metode, og de enkelte værdier modelleres og indgår i henholdsvis den grønne og den gule kurve på Figur 3-1. Til dette projekt benyttes henfaldskonstanten B herefter.

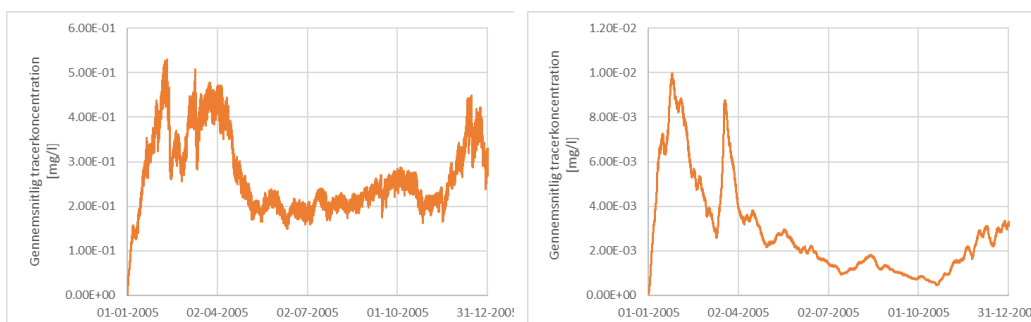
Beregningerne er baseret på modeller afviklet for år 2005, dvs. med år 2005 meteorologi og randværdier.

Biologisk relevans: Opholdstiden er en central parameter til beskrivelse af hydrodynamiske forhold og har stor indflydelse på biogeokemiske og biologiske forhold. Fx har opholdstiden indflydelse på udvekslingen af ilt og næringsstoffer, risiko for iltvind (Howarth *et al.* 2011), for biodiversitet af alger (Ferreira *et al.* 2005) og bunddyr (Josefson & Rasmussen, 2000) og mere generelt for økosystemers resiliens og følsomhed overfor forcering/ydre presfaktorer (de Madron *et al.* 2011).

Kvalitet: Til beregning af opholdstid udgør modeller en relativt robust metode, og præcisionen er stor sammenlignet med alle andre metoder. Det kræver naturligvis, at modellerne beskriver cirkulationen i vandområdet og udvekslingen med nærliggende vandområder korrekt, hvorfor estimaterne for vandområder i Nordsøen, i de indre danske farvande (IDF-modellen), i Limfjorden, i Mariager Fjord, i Odense Fjord og i Roskilde Fjord er større end i vandområder dækket af de mindre fortyndingsmodeller.

- **Ferskvandspåvirkning (inkluderer de valgfrie faktorer "retention time" og "current velocity"):** Som et supplement til opholdstid har vi valgt at inkludere et mål for indhold af ferskvand fra de lokale vandløb og punktkilder, herefter benævnt ferskvandspåvirkning. På hver ferskvandskilde i de enkelte modeller (se beskrivelse af modeller ovenfor) har vi benyttet en tracer med en enhedskoncentration på 1 mg/l. Efterfølgende er den resulterende tracer-koncentration i vandområdet beregnet som massen af traceren divideret med vandområdevolumen. Resultaterne af denne analyse er vist i Figur 3-2.

Til dette projekt indgår henholdsvis den gennemsnitlige vinter (februar, november og december) og sommer (maj-september) tracerkoncentration herefter.



Figur 3-2 Tracerkoncentration i henholdsvis Karrebæk Fjord (venstre figur) og Knebel Vig (højre figur). De to figurer viser den gennemsnitlige koncentration af et sporstof fra de lokale ferskvandskilder i vandområdet og er dermed et mål for den samlede direkte ferskvandspåvirkning til de enkelte vandområder.

Biologisk relevans: Denne parameter integrerer den relative påvirkning af lokale vandløb og punktkilder med opholdstiden. Dermed er denne parameter et mål for den relative ferskvandspåvirkning (fra lokale vandløb/punktkilder) og derfor også et udtryk for den potentielle påvirkning med næringsstoffer. I områder med en høj tracerkoncentration vil eksempelvis klorofyl-a derfor forventeligt være højere end i områder med mindre tracerkoncentrationer, hvilket får betydning for fastsættelse af referenceværdi og målværdi (grænsen mellem god-moderat tilstand).

Kvalitet: Til beregning af tracerkoncentration benyttes de samme modeller som til beregning af opholdstid, og kvaliteten følger den samme beskrivelse som ovenfor.

- **Gennemsnitlig substratsammensætning (valgfri parameter):** Informationer om substratforhold er estimeret ud fra GEUS' kortlægning af havsedimenter (http://data.geus.dk/geusmap/?lang=da&mapname=denmark#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=-602220,5675580,1717220,6774420&layers=sediment_250000_eng). Sedimentkortet beskriver havbundens strukturer og fordelingen af sedimenter i den øverste halv meter af havbunden. Kortet dækker hele den danske eksklusive økonomiske zone (EEZ-området). Sedimenttyperne i kortet er bestemt ud fra sammensætningen af kornstørrelser i sedimentet og fordelt på følgende grupper: "mud and sandy mud", "gravel and coarse sand", "quaternary clay and silt", "till or diamicton", "sand", "muddy sand" og "sedimentary rock". Da de punkter, hvor der er indsamlet data, er ujævnt fordelt og i visse områder ganske spredt, er fortolkningen til dels baseret på ekstrapolation og ikke mindst på faglige vurderinger (se

http://data.geus.dk/geusmap/?lang=da&mapname=denmark#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=-602220,5675580,1717220,6774420&layers=sediment_250000_eng for yderligere forklaring).

Biologisk relevans: Sedimenternes beskaffenhed har stor betydning for en række af de biologiske kvalitetselementer. Eventuel resuspension af løst materiale påvirker lysforhold, ålegræs kræver sandede eller sandede/siltede sedimenter (med lavt organisk indhold) for at kunne slå rødder, og faunaen er forskellig fra fx. mudderbund til sandbund.

Kvalitet: Bedst tilgængelige data i forhold til substratforhold. Data udgør en del af den nationale kortlægning af havsedimenter. Overordnet set giver kortlægningen en god beskrivelse af sedimenterne, men lokalt er data usikre. Desuden er de anvendte sedimentklasser noget grove og ikke nødvendigvis de bedste til beskrivelse af biologisk relevante sedimentforhold.

- **Vanddybder (valgfri parameter, ikke listet i Annex II, men angivet i GIS guide no. 5):** Vanddybde er baseret delvist på Kystdirektoratets 50 m bathymetri foruden vanddybde bestemt ud fra satellitdata, se Rasmussen & Hansen (2018) for flere detaljer. For hvert vandområde er følgende dybdekaraktistika beregnet; gennemsnitlig vanddybde foruden 20-50-80% percentilerne.

Biologisk relevans: Vanddybden har i kombination med andre parametre stor betydning for det biologisk system. I lavvandede systemer (med sigt til bunden) vil vegetation og mikrobentiske alger være vigtige komponenter i økosystemet, og der vil være en tættere kobling mellem bentiske og pelagiske processer. I dybere fjorde og kystvande kan der periodevis opretholdes en lagdeling, som adskiller overflade- og bundvand, og dermed potentielt skaber situationer med iltsvind.

Kvalitet: Kystdirektoratets 50 m bathymetri er ret præcis især i de dybere områder, mens data i de mere lavvandede områder og små nor og fjorde er upræcise. Kystdirektoratets data er imidlertid blevet suppleret med dybdemålinger fra satellit i de kystnære vandområder, og derfor vurderes dybde data for de enkelte vandområder at være præcise.

- **Forhold mellem vandområdeareal og oplandsareal (projektspecifik parameter):** Denne parameter er beregnet som et rent forhold mellem vandområdeareal og oplandsareal. Data er indhentet fra MST gennem MiljøGIS (http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis_vandrammedirektiv2011).

Biologisk relevans: Denne parameter er indikator for koblingen mellem land og vand og er dermed i nogen grad sammenlignelig med indikatoren for ferskvandspåvirkningen.

Kvalitet: Er alene en beregning af et forhold mellem to ret præcise datasæt, oplandsareal og vandområdeareal.

I ovenstående er beskrevet en række parametre, som vil blive inddraget i dette projekt. I henhold til CIS guide no. 5 er der yderligere tre valgfrie parametre: Strømhastighed (indgår indirekte, se nedenfor), bølgeeksponering og turbiditet. Disse parametre har nogen biologisk relevans, men vi har enten ingen data, eller data er afhængige af graden af eutrofiering, og de er derfor ikke velegnede til at indgå i en typologi.

- **Strømdata:** Disse er indirekte inkluderet i enkelte områder. Ud fra modelresultater er nogle vandområder, som eksempelvis Langerak i Limfjorden, vurderet kvalitativt, men der indgår ikke kvantitative strømdata i analysen.
- **Bølgeeksponering:** Bølgeeksponering har i nogle vandområder især betydning for resuspension og dermed indvirkning på lysklima. Derudover kan meget

bølgeeksponerede kyster ikke opretholde store mængder bundvegetation og / eller reetablering af bundvegetation sker langsommere i sådanne områder. Tilsvarende betyder lille bølgeeksponering typisk, at sedimentation i et område er større, og dermed påvirker bølgeeksponeringen substratsammensætningen. I dette projekt er der ikke inkluderet data omkring bølgeeksponering.

- **Turbiditet:** Turbiditet – og dermed lysklime – er meget biologisk relevant. Der er dog mange faktorer, der påvirker turbiditet. Re-suspension kan være styrende i nogle vandområder, mens mængden af opløst organisk stof (DOM) og partikulært organisk stof (POM), herunder fytoplankton, i andre vandområder er den væsentligste faktor. Da mængden af næringsstoffer i et vandområde (mere eller mindre) korrelerer med mængden af opløst og partikulært organisk materiale, påvirkes turbiditet altså af de årlige næringsstofftilførsler. Dermed er turbiditet afhængig af bidrag fra punktkilder og diffus belastning, hvorfor vi vurderer, at turbiditet ikke er en anvendelig parameter til bestemmelse af afgrænsning og typologi, da den vil ændre sig med ændringer i tilførsler.

3.4.4 Normalisering og vægtning af baggrundsdata til brug for typeinddeling

I forbindelse med typeinddelingen vil baggrundsdata blive kombineret i en række forskellige scenarier, før den endelige MDS og efterfølgende cluster-analyse udarbejdes. Før de forskellige data beskrevet i afsnit 3.4.3 kan indgå i en MDS og cluster-analyse, er der behov for at normalisere de enkelte datasæt, og derudover har vi analyseret resultaterne af forskellige kombinationer af (normaliserede) data under introduktion af forskellige vægtninger.

Normalisering

På grund af forskelligheden af data er alle typer af datasæt normaliseret. Normaliseringen er her foretaget som en *standard score method*. Denne metode repræsenterer afstanden mellem den enkelte dataværdi og den gennemsnitlige værdi af hele datasættet normaliseret til standardafvigelsen:

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{StDev}$$

hvor x_i er den specifikke dataværdi, \bar{x} er gennemsnitsværdien, og $StDev$ er standardafvigelsen.

Fordelen ved at normalisere data er, at det dermed ikke er størrelsen af den absolutte dataværdi, der spiller den afgørende rolle, når den endelige scenarieanalyse afvikles, men derimod variationen mellem de enkelte parametre i de forskellige vandområder.

Ulempen er, at data med relativt lille variation – og måske mindre biologisk relevans – får samme betydning som data med stor variation.

Vægtning

Som det vil fremgå af det efterfølgende, er alle data forsøgt indarbejdet i den omtalte MDS- og cluster-analyse. I første omgang med henblik på at identificere de parametre, som signifikant forklarer forskelle mellem de enkelte vandområder. Parametre, som ikke har en signifikant forklaringsgrad, er efterfølgende udeladt. I arbejdet med MDS-analysen er alle de signifikante parametre i udgangspunktet vægtet ensartet (med en vægt på 1), men efterfølgende er yderligere analyser gennemført, hvor enkelte parametre er vægtet enten 1 eller 2. Vægtningerne er vurderet ud fra en ekspertvurdering af betydningen af de enkelte parametre, og resultaterne af vægtningen indgår i den endelige typeinddeling.

Begrundelsen for at gennemføre forskellige kombinationer af vægtninger er, at ikke alle indikatorer er følsomme overfor de samme parametre (eksperts-køn), og at den varierende vægtning giver mulighed for at vurdere følsomheden overfor de enkelte parametre og dermed et skøn over robustheden af den enkelte type.

4 Resultater

4.1 Revidering af vandområdeafgrænsning

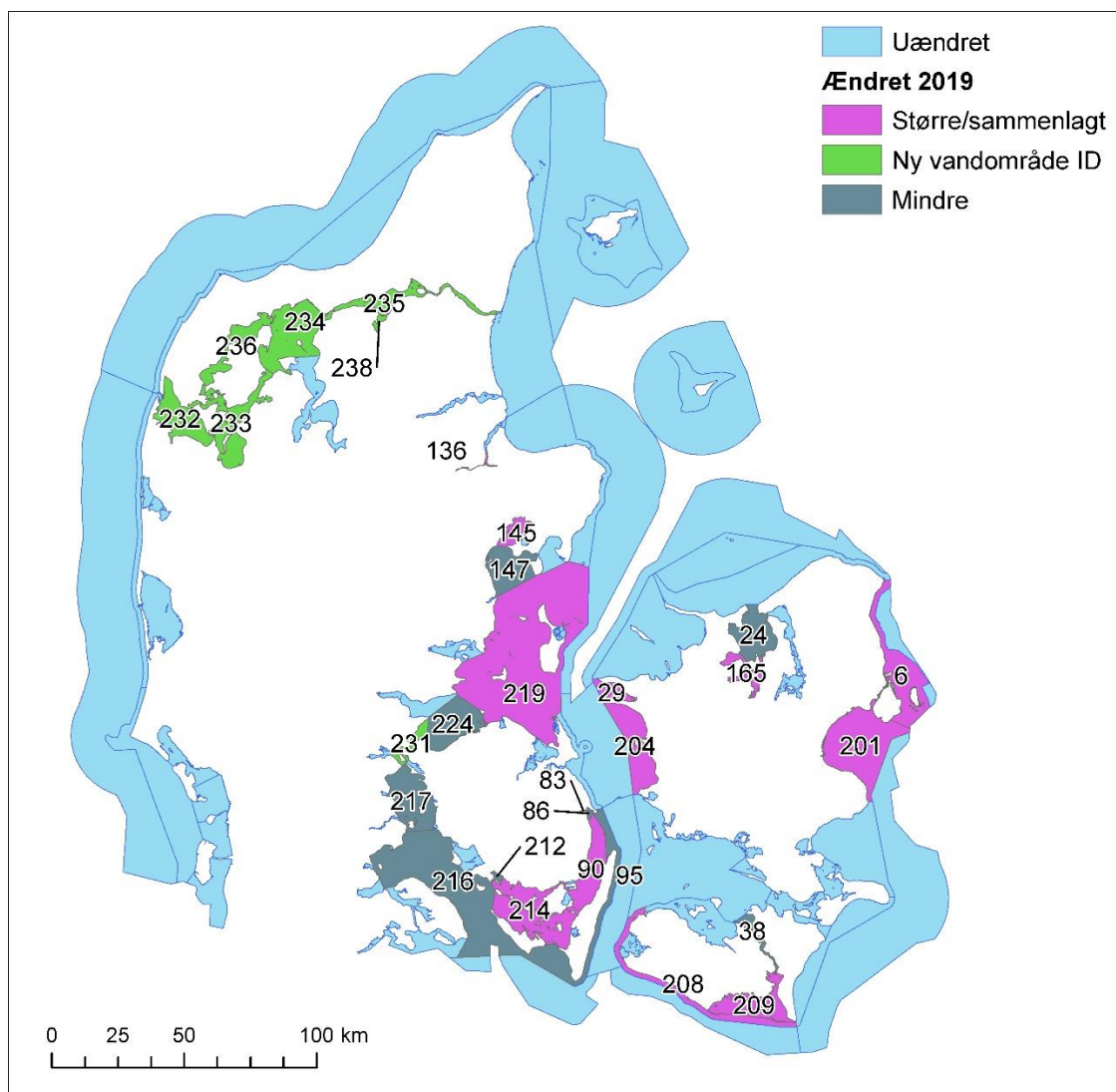
Baseret på ovenstående data er alle 119 kystvandområder (inklusive 6 stærkt modificerede vandområder) gennemgået med henblik på at konsolidere den eksisterende afgrænsning og/eller opdatere afgrænsningen.

Baseret på gennemgangen af de enkelte eksisterende kystvandområder, er der foreslået ændringer i afgrænsningen i 21 af de 119 eksisterende VP2 vandområder:

- For 7 af de eksisterende VP2 kystvandområder foreslås den præcise afgrænsning opdateret primært på grund af geografiske forhold (indsnævringer) og/eller af hensyn til eksisterende grænser for beskyttede områder
- 6 VP2 kystvandområder foreslås sammenlagt med nabo-vandområde
- 4 VP2 kystvandområder foreslås underopdelt
- 1 genskabt kystvand, Gyldensteen Strand, foreslås inkluderet som en del af det tilgrænsende kystvandområde

De foreslåede ændringer kan ses af nedenstående kort (Figur 4-1), og begrundelsen for ændringerne er beskrevet i

Tabel 4-1.



Figur 4-1 Kort over foreslåede ændringer i afgrænsning af vandområder. Ændringerne berører 23 VP2 vandområder og er beskrevet i

Tabel 4-1. De angivne vandområde numre henviser til foreslåede VP3 vandområde numre.

Tabel 4-1 Vandområder med foreslåede ændringer med tilhørende begrundelse for ændringer.

VP2 vandområde nr.	Foreslået ændring	Begrundelse
156 (Limfjorden)	Underopdeles i 6 vandområder: <ul style="list-style-type: none"> • Nissum Bredning • Kås Bredning og Venø Bugt • Thisted Bredning • Løgstør Bredning • Nibe Bredning og Langerak 	Underopdeling sker pga. forskel i salinitet, strømforhold, opholdstid og ferskvandspåvirkning. Forskellene bevirker, at områderne ikke tilhører samme type. Derudover er der forskel på vandområdernes miljømæssige status.

VP2 vandområde nr.	Foreslået ændring	Begrundelse
	<ul style="list-style-type: none"> Halkær Bredning 	
145 & 147 (Kalø Vig, indre og Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig)	Grænse rykkes	Grænsen mellem 145 og 147 rykkes til det geografisk smalleste sted.
217 & 224 (Lillebælt, Bredningen og Nordlige Lillebælt)	Underopdeles i 3 vandområder	Underopdeling sker pga. fysiske karakteristika hvor smalt/strømfyldt område adskilles fra de større bassiner.
214 & 216 (Det Sydfynske Øhav og Lillebælt, syd)	Grænse rykkes	Marstal Bugt udskilles fra område 214, da bugten er næsten fysisk adskilt fra øhav og væsentligt dybere. Området sammenlægges med område 216, da der ikke er fysisk barriere/indsnævring, og dybdeforhold er ens.
214 & 63 (Det Sydfynske Øhav og Nakkebølle Fjord)	Sammenlægges	Vandområder er naboer, har tilnærmelsesvis sammenlignelige fysiske karakteristika (salinitet hhv. 16 og 14, dog forskel i dybde), og der er ingen fysiske barrierer. Der er nogen forskel i tilstand (klorofyl er hhv. 3 og 4,8 µg/l), men det vurderes ikke at have tilstrækkelig betydning.
90 & 95 (Langelandssund og Storebælt SV)	Grænse rykkes	Grænse rykkes, så den bedre flugter med kystlinje.
219 & 61 (Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav og Dalby Bugt)	Sammenlægges	Vandområder er naboer, har tilnærmelsesvis sammenlignelige fysiske karakteristika (fx salinitet er hhv. 22 og 21, dog forskel i fx middel dybde), og der er ingen fysiske barrierer. De har desuden samme klorofyl koncentration (1,7 µg/l).
204 & 29 (Jammerland Bugt og Kalundborg Fjord)	Grænse rykkes	Grænse rykkes, så Kalundborg Fjord går ud til basislinjen + 1 sømil.
204 & 26 (Jammerland Bugt og Musholm Bugt, indre)	Sammenlægges	Vandområder er naboer, tilhører samme type, herunder salinitet på hhv. 13 og 15, dybde på hhv. 10m og 8m og < 20% forskel i opholdstid og ferskvandspåvirkning.
41 & 208 (Langelandsbælt, øst og Femern Bælt)	Sammenlægges	Vandområder er naboer, tilhører samme type, herunder salinitet på 12 og dybde på hhv. 5m og 4m.
209 & 38 (Rødsand og Guldborgssund)	Grænse rykkes	Grænse rykkes til geografisk smalleste sted.
9 & 6 (Københavns Havn og Nordlige Øresund)	Sammenlægges	Københavns Havn (omr. 9) er ikke et sammenhængende vandområde og indlemmes i nabovandområde 6.
24 (Isefjord, ydre) & 165 (Isefjord, Indre)	Grænse rykkes	Lammefjorden indlemmes i omr. 165, hvorved 165 består af "fjord arme" med sammenlignelig dybde, og 24 er et egentligt "fjord-bassin".

Siden VP2 er Gyldensten Strand blevet genskabt som kystområde og der er i dette projekt foretaget en tilretning af kystlinjen på basis af de nyeste kystlinjedata fra GeoData styrelsen. Det genskabte kystområde er blevet indlemmet i vandområde 224 (Lillebælt Bredningen).

Udover forslag til ændring i vandområdeafgrænsning samt opdateringen af kystlinjen er der identificeret en række kystvandområder, som potentielt kan defineres som "små" kystvandområder. Disse vandområder stammer delvist fra den afgrænsning, der eksisterer under VP2, og delvist fra nogle mindre vandområder, som er udskilt som selvstændigt vandområde baseret på afgrænsningen i nærværende projekt. I Tabel 4-2 er inkluderet den række vandområder, som har et relativt lille overfladeareal, og i tabellen er med farve vist, hvornår den nedre grænse for henholdsvis søer og opland er overskredet, og hvornår den øvre grænse for henholdsvis søer og opland er overskredet (se afsnit 3 for definitioner). Som nævnt i afsnit 3 er der ingen retningslinjer for kystvandområder, men herefter definerer vi et "lille" kystvandområde som havende et oplandsareal < 1.500 ha (svarende til den mindste administrative enhed i Danmark (ID15)). I de tilfælde, hvor oplandsarealet er < 1.500 ha foreslås, at vandområdet administreres som en del af det nedstrøms nabovandområde, idet der ikke er fagligt og forvaltningsmæssigt belæg for at lave regulering på en skala, som er mindre end den mindste administrative enhed (ID15).

En sådan administrativ sammenlægning betyder, at vandområdet ikke behøver en særskilt tilstandsvurdering eller indsatsprogram, da det ikke er fagligt meningsfyldt at forvalte et vandområde med et opland som er mindre end ID15. De små vandområder kan ikke umiddelbart indlejres i naboområdet pga. forskel i type og/eller tilstand og eventuelle målinger fra de små områder kan ikke inddrages i en tilstandsvurdering af naboområdet.

Med ovenstående definition har vi identificeret 13 vandområder, som har et opland < 1.500 ha, og som foreslås administreret sammen med nedstrøms nabo-vandområde. Undtagelser herfra er: Østersøen, Christiansø (opland på 36 ha) og Kattegat, Nordsjælland > 20 m (opland på 70 ha), som ikke har naboområder, samt Stavns Fjord (opland på 844 ha) og Lillestrand (opland 1458), som pga. relativt stort vandområdeareal foreslås bibeholdt som selvstændigt administrativt vandområde.

Tabel 4-2 Vandområder fra den eksisterende afgrænsning (VP2), hvor tilhørende opland er < 1.500 ha. Endvidere er vandområde-overfladearealet angivet. Grøn farve viser vandområdet, hvor overfladeareal < 50 ha eller oplandsareal < 1.500 ha. Orange farve viser vandområder, hvor overfladeareal > 50 ha.

Vandområde nr.	Vandområde	Vandområdeareal [ha]	Oplandsareal [ha]
64	Skårupøre Sund	283	988
65	Thurø Bund	117	216
69	Vejlen	23	1048
70	Salme Nor	8	191
71	Tryggelev Nor	23	1003
75	Emtekær Nor	83	1099
76	Orestrand	11	187
81	Bogø Nor	26	81
142	Stavns Fjord	1582	844
213	Torø Vig/Torø Nor	201	360
62	Lillestrand	606	1458
57	Østersøen, Christiansø	1900	36
205	Kattegat >20 m	58415	70

4.2 Resultater af gennemgang af karakterisering

I det følgende gennemgås de anvendte definitioner og resultater af karakteriseringen af de kystvandområder, som er beskrevet i forrige afsnit.

4.2.1 Kystvande

I udgangspunktet karakteriseres alle de vandområder, der er beskrevet i forrige afsnit, som kystvande, med mindre andet er fremhævet (enten i forrige afsnit eller nedenfor). Derfor gør vi ikke mere ud af kystvandene her.

4.2.2 Overgangsvande

Alle danske vandområder påvirkes i større eller mindre grad af ferskvand, men der er ingen vandområder, som er påvirket af ferskvandsgradienterne i en sådan grad, at det understøtter ibrugtagningen af begrebet overgangsvand. Dette underbygges af EU-Kommissionens seneste landerapport (EC 2019). I denne rapport fremgår det, at Kommissionen godtager⁹, at der i Danmark ikke findes store floder, men alene gradvise ændringer i saltholdigheden fra kysten til de mere åbne kystvande, og at der derfor ikke er overgangsvande i Danmark.

4.2.3 Fysisk modificerede vandområder

I nedenstående lister ses vandområder, hvor der findes en menneskeskabt fysisk modifikation, som vurderes i nogen grad at kunne påvirke et vandområde. Et vandområde kan udpeges som stærkt modificeret vandområde, hvis den fysiske modifikation ikke kan modvirkes uden betydelige negative indvirkninger med forskellige afbødende foranstaltninger, og modifikationen er så væsentlig, at vandområdet ikke kan opnå GØT (se afsnit 3.2.5).

Før et vandområde kan udpeges som stærkt modificeret, skal det sandsynliggøres, at GØT ikke kan opnås uden betydelig negativ indvirkning på aktiviteter, der er afhængige af modifikationen. Dette kræver bl.a. en nærmere samfundsøkonomisk analyse, hvilket ikke er muligt i nærværende projekt.

Analysen i dette projekt er baseret på ekspertskøn af den økologiske betydning af modifikationen, og om modifikationen er en hindring for at opnå GØT. Der er således ikke foretaget en kvantitativ analyse af, om modifikationen i væsentlig grad påvirker vandområdets karakteristika. Ved brug af de mekanistiske modeller, som udvikles frem mod VP3, er det muligt at kvantificere nogle af de potentielle effekter af ændringer i de hydrodynamiske forhold, hvorimod effekter af ændringer i fx morfologi og/eller fx systemskifter som fx. indvandring af sandmuslinger er vanskeligere/umulige at forudsige. Der er heller ikke foretaget en vurdering af, om der findes mulige afbødende foranstaltninger, eller om en evt. fjernelse af den fysiske modifikation har betydelig negativ indvirkning.

⁹ The Commission recommendations based on the first RBMPs and Programme of Measures requested action on the following:

Recommendation: *Transitional waters are not designated, and no justification is given as to why this water category has not been used. Denmark should review its designation of at least some coastal waters, notably those referred to as inner coastal fjords water, and consider transitional water designation, considering physical and chemical factors that determine the characteristics of transitional waters and hence the biological population structure and composition.*

Assessment: *Transitional waters are not delineated in the first or the second cycle. The RBMP reports that there are no large river outlets to Danish coastal waters, but only gradual changes in salinity from the near-shore areas to the open sea. Therefore, the Danish fjords have been defined as separate types of coastal waters. This justification is adequate and therefore the recommendation has been fulfilled*

Tabel 4-3 Vandområder med fysiske modifikationer, der i det eksisterende grundlag (VP2) er karakteriseret og udpeget som stærkt modificeret kystvandområde

Vandområde	Modifikation	Beskrivelse	Vurdering af, om GØT kan opnås
Ringkøbing Fjord	Sluse	Betydning af slusepraksis er vurderet og fundet betydelig. Effekt af fjernelse af sluse er ikke belyst.	Saliniteten i Ringkøbing Fjord er stadig væsentligt lavere end udenfor, hvilket indikerer, at vandskiftet og ferskvandspåvirkningen er signifikant ændret som følge af slusen. Nuværende slusepraksis sikrer i dag en tilstrækkeligt høj salinitet, hvor sandmuslingen (<i>Mya Arenarie</i>) kan opretholdes med en biomasse, som i høj grad kontrollerer biomassen af fytoplankton. Dermed indgår slusepraksis som en afhjælpende foranstaltning, der forsøger at holde saliniteten så høj, at sandmuslingerne trives og dermed kan græsse på fytoplankton. Det vurderes, at GØT ikke kan nås, medmindre slusen fjernes/holdes åben. Ringkøbing Fjord er allerede udpeget som stærkt modificeret vandområde og kan bibeholdes som stærkt modificeret.
Nissum Fjord, ydre	Sluse	Effekt af fjernelse af sluse er ikke belyst.	Saliniteten i Nissum fjord er væsentligt lavere end udenfor, hvilket indikerer, at vandskiftet og ferskvandspåvirkningen er signifikant ændret. Tilsvarende Ringkøbing Fjord benyttes der i Nissum Fjord en slusepraksis med henblik på at hindre oversvømmelse i fjordoplandet og samtidig holde saliniteten i især yderfjorden så høj som mulig. Det vurderes derfor, at GØT ikke kan nås, medmindre slusen fjernes/holdes åben. Nissum Fjord, ydre, er allerede udpeget som stærkt modificeret vandområde og kan bibeholdes som stærkt modificeret.
Nissum Fjord, mellem	Sluse	Effekt af fjernelse af sluse er ikke belyst.	Se beskrivelse under Nissum Fjord, ydre. Nissum Fjord, mellem, er allerede udpeget som stærkt modificeret vandområder og kan bibeholdes som stærkt modificeret.
Nissum Fjord, Felsted Kog	Sluse	Effekt af fjernelse af sluse er ikke belyst.	Se beskrivelse under Nissum Fjord, ydre. Nissum Fjord, Felsted Kog, er allerede udpeget som stærkt modificeret vandområde og kan bibeholdes som stærkt modificeret.
Randers Fjord, Randers-Møllerup	Sejlrende	Sejlrende udgør 5-8% ¹⁰ af vandområdet og påvirker ikke ålegræsstransekter	Randers Fjord, Randers-Møllerup, er i dag udpeget som stærkt modificeret vandområde, men her vurderer vi, at sejlrenden ikke påvirker miljøtilstanden på vandområde niveau. Derfor foreslås det, at Randers Fjord, Randers-Møllerup, karakteriseres som almindelige kystvand.

¹⁰ Opgjort i (Petersen *et al.*, 2019)

Vandområde	Modifikation	Beskrivelse	Vurdering af, om GØT kan opnås
Københavns Havn	Havn/befæstning/sejlrender	Havneanlæg/befæstning udgør en større andel (>> 5%) af (ifm VP2) vandområde	Københavns Havn foreslås sammenlagt med vandområde 6, hvorved det befæstede areal ikke vurderes at være til hindring for opfyldelse af GØT.

Udover ovenstående vandområder er der i presfaktorprojektet (Petersen *et al.* 2019) identificeret en række vandområder med en fysisk modifikation, som potentielt kan have betydning på vandområdeniveau. De fysiske modifikationer, som kan have en effekt (på vandområdeniveau) udgøres af befæstet areal, sluser/dæmninger samt graveaktivitet (primært sejlrender). Vandområder med fysiske konstruktioner er inkluderet i Bilag A. I Petersen *et al.* 2019 opereres med i) områder uden data, ii) områder uden fysisk modifikation, iii) områder, hvor der er en fysisk modifikation, men hvor data ikke er tilstrækkelige til at kunne danne baggrund for en effektanalyse, og iv) områder med fysisk modifikation og tilstrækkelige data.

I henhold til Petersen *et al.* 2019 er der identificeret 20 vandområder med sluse/dæmning (inkl. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord). Derudover blev der i hovedparten af de danske vandområder identificeret fysiske modifikationer i form af rør/kabler, høfder og hård kystbeskyttelse. I Bilag A er resultaterne af gennemgangen opsummeret for alle vandområder.

I forbindelse med nærværende projekt er alle fysiske modifikationer vurderet kvalitativt i forhold til om de forventes at kunne have en effekt på vandområdeniveau. Denne analyse har ikke identificeret vandområder, hvor høfder/hård kystbeskyttelse, havvindmøller og/eller rør og kabler vurderes at have en effekt på vandområde niveau.

Med hensyn til sluser/dæmninger antages disse konstruktioner kun at have potentiel betydning, såfremt de enten er lukkede i en betydelig del af året eller aktivt benyttes til at opretholde eksempelvis en bestemt salinitet.

I udgangspunktet har vi ikke identificeret vandområder, udover Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord, som aktivt forvaltes med henblik på at sikre en bestemt tilstand i større dele af året. Det er dog identificeret fem vandområder, hvor dæmningen vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter fra kystvand til sø. Disse fem vandområder er vist i Tabel 4-4.

I forhold til rækken af andre vandområder med sluser/dæmninger (se Bilag A), har vi vurderet at der ikke er vandområder, hvor den fysiske modifikation er tilstrækkeligt "kraftig" til at kunne påvirke miljøtilstanden og muligheden for at opnå GØT. Analysen er ikke kvantificeret nærmere, men det skal dog nævnes, at betydningen af slusen i Hjarbæk Fjord blev analyseret i Erichsen & Kristensen (2014), og her blev konklusionen, at den nuværende udformning kun har mindre betydning for hydromorfologien og den modellerede biologi, og dermed vurderes det at GØT kan opnås. I det følgende afsnit vender vi kort tilbage til denne problemstilling med henblik på håndtering af fysisk modificerede vandområder.

I forhold til vandområder med graveaktivitet er der identificeret 3 vandområder (inkl. Randers inderfjord), hvor graveaktiviteten udgør >5% af arealet, men heller ikke her vurderer vi at denne aktivitet forhindrer opnåelse af GØT.

Tabel 4-4 Kystvandområder, der er modificeret i en grad, så det potentielt kan påvirke miljøtilstanden og muligheden for at opnå GØT. Vandområder, som er påvirkede af landindvinding, er ikke medtaget.

Vandområde	Modifikation	Beskrivelse	Vurdering af, om GØT kan opnås
Orestrand	Dæmning	Dæmning vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter (fra kystvand til sø).	GØT (for kystvandstype) kan ikke opnås uden at dæmning/spærring fjernes. Dæmning betyder, at vandområde ændrer karakter fra kystvand til sø.
Gamborg Nor	Dæmning	Dæmning vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter (fra kystvand til sø)	GØT (for kystvandstype) kan ikke opnås uden at dæmning/spærring fjernes. Dæmning betyder, at vandområde ændrer karakter fra kystvand til sø.
Vejlen	Dæmning	Dæmning vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter (fra kystvand til sø)	GØT (for kystvandstype) kan ikke opnås uden at dæmning/spærring fjernes. Dæmning betyder, at vandområde ændrer karakter fra kystvand til sø.
Salme Nor	Dæmning	Dæmning vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter (fra kystvand til sø)	GØT (for kystvandstype) kan ikke opnås uden at dæmning/spærring fjernes. Dæmning betyder, at vandområde ændrer karakter fra kystvand til sø.
Tryggelev Nor	Dæmning	Dæmning vurderes at have så stor effekt på vandområdet, at det skifter karakter (fra kystvand til sø)	GØT (for kystvandstype) kan ikke opnås uden at dæmning/spærring fjernes. Dæmning betyder, at vandområde ændrer karakter fra kystvand til sø.

4.2.4 Søer

Fra projektets begyndelse har MST rejst spørgsmål til karakteriseringen af, om fem af de eksisterende (VP2) kystvande måske burde være karakteriseret som søer fremfor kystvande. De fem kystvande, der er tale om, er: Salme Nor, Tryggelev Nor, Vejlen, Orestrand og Gamborg Nor.

Vi har i dette projekt defineret et kystvand som et vandområde, der har en for økosystemet betydende vandudveksling med et nabo-kystvand. Vi har ikke opsat kvantitative mål for, hvornår en vandudveksling er betydende nok, men i forbindelse med disse fem vandområder har vi vurderet, at vandudvekslingen er lille/ikke eksisterende, og derfor vurderet, at de derfor ikke længere kan karakteriseres som et kystvand. Selve vurderingen er foretaget dels med udgangspunkt i Google Earth og dels efter feltbesøg.

Alene baseret på en gennemgang i Google Earth ser vandudvekslingen med nærliggende (nedstrøms) kystvande tvivlsom ud. Baseret på en opfordring fra AU og DHI har MST

efterfølgende besøgt de fem vandområder med henblik på at lave en kvalitativ analyse af, om det er overvejende sandsynligt, at det er en sø eller et kystvand.

Selve besøgene er rapporteret som fotos, og åbningen mellem de fem vandområder og nedstrøms kystvand indgår som dokumentation for analysen, se Figur 4-2. Baseret på fotos og MSTs beskrivelse vurderes det, at de fem vandområder har en fysisk modifikation, som betyder, at de har ændret karakter fra kystvand til sø. Det anbefales dermed, at de fem vandområder udgår som kystvand og i stedet karakteriseres som søer.

Udover de fem nævnte vandområder var der andre områder (fx Skælskør Nor & Torø Vig/Torø Nor), hvor der fra Google Earth ikke var muligt at identificere en fri passage mellem vandområderne og nedstrøms kystvand. Som for de fem er også disse vandområder besøgt, og her er konklusionen, at der er passage og dermed er de kystvande.





Figur 4-2 Fotos fra åbning mellem de enkelte vandområder og nedstrøms kystvand. (Øverst) er vist åbning mellem Gamborg Nor og Gamborg Fjord, (nr. 2 for oven) er vist åbningen mellem Vejlen og Det sydfynske Øhav (DSØ), (i midten) er vist åbningen mellem Tryggelev Nor og DSØ, (nr. 2 fra neden) er vist åbningen mellem Salme Nor og DSØ, mens (nederst) er vist et oversigtsbilledes af Orestrand (her ses ingen åbning).

4.2.5 Sammenfatning

I VP2 er 6 vandområder udpegede som stærkt modificerede vandområder. Baseret på arbejdet i dette projekt kan de fire af disse vandområder bibeholdes (Ringkøbing Fjord og de tre vandområder i Nissum Fjord), hvorimod vi anbefaler, at Københavns havn inkluderes i nabovandområder og dermed udgår som selvstændigt og stærkt modificeret vandområde, mens Randers Fjord, Randers-Møllerup, ikke anses for at være påvirket i en grad, så det ikke er muligt at opnå GØT. I dette projekt har vi yderligere kort beskrevet 4 områder (Seden Strand, Hjarbæk fjord, Skælskør Fjord og Nor samt Holckenhavn Fjord) med en fysisk modifikation, som muligvis kan påvirke vandområdet, men hvor vi vurderer, at modifikationen ikke er en hindring for at opnå GØT.

Derudover er der en række vandområder med fysiske modifikationer i form af broer, sluser, dæmninger mm. (Petersen *et al.* 2019). I (Petersen *et al.* 2019) er listet godt 40 vandområder (inkl. vandområderne nævnt i Tabel 4-3 og Tabel 4-4) med fysiske modifikationer. I nærværende projekt har vi dog vurderet, at det alene er vandområderne i Tabel 4-3 og Tabel 4-4, som har et potentiale til at kunne karakteriseres som stærkt modificerede vandområder.

Afslutningsvis har vi identificeret fem vandområder (Orestrand, Gamborg Nor, Tryggelev Nor, Vejlen samt Salme Nor) hvor den fysiske modifikation betyder, at vandområderne har skiftet karakter fra kystvand til sø, og at GØT (for kystvandstype) ikke kan opnås, uden at den fysiske modifikation fjernes.

For at kunne karakterisere og udpege vandområder som stærkt modificerede kræves, at der for hvert vandområde foretages vurdering af effekten af den fysiske modifikation på opnåelse af miljømål. I dette projekt vurderer vi, at en fysisk modifikation potentielt kan hindre opnåelse af

GØT i fire VP2 vandområder, og at fem VP2 områder vurderes at have skiftet karakter fra kystvand til sø.

En udpegning som stærkt modificeret forudsætter yderligere tekniske og økonomiske betragtninger med henblik på at afsøge mulige indsatser for at opnå GØT og konsekvenserne heraf. Såfremt det stadig ikke er muligt (baseret på de tekniske og økonomiske betragtninger) at opnå GØT, kan vandområdet udpeges som stærkt modificeret. I fald det udpeges, skal vandområdet opnå godt økologisk potentiale (GØP) i stedet for.

AU og DHI foreslår en tilgang, hvor der tages udgangspunkt i vandområdernes nuværende udformning, når der skal fastsættes typologi, referencetilstand og konkrete miljømålsgrænser samt indsatsbehov. Dermed kan vi i det efterfølgende arbejde håndtere potentielle stærkt modificerede vandområder ud fra de karakteristika, de har i dag. I praksis betyder det, at vandområder, der måtte blive udpeget som stærkt modificerede, bliver typeinddelt og får fastsat miljømål ud fra vandområdernes nuværende fysiske og hydromorfologiske karakteristika.

En sådan tilgang forudsætter for det første, at modifikationen hindrer opnåelse af god økologisk tilstand og for det andet, at restaureringsindsatser vil indebære betydelig negativ indvirkning på de aktiviteter, der er afhængige af modifikationen.

Ved at tage udgangspunkt i vandområdernes nuværende karakteristika (dvs. med den fysiske modifikation) får vandområdet ikke tildelt et miljømål baseret på en upåvirket referencetilstand, men får i stedet tildelt et miljømål, som modsvarer den nuværende udformning inklusive modifikation.

4.3 Resultater af typeinddeling

Baseret på de data, der er beskrevet i afsnit 3.4.3, er der foretaget en række MDS-analyser og efterfølgende cluster-analyser. I første omgang er alle data benyttet, men MDS-analyserne afslørede, at ikke alle faktorer havde en signifikant forklaringsgrad, hvorfor disse data efterfølgende er fravalgt.

Derudover – som det gælder for alle multiple regressionsanalyser – bør man også i MDS-analyser undgå at inkludere variable, som viser kolinearitets (Kilborn *et al.* 2017). Som konsekvens af dette er følgende valg foretaget:

- Overfladesalinitet (model og NOVANA data),
- De to tidevandskomponenter er erstattet af summen af måne- og solkomponenterne,
- Dybdeforholdene er alene udtrykt ved middeldybden i vandplanområderne,
- Udskiftning af vand og koncentrationen af ferskvand er beskrevet ved årsgennemsnit,
- Karakteren af havbunden er beskrevet ved summen af "ler-silt" (Quaternary clay and silt) + "mudder-sandet mudder" (mud and sandy mud) + "mudret sand" (muddy sand), og udgør den samlede andel af de tre finkornede fraktioner af det samlede vandområdeareal (udtrykt i % af det samlede areal).

Dermed er de variable, der indgår i MDS-analysen, reduceret til følgende 9 faktorer:

- Længdegrad (deskriptor "longitude")
- Breddegrad (adresserer deskriptor "latitude")
- Tidevand (adresserer deskriptor "tidal range")
- Overfladesalinitet (adresserer deskriptor "salinity")

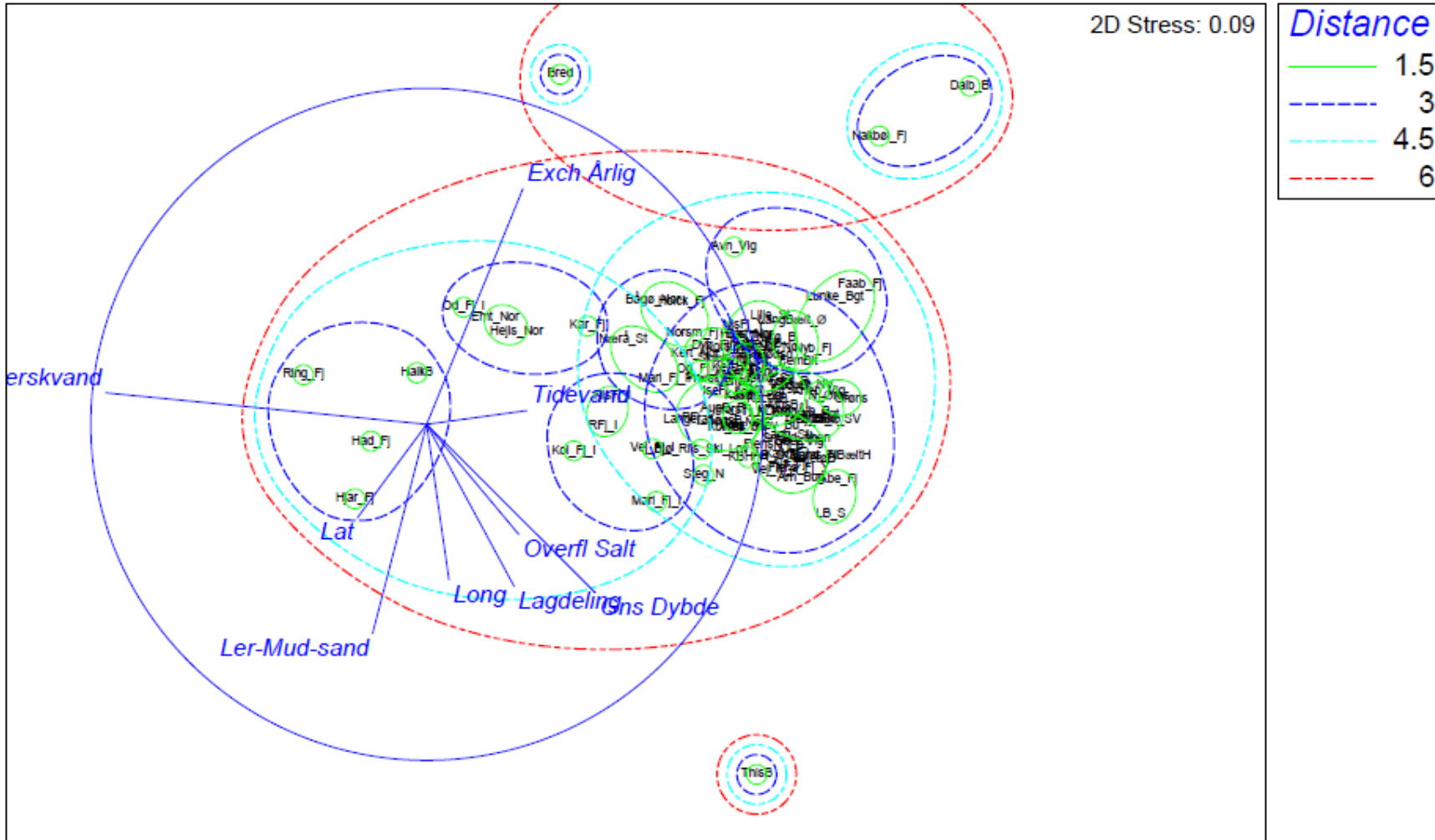
- Gennemsnitlig vanddybde (adresserer deskriptor "depth")
- Vandudveksling (adresserer deskriptorerne "retention time" og "current velocity")
- Ferskvandspåvirkning (adresserer deskriptorerne "retention time" og "current velocity")
- Ler/mudder/sand (adresserer deskriptor "mean substratum composition")
- Lagdeling (adresserer deskriptor "mixing characteristics")

4.3.1 MDS-analysen

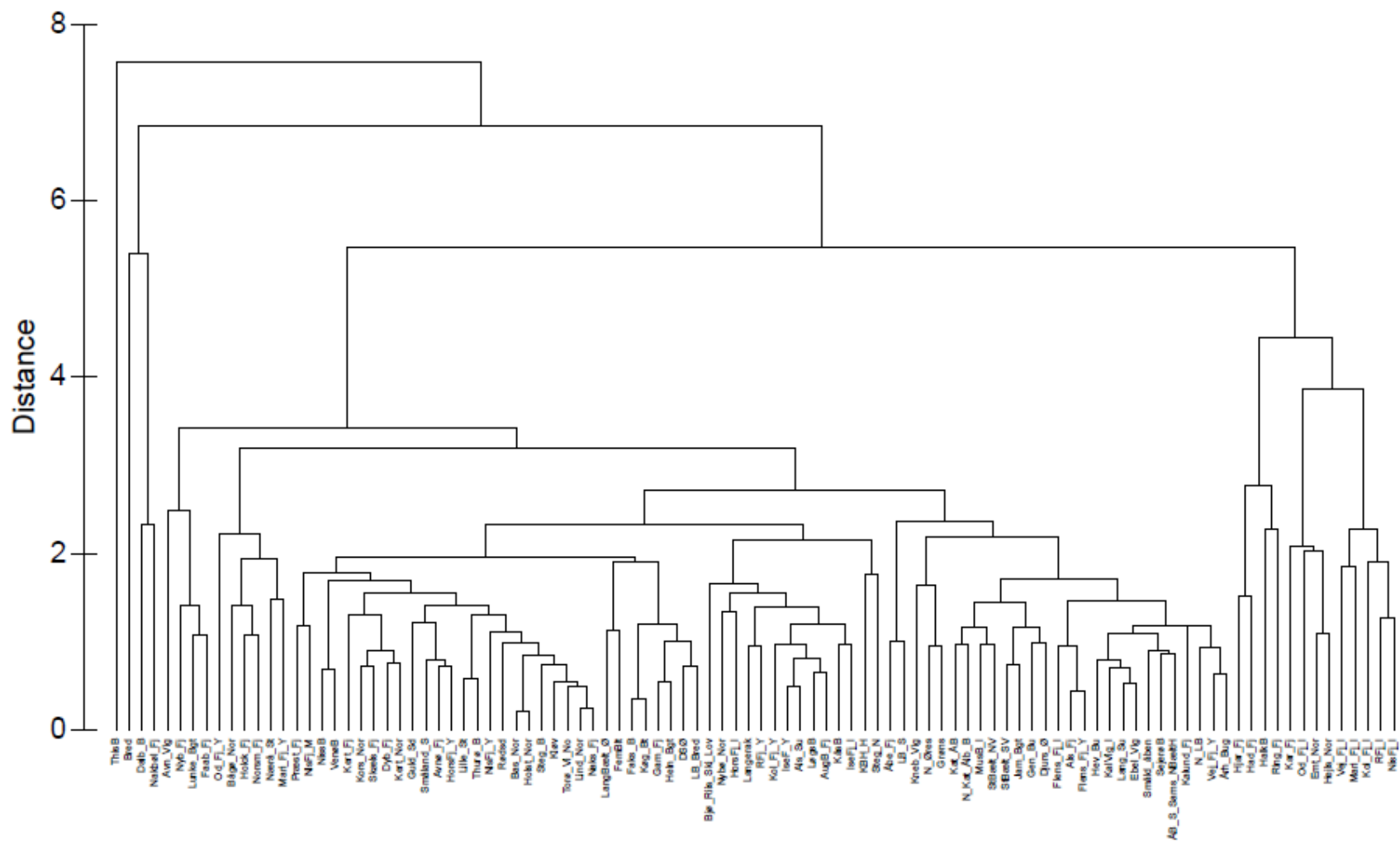
Som beskrevet i afsnit 3 benyttes en MDS-analyse til at beskrive lighederne mellem de enkelte vandområder. Resultaterne af MDS-analysen og den efterfølgende klynge-analyse kan afbildes i en 2-dimensionel projektion (se eksempel på Figur 4-3) og et Dendrogram (se eksempel på Figur 4-4). På de to figurer indgår samlet set 9 datasæt (ferskvandspåvirkning, opholdstid, tidevand, gennemsnitsdybde, overfladesalinitet, lagdeling, længdegrad, andelen af finkornet sediment og breddegrad), og i dette eksempel indgår alle data med en ensartet vægtning på 1.

Som det fremgår af afsnit 3.4.4, benyttes i første omgang en vægtning på 1, og efterfølgende er der foretaget yderligere analyser, hvor enkelte parametre er vægtet enten 1 eller 2. Begrundelsen for at gennemføre forskellige kombinationer af vægtninger er, at ikke alle indikatorer (klorofyl-a, ålegræs dybdegrænse og DKI) er følsomme overfor de samme parametre (ekspertskøn), og at den varierende vægtning giver mulighed for at vurdere metodens følsomhed overfor de enkelte parametre og dermed et skøn over robustheden af den enkelte type.

Som en del af MDS-analysen gennemføres også en klynge-analyse. I klynge-analysen benytter vi de "Euklidiske afstande" til at adskille de forskellige grupperinger fra MDS-analysen, og når vi her arbejder med typologien, er vi nødt til at vælge kriterier for, hvor ens de enkelte typer skal være, for at vi kan gruppere dem som samme type. Her har vi i første omgang valgt at adskille de forskellige overordnede grupper efter en Euklidiske afstande på 1,5, 3,0 og 4,5 (ekspertskøn). I de tilfælde, hvor en eller flere parametre vægtes med en højere værdi end 1, normaliseres Euklidiske afstande, så den er sammenlignelig med en ensartet vægtning på 1.



Figur 4-3 Eksempel på en MDS-analyse. Figuren viser projektionen af data (ferskvandspåvirkning, opholdstid, tidevand, gennemsnitsdybde, overfladesalinitet, lagdeling, længdegrad, andelen af ler/mudder/sand og breddegrad) fra de enkelte kystvande i et 2-dimensionelt plan. En gruppe med en Euklidiske afstand på 1.5 (grøn), 3 (blå), 4.5 (turkis) og 6 (rød) er markeret på figuren. Desto tættere vandområder ligger på hinanden (lille Euklidisk afstand) desto mere ensartede er de baseret på de fysisk-kemiske parametre. De blå linjer beskriver de parametre der er mest betydningsfulde for de vandområder som er placeret i samme retning.



Figur 4-4 Eksempel på en MDS-analyse efterfulgt af en clusteranalyse. Dendrogrammet viser Euklidiske afstand på y-aksen og alle de vandområder, der indgår i analysen på x-aksen. Med Dendrogrammet er det nu muligt at finde de vandområder, som baseret på de forskellige data ligner hinanden mest (har den mindste Euklidiske afstand).

Tabel 4-5 Liste over kaldenavne på Figur 4-3 til Figur 4-7 og tilhørende vandområder navne.

Kaldenavn	Vandområdenavn	Kaldenavn	Vandområdenavn	Kaldenavn	Vandområdenavn
RFj_Y	Roskilde Fjord, ydre	Heln_Bgt	Helnæs Bugt	Anholt	Anholt
RFj_I	Roskilde Fjord, indre	Lunke_Bgt	Lunkebugten	Djurs_Ø	Djursland Øst
N_Øres	Nordlige Øresund	Lang_Su	Langelandssund	Ebel_Vig	Ebeltoft Vig
Kors_Nor	Korsør Nor	Od_Fj_Y	Odense Fjord, ydre	Kneb_Vig	Knebel Vig
Bas_Nor	Basnæs Nor	Od_Fj_I	Odense Fjord, Seden Strand	KalVig_I	Kalø Vig, indre
Holst_Nor	Holsteinborg Nor	StBælt_SV	Storebælt, SV	Norsm_Fj	Norsminde Fjord
IseF_Y	Isefjord, ydre	StBælt_NV	Storebælt, NV	Årh_Bug	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig
Skæls_Fj	Skælskør Fjord og Nor	Gen_Bu	Genner Bugt	Kat_Læs	Kattegat, Læsø
MusB_I	Musholm Bugt, indre	Åbe_Fj	Åbenrå Fjord	Bjø_Riis_Ski_Lov	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning
SejerøB	Sejrøbugt	Als_Fj	Als Fjord	Hjar_Fj	Hjarbæk Fjord
Kalund_Fj	Kalundborg Fjord	Als_Su	Als Sund	Mari_Fj_I	Mariager Fjord, indre
Småland_S	Smålandsfarvandet, syd	AugB_Fj	Augustenborg Fjord	Mari_Fj_Y	Mariager Fjord, ydre
Kar_Fj	Karrebæk Fjord	Had_Fj	Haderslev Fjord	IseFj_I	Isefjord, indre
Dyb_Fj	Dybø Fjord	Juvr_Dyb	Juvre Dyb, tidevandsområde	Kat_NordSj	Kattegat, Nordsjælland
Avnø_Fj	Avnø Fjord	Avn_Vig	Avnø Vig	Køg_Bt	Køge Bugt
Guld_Sd	Guldborgsund	Hejls_Nor	Hejlsminde Nor	Jam_Bgt	Jammerland Bugt
LangBælt_Ø	Langlandsbælt, øst	Nybø_Nor	Nybøl Nor	Kat>20	Kattegat, Nordsjælland >20m
Grøns	Grønsund	List_Dyb	Lister Dyb	Småld_åben	Smålandsfarvandet, åbne del
Faks_B	Fakse Bugt	Flens_Fj_I	Flensborg Fjord, indre	Naks_Fj	Nakskov Fjord
Præst_Fj	Præstø Fjord	Flens_Fj_Y	Flensborg Fjord, ydre	FemBlt	Femberbælt
Steg_B	Stege Bugt	VestH_S	Vesterhavet, syd	Rødsd	Rødsand
Steg_N	Stege Nor	Knud_Dy	Knudedyb, tidevandsområde	Faab_Fj	Faaborg Fjord
Øst_Born	Østersøen, Bornholm	Grådy	Grådyb, tidevandsområde	Torø_Vi_No	Torø Vig og Torø Nor
Nærrå_St	Nærrå Strand	Vej_Fj_Y	Vejle Fjord, ydre	DSØ	Det sydfynske Øhav, åbne del
Dalb_B	Dalby bugt	Vej_Fj_I	Vejle Fjord, indre	LB_S	Lillebælt, syd
Lille_St	Lillestrand	Kol_Fj_I	Kolding Fjord, indre	LB_Bred	Lillebælt, Bredningen
Nakbøl_Fj	Nakkebølle Fjord	Kol_Fj_Y	Kolding Fjord, ydre	ÅB_S_Sams_NBæltH	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav
Thurø_B	Thurø Bund	HorsFj_Y	Horsens Fjord, ydre	Skag	Skagerrak
Lind_Nor	Lindelse Nor	HorsFj_I	Horsens Fjord, indre	Kat_ÅB	Kattegat, Aalborg Bugt
Kløv	Kløven	NisFj_Y	Nissum Fjord, ydre	N_LB	Nordlige Lillebælt
Bred	Bredningen	NisFj_M	Nissum Fjord, mellem	N_Kat_Ålb_B	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt
Emt_Nor	Emtekær Nor	NisFj_I	Nissum Fjord, Felsted Kog	NissB	Nissum Bredning
Gam_Fj	Gamborg Fjord	Ring_Fj	Ringkøbing Fjord	VenøB	Venø Bugt
Bågø_Nor	Bågø Nor	VestH_N	Vesterhavet, nord	KåsB	Kås Bredning
Holck_Fj	Holckenhavn Fjord	Rand_Gr_Fj	Randers Fjord, Grund Fjord	ThisB	Thisted Bredning
Kert_Fj	Kerteminde Fjord	Rand_Fj_Mel	Randers Fjord, Randers-Møllerup	LøgsB	Løgstør Bredning
Kert_Nor	Kertinge Nor	Rand_Fj_Y	Randers Fjord, ydre	Langerak	Nibe Bredning og Langerak
Nyb_Fj	Nyborg Fjord	Hev_Bu	Hevring Bugt	HalkB	Halkær Bredning

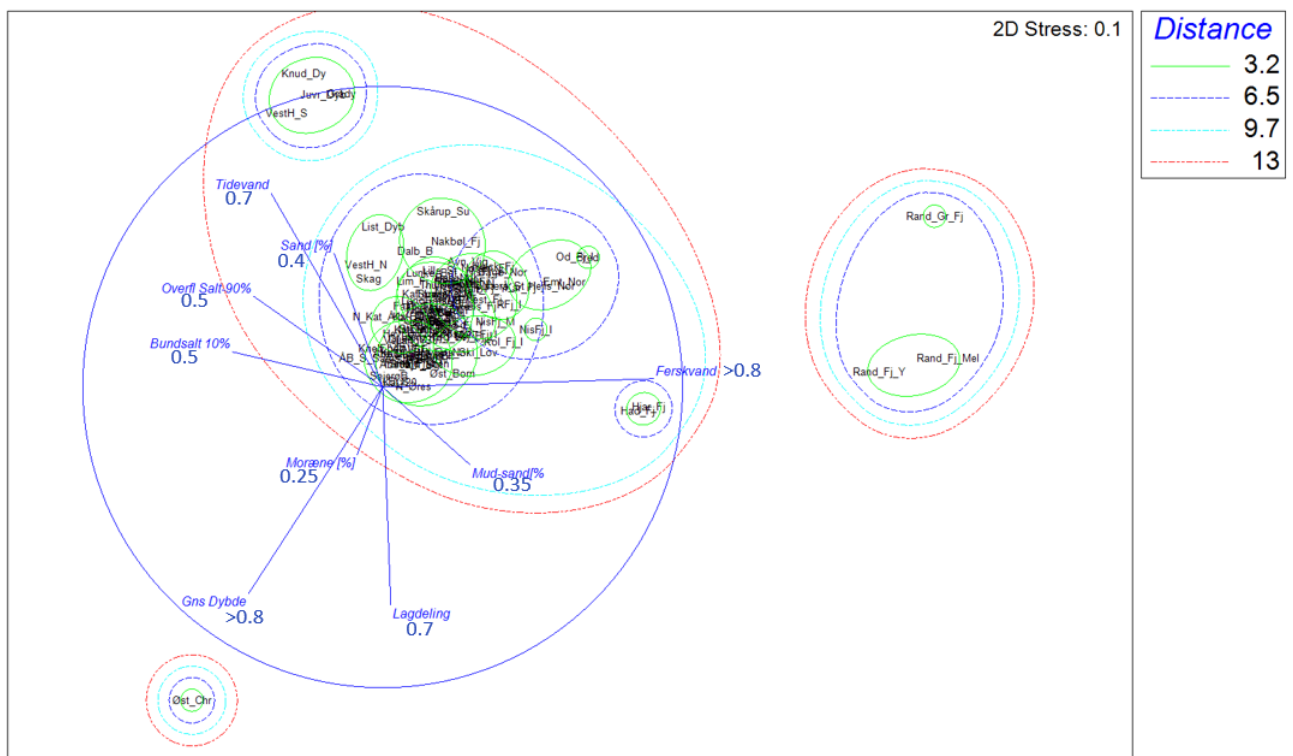
4.3.2 Indledende MDS-analyse

Selve MDS-analysen blev inddelt i en indledende og en endelige analyse. Den indledende analyse blev benyttet til at identificere de mest betydende parametre for typeinddelingen, og denne analyse resulterede i de ovenstående 9 parametre. Derudover viste analysen også, at en række vandområder skilte sig væsentligt ud fra hovedparten af vandområder (Figur 4-5). Disse 11 vandområder er:

- De tidevandsdominerede vandområder i Vadehavet (Grådyb, Juvre Dyb, Knude Dyb, Lister Dyb og Vesterhavet, syd) – domineret af tidevandsparameteren.
- Nordsø vandområderne (Vesterhavet, nord og Skagerrak) – delvist domineret af tidevandsparameteren
- Vandområderne i Randers Fjord (Randers Fjord, Randers-Møllerup, Randers Fjord, Grund Fjord og Randers Fjord, ydre) – domineret af ferskvandspåvirkning.
- Vandområdet Christiansø – domineret af middeldybde-parameteren.

I den indledende analyse er der afviklet en række scenarier med varierende vægtning (vægtning på 1 eller 2), men i det overordnede resultat skilte disse 11 vandområder sig ud i alle scenarier.

Som det fremgår af Figur 4-5, skiller de 11 vandområder sig ud, mens de resterende vandområder er grupperet relativt ens. Derfor har vi i den endelige analyse fortsat med alle andre vandområder end netop disse 11 for at undgå, at similariteten mellem vandområderne "drukner" i signalet fra disse tre grupper: Tidevandsdominerede, meget ferskvandsdominerede, og dybdedominerede vandområder.



Figur 4-5 Eksempel fra den indledende MDS-analyse. Med sort skrift er vist de enkelte vandområders placering omgivet af en Euklidiske afstand på henholdsvis 3,2, 6,5, 9,7 og 13. Med blå er vist de enkelte parametres betydning, og i hvilken retning de trækker resultatet. Eksempelvis er Knude Dyb, Juvre Dyb og Vesterhavet syd, placeret i øverste venstre hjørne og dermed i den retning, som tidevands parameteren trækker.

Foruden de ovenfor nævnte 11 vandområder har det været nødvendigt at ekskludere en række andre vandområder fra analysen:

- Anholt
- Læsø
- Kattegat, Nordsjælland
- Kattegat, >20m

Disse fire vandområder falder af forskellige årsager (middeldybde, vandudveksling, etc.) i forskellige typer, men det vurderes at de tilhører en fælles Kattegat-type, med grundlæggende samme karakteristika. Eksempelvis blev Anholt ofte grupperet med Det Sydfynske Øhav og Fakse Bugt, og kun i få scenarier grupperet sammen med andre Kattegat vandområder og eksempelvis aldrig grupperet sammen med Læsø. Da Anholt og Læsø er øer midt i Kattegat med kun lille opland, vurderes det, at disse vandområder skal tilhøre en fælles Kattegat-type, hvorfor disse vandområder er taget ud i de efterfølgende analyser og placeres i Kattegat. Denne placering udgår fra en ekspertvurdering.

4.3.3 MDS- og klyngeanalyser

Efter den indledende MDS-analyse er der kørt seks scenarier med forskellige vægtninger af de 9 parametre nævnt i indledningen til afsnit 4. Vægtningen af de enkelte parametre er gengivet i Tabel 4-6.

Tabel 4-6 Vægtning af de enkelte parametre i de seks scenarier, som er afviklet som en del af den endelige MDS-analyse.

Parameter	Scenarie					
	A	B	C	D	E	F
Længdegrad	1	1	1	1	1	1
Breddegrad	1	1	1	1	1	1
Tidevand	1	2	1	2	1	2
Overfladesalt	1	2	2	1	2	1
Gennemsnitlig vanddybde	1	1	2	1	1	2
Vandudveksling	1	2	1	2	1	2
Ferskvandspåvirkning	1	2	2	2	1	2
Ler/mudder/sand	1	1	1	1	2	1
Lagdeling	1	1	1	1	1	1

Som det fremgår af Tabel 4-6, indgår både de obligatoriske parametre og en række parametre, som vi anser for at være betydende for de individuelle økosystemer i de enkelte vandområder, og dermed betydende for de interkalibrerede indikatorer: Sommer-klorofyl-a, ålegræs dybdegrænse og fauna.

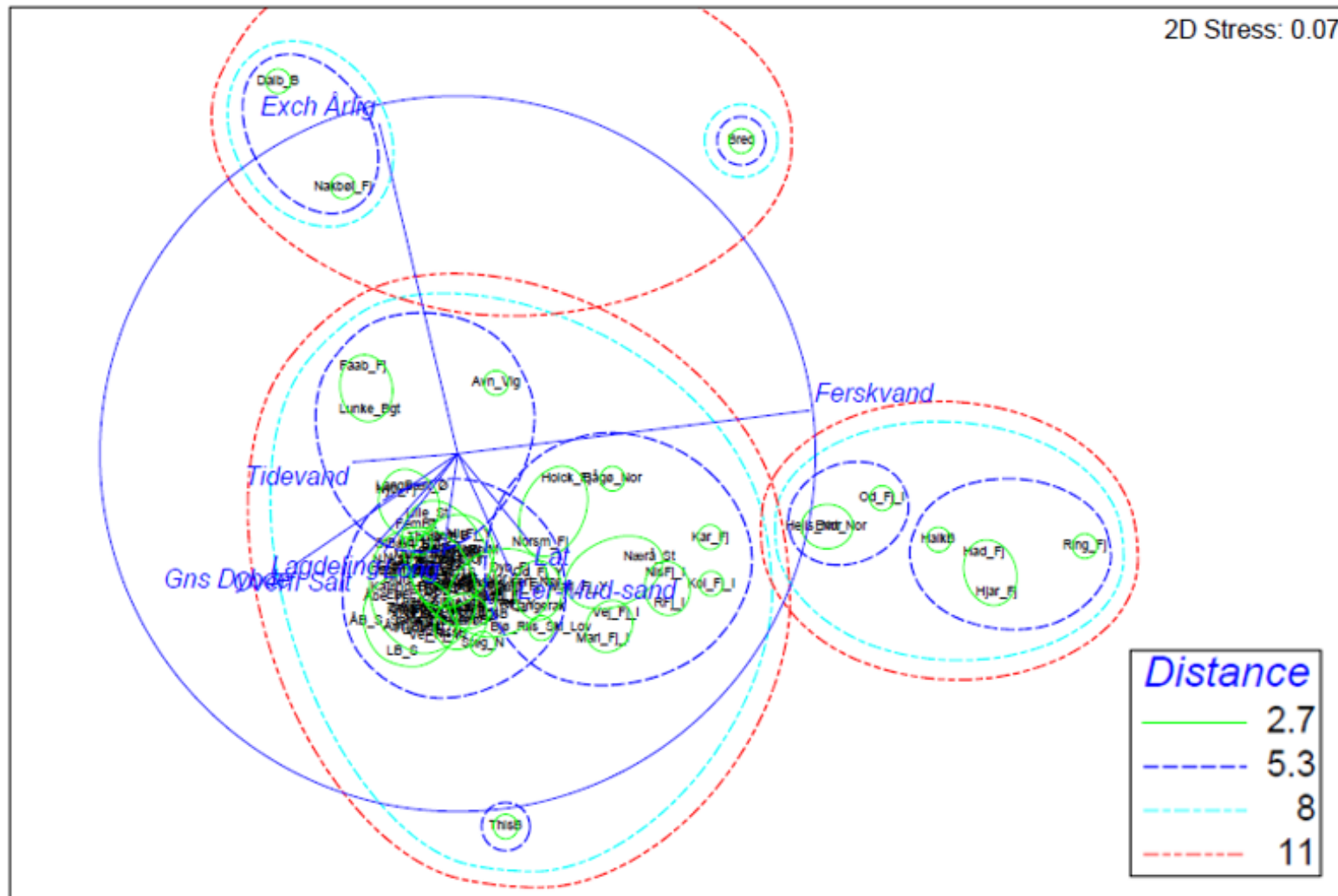
Gennem de forskellige scenarier (resultater ikke inkluderet i denne rapport) i Tabel 4-6 viste det sig, at hovedparten af de enkelte typer indeholdt de samme vandområder, mens enkelte vandområder "hoppede" rundt mellem typer. Det betyder, at grupperingen af hovedparten af de enkelte vandområder er robust, mens enkelte vandområder måske kunne passe ligeså godt sammen med andre vandområder.

Baseret på en nærmere analyse af resultaterne af de seks scenarier har vi udvalgt scenario B som det endelige scenarie. Scenario B er valgt, da både vandudveksling og ferskvandspåvirkning er vægtet højt, og begge disse parametre vurderes at have stor betydning for det enkelte vandområdes følsomhed overfor næringsstoffer, mens tidevandsparameteren og overfladesalinitet hjælper med at adskille vandområder i Nordsøen, de mere åbne vandområder i Kattegat mm. og fjordområder.

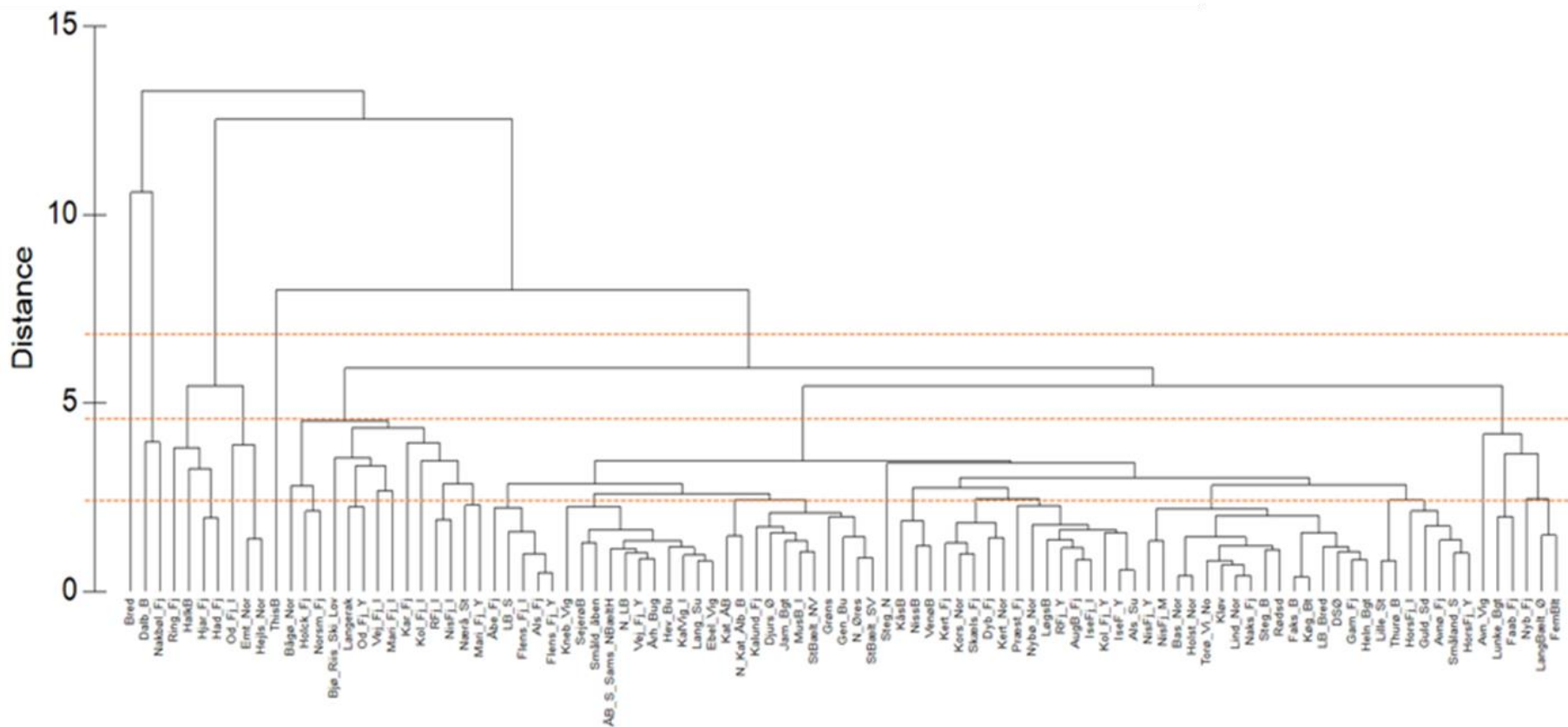
Resultatet af scenario B som MDS-analyse er vist i Figur 4-6, mens resultatet af den tilhørende cluster-analyse er vist i Figur 4-7. Som det fremgår af Figur 4-6, er det især vandudveksling og ferskvandspåvirkning, der er vigtige for grupperingen (beskrevet ved længden af de blå streger på figuren), mens tidevand og overfladesalinitet har mindre betydning. De fire parametre "trækker" derudover i hver sin retning, hvilket er med til at tydeliggøre de enkelte typer. De røde, grønne og blå streger illustrerer fire forskellige Euklidiske afstand.

Dendrogrammet på Figur 4-7 er en yderligere illustration af de enkelte typer baseret på Euklidiske afstande og på figuren er inkluderet de fastlagte forskelle, som vi arbejder med i denne rapport.

Som beskrevet i afsnit 3.3, har vi valgt at inddele de forskellige vandområder i en typologi afhængig af deres indbyrdes Euklidiske afstand, og vi har valgt en normaliseret "distance" på henholdsvis 1,5, 3,0 og 4,5. På grund af vægtningen omsættes disse værdier til henholdsvis 2,3, 4,6 og 6,9, og disse afstande er inkluderet i Figur 4-7. Til den endelige typeinddeling benyttes både et visuelt skøn (de enkelte grupperinger i Dendrogrammet) og sammen med de fastsatte Euklidiske afstande som benyttes til at adskille typer. Det er altså ikke alene de Euklidiske afstandsgrænser, der er afgørende for typeinddelingen, men grænserne sammen med de grupper, som er synlige på Dendrogrammet.



Figur 4-6 Resultatet af MDS-analysen for scenario B (se Tabel 4-6). Figuren viser projektionen af data (ferskvandspåvirkning, opholdstid, tidevand, gennemsnitsdybde, overfladesalinitet, lagdeling, længdegrad, andelen af ler/mudder/sand og breddegrad) fra de enkelte kystvande i et 2-dimensionelt plan. En gruppe med Euklidiske afstand på 2,7 (grøn), 5,3 (blå), 8 (turkis) og 11 (rød) er markeret på figuren. De blå aftegninger viser signifikansniveauet af de forskellige forklarende parametre, og i hvilken retning vandområderne "trækkes" pga. parameteren.



Figur 4-7 Resultatet af cluster-analysen for scenario B (se Tabel 4-6). Dendrogrammet viser Euklidiske afstand på y-aksen og alle de vandområder, der indgår i analysen på x-aksen. De orange linjer angiver en Euklidiske afstand på hhv. 2,3, 4,6 og 6,9, som er brugt til inddeling af typer (se afsnit 4.3.4).

4.3.4 Typeinddeling

I forrige afsnit blev den endelige MDS-analyse beskrevet, og resultaterne er vist på henholdsvis Figur 4-6 og Figur 4-7. Baseret på resultaterne af scenario B er de individuelle vandområder i første omgang inddelt efter deres Euklidiske afstand ("Euclidean distance") og dernæst typologiseret. Samtidigt er de enkelte typer beskrevet med et sæt af bogstaver og tal, som tilsammen beskriver de overordnede bestemmende parametre.

Som sagt er de enkelte typer fundet på baggrund af deres Euklidiske afstande (ED), således at E1 har $ED < 2,3$, E2 $< 4,6$ og E3 $< 6,9$. Vi har tilstræbt en typeinddeling baseret på en max. distance på 2,3 (svarende til E1), men har i enkelte tilfælde fundet det hensigtsmæssigt med en større afstand idet Dendrogrammet (se Figur 4-7) har indikeret en mere hensigtsmæssige gruppering. Et eksempel på dette er Nyborg Fjord: Baseret på Euklidiske afstand er Nyborg Fjord lige netop adskilt fra Langelandsbælt Øst og Femern Bælt, men Dendrogrammet på Figur 4-7 indikerer at de tre stort set er af samme type, hvorfor vi har placeret dem sammen i T.6 (se Tabel 4-9). Endvidere er nogle typer yderligere underopdelt, idet vandområderne med MDS-analysen godt nok er placeret i samme type (Euklidiske afstand er under 2,3), men hvor vi vurderer, at der er mere meningsfyldt at underopdele. Dette kunne eksempelvis være vandområderne Nordlige Øresund, Grønsund, Genner Bugt, Storebælt NV, Storebælt SV, Musholm Bugt, Jammerland Bugt, Djursland Øst, Kalundborg Fjord, som i MDS-analysen er placeret sammen med Kattegat, Ålborg Bugt og Kattegat, Ålbæk Bugt. Her vurderer vi dog at der er større forskel mellem de to nordlige vandområder i Kattegat og rækken af Bælthavsvandområder, hvorfor de er placeret i T.21 henholdsvis T.20.

I Tabel 4-9 er vist den endelige typeinddeling, mens de enkelte vandområder er grupperet i henhold til de tre niveauer af Euklidiske afstande er vist i Bilag B.

Som det fremgår af Tabellen i Bilag B indgår der derudover en vurdering af sikkerheden af det enkelte vandområdes placering i den viste type.

Sikkerheden er vurderet ud fra de seks forskellige scenarier (se Tabel 4-6). For de vandområder, som i mindst fem ud af seks scenarier placeres i den samme type (det vil sige sammen med de andre vandområder i samme type), vurderes placeringen som sikker. Tilsvarende vurderes sikkerheden som "delvist sikker", hvis fire ud af seks scenarier har vandområdet i samme type, og så videre. Sikkerhedsvurderingen er opsummeret i Tabel 4-7.

Tabel 4-7 Sikkerheden ved bestemmelse af det enkelte vandområdes placering. Hvis eksempelvis mindst 5 ud af 6 scenarier viste, at det enkelte vandområde skulle placeres i en specifik gruppe af vandområder, vurderes placeringen at være sikker. Resultaterne af denne analyse er inkluderet i Bilag B.

Sikkerhed	Vurderet ud fra
Sikker	Mindst 5 ud af 6 scenarier
Delvist sikker	4 ud af 6 scenarier
Nogen variation	3 ud af 6 scenarier
Variierende	2 ud af 6 scenarier eller mindre

Selve navngivningen af de enkelte typer er beskrevet ud fra en kombination af kystvandstypen og de parametre, som betyder, at de skiller sig ud i forhold til andre typer. Vurderingen af, om et vandområde skiller sig ud, er vurderet ud fra de baggrundsdata, som ligger til grund for MDS-analysen. Her har vi benyttet 75-percentilen for alle parametre (på nær for tidevand, hvor vi benytter 90-percentilen). For de vandområder, hvor den enkelte parameter er større end 75-percentilen, vurderes den som betydende, og forkortelsen af den parameter indgår herefter i type-navnet.

Eksempelvis betyder "NoSaT" (Nordsø-Salinitet-Tidevand) at kystvandstypen er 'Nordsø' og at vandområdet er karakteriseret som værende saltvands- og tidevandsdomineret. Navngivningen er altså udført så det er de parametre, som ligger udover normalen (bestemt som 75-henholdsvis 90-percentilen) svarende til særlige kendetegn sammenlignet med alle danske marine vandområder. I de tilfælde, hvor en type har den samme kombination af bogstaver som en anden type, inkluderes et nummer. De enkelte "koder" er inkluderet i Tabel 4-8.

Som det fremgår af Tabel 4-9 er der typer, hvor ingen parametre skiller sig ud (dvs. hvor ingen parametre er større end 75-percentilen (og 90-percentilen for tidevand). De grupper får ikke en specifik parameter tilknyttet og beskrives eksempelvis alene som en fjordtype. Det betyder ikke at de grupper kan betragtes som ens. MDS-analysen har placeret dem i samme type, men data er ikke så markante at de kommer til at indgå i navngivningen. I fodnoter har vi dog forsøgt at inkludere en kommentar omkring specifikke kendetegn i forhold til disse fjorde.

Tabel 4-8 De enkelte parametre og kystvandstyper, som indgår i navngivningen af vandområdetyper, og de tilhørende "koder".

Faktorer	"Kode"	Kystvandstype	"Kode"
Vandudveksling	Vu	Fjord	Fj
Ferskvandspåvirkning	F	Vesterhavsfjord	Vf
Gennemsnitlig vanddybde	D	Kattegat	K
Lagdeling	L	Nordsø	No
Sediments karakter	Se	Bælthav	B
Overflade salt	Sa	Østersø	Ø
Tidevand	T	Limfjord	Lim

Tabel 4-9 Inddeling af vandområder i typer. Tabellen viser både den endelige typeinddeling (inkl. navngivning) foruden inddeling i kystvandstype og de bestemmende type-parametre. Derudover er inkluderet min og max værdier for de enkelte parametre for hver type.

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Grådyb Juvre Dyb Knudedyb Vesterhavet, syd Lister Dyb	121 107 120 119 111	T.1 T.1 T.1 T.1 T.1	NoSaT	Nordsø (No)	Overflade salinitet (Sa) Tidevand (T)	0,03-0,07	0,02-0,13	1-7	0-0,1	4-56	27-31	0,6-1,2
Skagerrak Vesterhavet, nord	221 133	T.2 T.2	NoDSaT	Nordsø (No)	Gennemsnitsdybde (D) Overflade salinitet (Sa) Tidevand (T)	0,12-0,13	0,01-0,02	9-10	0,1-0,2	1-7	32-33	0,2-0,5
Randers Fjord, ydre	137	T.3	FjVuFLSe	Fjord (Fj)	Vandudveksling (VU) Ferskvandspåvirkning (F) Lagdeling (L) Sediment (Se)	0,62	0,87	1	1	76	21	0,1

¹¹ Sedimentets karakter er udtrykt som andelen (i %) af de finkornede fraktioner 'ler-silt' + 'mudder-sandet mudder' + 'mudret sand' af det enkelte vandområdes sedimentareal

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Randers Fjord, Randers-Møllerup	136	T.4	FjFLSe1	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F)	0,05-0,11	1-1	0,2-0,5	0-1	100-100	1-12	0,1-0,1
Randers Fjord, Grund Fjord	135	T.4			Lagdeling (L)							
					Sediment (Se)							
Christians Ø ¹² Østersø, Bornholm	57 56	T.5 T.5	ØD1	Østersø (Ø)	Gennemsnitsdybde (D)	0,16	0,01	19	0,3	3	8	0,1
Langelandsbælt Øst	41	T.6	BVu	Bælthav (B)	Vandudveksling (Vu)	0,28-0,4	0,01-0,01	5-6	0,2-0,5	0-27	12-18	0,1-0,2
Femern Bælt	208	T.6										
Nyborg Fjord	86	T.6										
Fåborg Fjord Lunkebugten	212 89	T.7 T.7	FjVu1	Fjord (Fj)	Vandudveksling (Vu)	0,56-0,64	0,01-0,01	4-6	0,3-0,5	27-30	17-18	0,1-0,2
Avnø Vig	108	T.8	FjVu2	Fjord (Fj)	Vandudveksling (Vu)	0,54	0,11	2	0	0	17	0,1
Smålandsfarvandet, syd	34	T.9	B1	Bælthav (B)	(-) ¹³	0,05-0,15	0,01-0,03	3-5	0,2-0,5	5-21	13-21	0,2-0,3
Avnø Fjord	37	T.9										
Guldborgsund	38	T.9										
Horsens Fjord, ydre	127	T.9										

¹² Baseret på Bornholm data

¹³ T.9 har ingen udprægede kendetegn, og alle type-parametre ligger mellem 25- og 75-percentilen, svarende til at vandområderne kan betragtes som gennemsnitlige.

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Horsens Fjord, indre	128	T.10	Fj1	Fjord (Fj)	(-) ¹⁴	0,04	0,05	4	0,4	40	22	0,3
Lillestrand Thurøbund	62 65	T.11 T.11	FjVu4	Fjord (Fj)	Vandudveksling (Vu)	0,22- 0,26	0,01- 0,01	1-4	0-0,1	0-0	17-19	0,2-0,2
Køge Bugt Fakse Bugt Hjelm Bugt	201 46 44	T.12 T.12 T.12	ØD2	Østersø (Ø)	Gennemsnitsdybde (D)	0,1-0,1	0,01- 0,01	10-11	0,3-0,5	8-9	10-11	0,1-0,1
Lillebælt Bredningen Det sydfynske Øhav Gamborg Fjord Helnæs Bugt	217 214 80 87	T.13 T.13 T.13 T.13	BD	Bælthav (B)	Gennemsnitsdybde (D)	0,08- 0,11	0,01- 0,02	5-11	0,4-0,5	23-35	17-20	0,1-0,1
Stege Bugt Rødsand Nakskov Fjord	48 209 207	T.14 T.14 T.14	B2	Bælthav (B)	(-) ¹⁵	0,11- 0,17	0,01- 0,01	2-4	0,1-0,4	0-11	10-14	0,1-0,1
Nissum Fjord, ydre Nissum Fjord, mellem	129 130	T.15 T.15	Vf1	Vesterhavsfjord (Vf)	(-) ¹⁶	0,06- 0,07	0,01- 0,01	1-2	0-0,2	0-30	7-11	0,1-0,1

¹⁴ T.10 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) vandudvekslingen (Vu)

¹⁵ T.14 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) ferskvandspåvirkning (F)

¹⁶ T.15 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) ferskvandspåvirkning (F) og overfladesalinitet (Sa)

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Basnæs Nor	17	T.16	Fj2	Fjord (Fj)	(-) ¹⁷	0,12-0,16	0,01-0,02	1-4	0-0,2	0-13	14-18	0,1-0,2
Holstein Nor	18	T.16										
Torø Vig og Nor	213	T.16										
Kløven	72	T.16										
Lindelse Nor	68	T.16										
Als Sund	104	T.17	FjLSa	Fjord (Fj)	Lagdeling (L) Overflade salinitet (Sa)	0,01-0,11	0,04-0,1	3-7	0,1-0,7	23-60	10-27	0,1-0,2
Augustenborg Fjord	105	T.17										
Nybøl Nor	110	T.17										
Isefjord, ydre	24	T.17										
Isefjord, indre	165	T.17										
Kolding Fjord, ydre	125	T.17										
Præstø Fjord	47	T.17										
Roskilde Fjord, ydre	1	T.17										
Løgstør bredning	234	T.17										
Kerteminde Fjord	84	T.18	Fj3	Fjord (Fj)	(-) ¹⁸	0,01-0,07	0,04-0,11	1-2	0-0,5	0-2	13-19	0,2-0,2
Kertinge Nor	85	T.18										
Korsør Nor	16	T.18										
Skælskør Fjord	25	T.18										
Dybsø Fjord	36	T.18										

¹⁷ T.16 har ingen udprægede kendetegn, og alle type-parametre ligger mellem 25- og 75-percentilen, svarende til at vandområderne kan betragtes som gennemsnitlige.

¹⁸ T.18 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) andel af de finkornede sedimentfraktioner

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdelling [-]	Sedimentets karakter ¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]																																																				
Kås Bredning og Venø Bugt	233	T.19	FjSa1	Fjord (Fj)	Overflade salinitet (Sa)	0,02-0,06	0,01-0,03	5-5	0-0,2	10-30	29-31	0,1-0,2																																																				
Nissum Bredning	232	T.19											Nordlige Øresund	6	T.20	BVuDLSe	Bælthav (B)	Vandudveksling (Vu) Gennemsnitsdybde (D) Lagdelling (L) Sediment (Se)	0,17-0,27	0,01-0,01	6-15	0,4-1,1	10-65	10-20	0,1-0,2	Grønnesund	45	T.20	Genner Bugt	101	T.20	Storebælt SV	95	T.20	Storebælt NV	96	T.20	Jammerland og Musholm Bugt	204	T.20	Djursland Øst	140	T.20	Kalundborg Fjord	29	T.20	Kattegat, Ålborg B.	222	T.21	KVuDLSa	Kattegat (K)	Vanudveksling (Vu) Gennemsnitsdybde (D) Lagdelling (L) Overflade salinitet (Sa)	0,14-0,32	0,01-0,05	4-22	0-0,7	1-34	16-31	0,1-0,2	Kattegat Ålbæk B.	225	T.21	Anholt	139
Nordlige Øresund	6	T.20	BVuDLSe	Bælthav (B)	Vandudveksling (Vu) Gennemsnitsdybde (D) Lagdelling (L) Sediment (Se)	0,17-0,27	0,01-0,01	6-15	0,4-1,1	10-65	10-20	0,1-0,2																																																				
Grønnesund	45	T.20																																																														
Genner Bugt	101	T.20																																																														
Storebælt SV	95	T.20																																																														
Storebælt NV	96	T.20																																																														
Jammerland og Musholm Bugt	204	T.20																																																														
Djursland Øst	140	T.20																																																														
Kalundborg Fjord	29	T.20																																																														
Kattegat, Ålborg B.	222	T.21	KVuDLSa	Kattegat (K)	Vanudveksling (Vu) Gennemsnitsdybde (D) Lagdelling (L) Overflade salinitet (Sa)	0,14-0,32	0,01-0,05	4-22	0-0,7	1-34	16-31	0,1-0,2																																																				
Kattegat Ålbæk B.	225	T.21																																																														
Anholt	139	T.21																																																														
Læsø	154	T.21																																																														
Kattegat, Nord. Sj.	200	T.21																																																														
Kattegat, Nord.Sj. >20m	205	T.21																																																														

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Århus Bugt	147	T.22	BDLSeSa	Bælthav (B)	Gennemsnitsdybde (D) Lagdeling (L) Sediment (Se) Overflade salinitet (Sa)	0,05-0,16	0,01-0,03	7-14	0,5-1	0-68	14-26	0,2-0,3
Ebeltoft Vig	141	T.22										
Århus Bugt, Samsø etc.	219	T.22										
Kalø Vig	145	T.22										
Nordlige Lillebælt	224	T.22										
Sejerø Bugt	28	T.22										
Vejle Fjord, ydre	122	T.22										
Langelandssund	90	T.22										
Hevring Bugt	138	T.22										
Smålandsfarvandet, åbne del	206	T.22										
Knebel Vig	144	T.22										
Flensborg F., indre	113	T.23	BVuDL	Bælthav (B)	Vandudveksling (Vu) Gennemsnitsdybde (D) Lagdeling (L)	0,02-0,18	0,01-0,01	11-22	0,5-0,6	46-59	18-19	0,1-0,2
Flensborg F., ydre	114	T.23										
Als Fjord	103	T.23										
Lillebælt Syd	216	T.23										
Åbenrå Fjord	102	T.23										
Stege Nor	49	T.24	FjSe	Fjord (Fj)	Sediment (se)	0,04	0,03	2	0	85	11	0,1

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Mariager Fjord, ydre Nærråstrand	160 59	T.25 T.25	Fj4	Fjord (Fj)	(-) ¹⁹	0,03- 0,07	0,15- 0,22	1-2	0-0	0-31	18-19	0,1-0,1
Nissum Fjord, indre	131	T.26	Vf2	Vesterhavsfjord (Vf)	(-) ²⁰	0,06	0,22	1	0,2	50	2	0,1
Roskilde Fjord, indre	2	T.27	FjFSe1	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F) Sediment (Se)	0,01	0,23	4	0,1	70	14	0,1
Kolding Fjord, indre Vejle Fjord, indre	124 123	T.28 T.28	FjFSe2	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F) Sediment (Se)	0,05- 0,11	0,19- 0,27	3-6	0,5-0,5	70-86	20-22	0,1-0,3
Karrebæk Fjord	35	T.29	FjF1	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F)	0,09	0,27	2	0	0	11	0,2
Mariager Fjord, indre	159	T.30	FjDSe	Fjord (Fj)	Gennemsnitsdybde (D) Sediment (Se)	0,01	0,17	10	0,3	100	16	0,1
Odense Fjord, ydre Nibe Bredning og Langerak	92 235	T.31 T.31	FjSa	Fjord (Fj)	Overflade salinitet (Sa)	0,05- 0,09	0,12- 0,12	3-3	0,2-0,5	9-60	21-24	0,2-0,3

¹⁹ T.25 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) lagdeling (L)

²⁰ T.15 har ingen udprægede kendetegn, men har en relativ lille (<25-percentilen) vandudveksling (Vu), gennemsnitsdybde (D) og overfladesalinitet (Sa)

Vandområde	VP3-nr.	Type	Kode	Kystvands-type	Type-parametre	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands-påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [-]	Sedimentets karakter ¹¹ [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	157	T.32	FjSeSa	Fjord (Fj)	Sediment (Se) Overflade salinitet (Sa)	0,02	0,12	7	0,5	64	25	0,1
Norsminde Fjord Holckenhavn Fjord	146 83	T.33 T.33	FjVu3	Fjord (Fj)	Vandudveksling (Vu)	0,16- 0,31	0,13- 0,19	1-1	0-0	0-0	12-16	0,1-0,2
Thisted Bredning	236	T.34	FjSa2	Fjord (Fj)	Overflade salinitet (Sa)	0,01	0,08	7	0,3	50	27	0,1
Hejlsminde Nor Emtekjær Nor Odense Fjord, indre	109 75 93	T.35 T.35 T.35	FjF2	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F)	0,1- 0,13	0,35- 0,4	1-2	0-0,4	0-0	11-17	0,1-0,3
Haderslev Hjarbæk Halkær Bredning	106 158 238	T.36 T.36 T.36	FjFLSe2	Fjord (Fj)	Ferskvandspåvirkning (F) Lagdeling (L) Sediment (Se)	0,05- 0,11	0,45- 0,49	1-2	0-1	50- 100	10-18	0,1-0,1
Ringkøbing	132	T.37	VfF	Vesterhavsfjord (Vf)	Ferskvandspåvirkning (F)	0,01	0,57	2	0,4	42	10	0,1
Bredningen	74	T.38	FjVuF	Fjord (Fj)	Vandudveksling (Vu) Ferskvandspåvirkning (F)	0,9	0,34	1	0	0	6	0,1

5 Opsummering

Det eksisterende grundlag er blevet gennemgået for karakterisering, typeinddeling og vandområdeafgrænsning af marine vandområder som blev anvendt i VP2. Denne gennemgang har ledt frem til ændringsforslag til vandområdeafgrænsning og karakterisering samt forslag til en ny typologi. Nedenstående tabel (Tabel 5-1) viser en samlet oversigt over forslag til vandområder, karakterisering og typeinddeling til brug for VP3 samt en kort beskrivelse af ændringerne ift. VP2.

Tabel 5-1 Oversigt over forslag til vandområder, karakterisering og typeinddeling til brug for VP3.

VP3 nr.	VP3 navn	Karakteristik	VP3 Type	Ændring ift. VP2	Kommentar
1	Roskilde Fjord, ydre	Kystvand	FjLSa	Type	
2	Roskilde Fjord, indre	Kystvand	FjFSe1	Type	
6	Nordlige Øresund	Kystvand	BVuDLSe	Type, Afgrænsning	
16	Korsør Nor	Kystvand	Fj3	Type	
17	Basnæs Nor	Kystvand	Fj2	Type	
18	Holsteinborg Nor	Kystvand	Fj2	Type	
24	Isefjord, ydre	Kystvand	FjLSa	Type, Afgrænsning	
25	Skælskør Fjord og Nor	Kystvand	Fj3	Type	
28	Sejerø Bugt	Kystvand	BDLSeSa	Type	
29	Kalundborg Fjord	Kystvand	BVuDLSe	Type, Afgrænsning	
34	Smålandsfarvandet, syd	Kystvand	B1	Type	
35	Karrebæk Fjord	Kystvand	FjF1	Type	
36	Dybsø Fjord	Kystvand	Fj3	Type	
37	Avnø Fjord	Kystvand	B1	Type	
38	Guldborgsund	Kystvand	B1	Type, Afgrænsning	
44	Hjelm Bugt	Kystvand	ØD2	Type	
45	Grønsund	Kystvand	BVuDLSe	Type	
46	Fakse Bugt	Kystvand	ØD2	Type	
47	Præstø Fjord	Kystvand	FjLSa	Type	
48	Stege Bugt	Kystvand	B2	Type	
49	Stege Nor	Kystvand	FjSe	Type	
56	Østersøen, Bornholm	Kystvand	ØD1	Type	
57	Østersøen, Christiansø	Kystvand	ØD1	Type	
59	Nærrå Strand	Kystvand	Fj5	Type	
62	Lillestrand	Kystvand	FjVu4	Type	
64	Skårupøre Sund	Kystvand	AS	Type	Administrativ sammenlægning med vandområde 214
65	Thurø Bund	Kystvand	AS	Type	Administrativ sammenlægning med vandområde 214

VP3 nr.	VP3 navn	Karakteristik	VP3 Type	Ændring ift. VP2	Kommentar
68	Lindelse Nor	Kystvand	Fj2	Type	
69	Vejlen	SMV	Sø	Type, Karakteristik	Ændret karakter til sø
70	Salme Nor	SMV	Sø	Type, Karakteristik	Ændret karakter til sø
71	Tryggelev Nor	SMV	Sø	Type, Karakteristik	Ændret karakter til sø
72	Kløven	Kystvand	Fj2	Type	
74	Bredningen	Kystvand	FjVuF	Type	
75	Emtekær Nor	Kystvand	AS	Type	Administrativ sammenlægning med vandområde 217
76	Orestrand	SMV	Sø	Type, Karakteristik	Ændret karakter til sø
78	Gamborg Nor	SMV	Sø	Type, Karakteristik	Ændret karakter til sø
80	Gamborg Fjord	Kystvand	BD	Type	
81	Bågå Nor	Kystvand	AS	Type	Administrativ sammenlægning med vandområde 217
82	Aborg Minde Nor	Kystvand	FjVuF	Type	
83	Holckenhavn Fjord	Kystvand	FjVu3	Type	
84	Kerteminde Fjord	Kystvand	Fj3	Type	
85	Kertinge Nor	Kystvand	Fj3	Type	
86	Nyborg Fjord	Kystvand	BVu	Type	
87	Helnæs Bugt	Kystvand	BD	Type	
89	Lunkebugten	Kystvand	FjVu1	Type	
90	Langelandssund	Kystvand	BDLSeSa	Type, Afgrensning	
92	Odense Fjord, ydre	Kystvand	FjSa	Type	
93	Odense Fjord, Seden Strand	Kystvand	FjF2	Type	
95	Storebælt, SV	Kystvand	BVuDLSe	Type, Afgrensning	
96	Storebælt, NV	Kystvand	BVuDLSe	Type	
101	Genner Bugt	Kystvand	BVuDLSe	Type	
102	Åbenrå Fjord	Kystvand	BVuDL	Type	
103	Als Fjord	Kystvand	BVuDL	Type	
104	Als Sund	Kystvand	FjLSa	Type	
105	Augustenborg Fjord	Kystvand	FjLSa	Type	
106	Haderslev Fjord	Kystvand	FjFLSe2	Type	
107	Juvre Dyb	Kystvand	NoSaT	Type	
108	Avnø Vig	Kystvand	FjVu2	Type	
109	Hejlsminde Nor	Kystvand	FjF2	Type	
110	Nybøl Nor	Kystvand	FjLSa	Type	
111	Lister Dyb	Kystvand	NoSaT	Type	
113	Flensborg Fjord, indre	Kystvand	FjVuDL	Type	

VP3 nr.	VP3 navn	Karakteristik	VP3 Type	Ændring ift. VP2	Kommentar
114	Flensborg Fjord, ydre	Kystvand	FjVuDL	Type	
119	Vesterhavet, syd	Kystvand	NoSaT	Type	
120	Knudedyb	Kystvand	NoSaT	Type	
121	Grådyb	Kystvand	NoSaT	Type	
122	Vejle Fjord, ydre	Kystvand	BDLSeSa	Type	
123	Vejle Fjord, indre	Kystvand	FjFSe2	Type	
124	Kolding Fjord, indre	Kystvand	FjFSe2	Type	
125	Kolding Fjord, ydre	Kystvand	FjLSa	Type	
127	Horsens Fjord, ydre	Kystvand	B1	Type	
128	Horsens Fjord, indre	Kystvand	Fj1	Type	
129	Nissum Fjord, ydre	SMV	Vf1	Type	
130	Nissum Fjord, mellem	SMV	Vf1	Type	
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	SMV	Vf2	Type	
132	Ringkøbing Fjord	SMV	VfF	Type	
133	Vesterhavet, nord	Kystvand	NoDSaT	Type	
136	Randers Fjord, indre	Kystvand	FjFLSe1	Type, Karakteristik, Afgrænsning	
137	Randers Fjord, ydre	Kystvand	FjVuFLSe	Type	
138	Hevring Bugt	Kystvand	BDLSeSa	Type	
139	Anholt	Kystvand	KVuDLSa	Type	
140	Djursland Øst	Kystvand	BVuDLSe	Type	
141	Ebeltoft Vig	Kystvand	BDLSeSa	Type	
142	Stavns Fjord	Kystvand	BDLSeSa	Type	
144	Knebel Vig	Kystvand	BDLSeSa	Type	
145	Kalø Vig	Kystvand	BDLSeSa	Type, Afgrænsning	
146	Norsminde Fjord	Kystvand	FjVu3	Type	
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	Kystvand	BDLSeSa	Type, Afgrænsning	
154	Kattegat, Læsø	Kystvand	KVuDLSa	Type	
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns E	Kystvand	FjSeSa	Type	
158	Hjarbæk Fjord	Kystvand	FjFLSe2	Type	
159	Mariager Fjord, indre	Kystvand	FjDSe	Type	
160	Mariager Fjord, ydre	Kystvand	Fj4	Type	
165	Isefjord, indre	Kystvand	FjLSa	Type, Afgrænsning	
200	Kattegat, Nordsjælland	Kystvand	KVuDLSa	Type	
201	Køge Bugt	Kystvand	ØD2	Type, Afgrænsning	
204	Jammerland og Musholm Bugt	Kystvand	BVuDLSe	Type, Afgrænsning	

VP3 nr.	VP3 navn	Karakteristik	VP3 Type	Ændring ift. VP2	Kommentar
205	Kattegat, Nordsjælland >20 m	Kystvand	KVuDLSa	Type	
206	Smålandsfarvandet, åbne del	Kystvand	BDLSeSa	Type	
207	Nakskov Fjord	Kystvand	B2	Type	
208	Femerbælt	Kystvand	BVu	Type, Afgrænsning	
209	Rødsand og Bredningen	Kystvand	B2	Type, Afgrænsning	
212	Faaborg Fjord	Kystvand	FjVu1	Type	
213	Torø Vig og Torø Nor	Kystvand	AS	Type	Administrativ sammenlægning med vandområde 216
214	Det sydfynske Øhav	Kystvand	BD	Type, Afgrænsning	
216	Lillebælt, syd	Kystvand	BVuDL	Type, Afgrænsning	
217	Lillebælt, Bredningen	Kystvand	BD	Type, Afgrænsning	
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	Kystvand	BDLSeSa	Type, Afgrænsning	
221	Skagerrak	Kystvand	NoDSaT	Type	
222	Kattegat, Aalborg Bugt	Kystvand	KVuDLSa	Type	
224	Nordlige Lillebælt	Kystvand	BDLSeSa	Type, Afgrænsning	
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	Kystvand	KVuDLSa	Type	
231	Lillebælt, Snævringen	Kystvand	BVuL	Type, Afgrænsning	
232	Nissum Bredning	Kystvand	FjSa1	Type, Afgrænsning	
233	Kås Bredning og Venø Bugt	Kystvand	FjSa1	Type, Afgrænsning	
234	Løgstør Bredning	Kystvand	FjLSa	Type, Afgrænsning	
235	Nibe Bredning og Langerak	Kystvand	FjSa	Type, Afgrænsning	
236	Thisted Bredning	Kystvand	FjSa2	Type, Afgrænsning	
238	Halkær Bredning	Kystvand	FjFLSe2	Type, Afgrænsning	

I det eksisterende VP2-grundlag er der 119 kystvande (inklusive 6 stærkt modificerede vandområder). I det foreslåede nye grundlag for VP3 er der 114 vandområder, ekskl. 5 vandområder, som vurderes at have ændret karakter til sø. Disse 5 vandområder er lukkede og uden fri vandudveksling med nedstrøms kystvand, og derfor vurderes det, at de har ændret karakter. I VP2 var Randers inderfjord karakteriseret som stærkt modificeret vandområde, men

den fysiske modifikation vurderes ikke at være tilstrækkelig til at opretholde denne kategorisering, hvorfor vandområdet foreslås kategoriseret som kystvand. Københavns Havn var ligeledes kategoriseret som SMV i VP2, men efter sammenlægning med tilstødende vandområde er havnen en del af kystvandsområde. Udover disse syv vandområder er der ikke foretaget ændringer i karakteriseringen. Med hensyn til karakteriseringen har vi taget udgangspunkt i den eksisterende kystvandsinddeling fra VP2. Det betyder, at det i dette projekt ikke er blevet undersøgt, om der eksempelvis er vandområder, som er karakteriseret som vandløb eller sø, men burde være et kystvand.

5 af de foreslåede 114 marine VP3 vandområder har et opland, som er mindre end den mindste administrative enhed (ID15), hvorved de ikke fagligt meningsfuldt kan administreres som selvstændige vandområder og derfor administrativt bør sammenlægges med det tilstødende vandområde.

Der er i dette projekt blevet udviklet en ny typologi baseret på 9 af Vandrammedirektivets obligatoriske og valgfrie fysiske og kemiske faktorer, der bestemmer kystvandets karakteristika og dermed den biologiske populations struktur og sammensætning. Den endelige typologi resulterer i 39 vandområde typer, hvilket vi vurderer kan sikre rimeligt ensartede vandområder indenfor hver type og samtidigt sikre at typologien er et anvendeligt redskab til f.eks. fastlæggelse af referencetilstande.

I henhold til VRD er typologi central, og derfor har vi anvendt en stringent og transparent metode til typeinddeling af de enkelte vandområder. En typologi er dog ikke rigtig anvendelig, hvis der er for mange typer, mens for få typer kan betyde store åbenlyse forskelle mellem vandområder indenfor samme type. Her har vi forsøgt at ramme et omfang af typer, som kan retfærdiggøres i forhold til forvaltningen af vandområderne, og samtidigt forsøgt at holde meget forskellige områder adskilt. Ikke to vandområder er helt ens, og de påvirkes forskelligt af en række faktorer. Derfor er det ikke muligt at udarbejde en typologi, uden at det kan diskuteres, hvor præcist det enkelte vandområde passer ind i typologien.

Ved brug af den rene Euklidiske afstande finder vi henholdsvis 50 (E1), 12 (E2) og 8 (E3) typer af vandområder – mens den endelige typologi giver 39 typologier. Det betyder reelt, at en del vandområder skilles mellem E1 og E2, og dermed går vi fra 12 til 50. Sidstnævnte vurderes at være for mange til, at typologien er operationel. Derfor har vi reduceret de 50 typer til de 39 ved at benytte både E1 og E2 og Dendrogrammet fra scenario B. De 39 typer er stadigvæk mange, men vi har besluttet at holde fast i denne inddeling for at sikre mest mulig differentiering.

6 Referenceliste

Bekendtgørelse om basisanalyser, bek. nr. 837 af 27/06/2016

Bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, LBK nr. 126 af 26/01/2017

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. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>

CIS guide no 10: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

CIS guide no 2: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document no 2. Identification of Water Bodies.

CIS guide no 4: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies.

CIS guide no 5: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document no 5. Transitional and Coastal Waters: Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

Dahl, K. (red.), Andersen, J.H. (red.), Riemann, B. (red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Kjerulf-Petersen, J., Rasmussen, M.B. & Strand, J. (2005). Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Faglig rapport fra DMU nr. 535.

de Madron XD, Guieu C, Sempere R, Conan P, Cossa D, D'Ortenzio F, Estournel C, Gazeau F, Rabouille C, Stemann L, Bonnet S, Diaz F, Koubbi P, Radakovitch O, Babin M, Baklouti M, Bancon-Montigny C, Belviso S, Bensoussan N, Bonsang B, Bouloubassi I, Brunet C, Cadiou JF, Carlotti F, Chami M, Charmasson S, Charriere B, Dachs J, Doxaran D, Dutay JC, Elbaz-Poulichet F, Eleaume M, Eyrolles F, Fernandez C, Fowler S, Francour P, Gaertner JC, Galzin R, Gasparini S, Ghiglione JF, Gonzalez JL, Goyet C, Guidi L, Guizien K, Heimburger LE, Jacquet SHM, Jeffrey WH, Joux F, Le Hir P, Leblanc K, Lefevre D, Lejeusne C, Leme R, Loye-Pilot MD, Mallet M, Mejanelle L, Melin F, Mellon C, Merigot B, Merle PL, Migon C, Miller WL, Mortier L, Mostajir B, Mousseau L, Moutin T, Para J, Perez T, Petrenko A, Poggiale JC, Prieur L, Pujo-Pay M, Pulido V, Raimbault P, Rees AP, Ridame C, Rontani JF, Pino DR, Sicre MA, Taillandier V, Tamburini C, Tanaka T, Taupier-Letage I, Tedetti M, Testor P, Thebault H, Thouvenin B, Touratier F, Tronczynski J, Ulses C, Van Wambeke F, Vantrepotte V, Vaz S, Verney R and MerMex G (2011). "Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean." Progress in Oceanography **91**(2): 97-166.

DHI (2019). MIKE 21 Tidal Analysis and Prediction Module. Scientific Documentation. MIKE 2019.

EC (2019). Second River Basin Management Plans - Member State: Denmark. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=SWD:2019:38:FIN&qid=1551205988853&from=EN>

Erichsen AC & Birkeland M (2019a). Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Nissum Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI technical note (Project no. 11822245).

Erichsen AC & Birkeland M (2019b). Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Ringkøbing Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI technical note (Project no. 11822245).

Erichsen AC (Ed.), Timmermann K (Ed.), Christensen JPA, Kaas H, Markager S, Møhlenberg F (2017). Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.

Erichsen, AC & Closter, RM. (2018). Mechanistic biogeochemical model covering the North Sea. Model setup and calibration. DHI-rapport (projektnr. 11819538-4).

Erichsen, AC & Kristensen, SE. (2014). Marine Vandplansmodeller. Effekter af Virksunds-dæmningen på Vandkvaliteten i Hjarbæk Fjord. DHI rapport (sagsnr.: 11811187-1).

Ferreira JG, Wolff WJ, Simas TC and Bricker SB (2005). "Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology?" Ecological Modelling **187**(4): 513-523.

Greve TM, Borum J and Pedersen O (2003). "Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*)." Limnology and Oceanography **48**(1): 210-216.

Howarth R, Chan F, Conley DJ, Garnier J, Doney SC, Marino R and Billen G (2011). "Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems." Frontiers in Ecology and the Environment **9**(1): 18-26.

Herman, P, Newton, A, Schernewski, G, Gustafsson, B & Malve, O. (2017). International Evaluation of the Danish Marine Models. Miljøstyrelsen.

Hoffle H, Thomsen MS and Holmer M (2011). "High mortality of *Zostera marina* under high temperature regimes but minor effects of the invasive macroalgae *Gracilaria vermiculophylla*." Estuarine Coastal and Shelf Science **92**(1): 35-46.

Jensen, JK & Madsen, M. (2015). Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Fortyndinger i Fjorde og Søer, delprojekt 5. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1725 (<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/06/978-87-93352-38-4.pdf>)

Josefson AB and Rasmussen B (2000). "Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: Importance of nutrient load and residence time." Estuarine Coastal and Shelf Science **50**(2): 205-216.

Kampa, E. & Hansen, W. (2004). Heavily Modified Water Bodies. Synthesis of 34 Case Studies in Europe. Springer.

Kilborn, JP, Jones, DL, Peebles, EB & Naar, DF. (2017). Resemblance profiles as clustering decision criteria: Estimating statistical power, error, and correspondence for a hypothesis test for multivariate structure. *Ecol Evol.* **7**:2039–2057. <https://doi.org/10.1002/ece3.2760>

Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Dahl, K. (2007). Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. - *Marine Pollution Bulletin* **55**: 114-125.

Kurtz JC, Dentenbeck NE, Engle VD, Ho K, Smith LM, Jordan SJ & Campell DE (2006). Classifying Coastal Waters: Current Necessity and Historical Perspective. *Estuaries and Coasts* Vol. **29**: 107–123.

Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. (2001). Typeinddeling og Kvalitetselementer for Marine Områder I Danmark. Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1. Danmarks Miljøundersøgelser. 107 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 369. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Petersen, JK (eds.), Holm, APS, Christensen, A, Krekoutiotis, D, Jakobsen, H, Sandrson, H, Andreasen, H, Gislason, H, Strand, J, Behrens, J, Würgler Hansen, J, Svendsen, JC, Timmermann, K, Friis Møller, L, Bach, L, Mørk Larsen, M, Zrust, M, Møller Nielsen, M, Ritzau

Eigaard, O, Nielsen, P, Stæhr, PA, Høgslund, S & Gissel Nielsen, T. (2019). Andre Presfaktorer end Næringsstoffer og Klimaforandringer. DTU rapport

Potter IC, Warwick RM, Hall NG & JR Tweedley (2016). The physico-chemical characteristics, biota and fisheries in estuaries, p. 48-82 *In:* JF Craig (Ed.) *Freshwater fisheries ecology*. John Wiley & Sons, Ltd.

Ramos E, Juanes JA, Galván C, Neto JM, Melo, RA, Pedersen A, Scanlan C, Wilkes RJ, Van den Breghe E, Blomqvist M, Karup HP, Heiber W, Reitsma JM, Ximenes MC, Silio-Calzada A, Mendez FJ & Reguero BG (2012). Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112: 105-114.

Ramos E, Puente A, Juanes JA, Neto JM, Pedersen A, Bartsch I, Scanlan C, Wilkes R, Van den Bergh E, Ar Gall E & Melo R (2014). Biological validation of physical coastal waters classification along the NE Atlantic region based on rocky macroalgae distribution. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 147: 103-112.

Rasmussen, EK. (2017). Modelanalyse af N-fjernelse i Mariager Fjord ved iltning af "Dybet" og ved muslingeopdræt. DHI-rapport (projektnr. 11819650).

Rasmussen, ML & Hansen, LB. (2018). Udvikling af Mekanistiske Modeller. Satellitbaseret bathymetri i Danmark. DHI Gras Rapport (projektnr. 11822245).

Schernewski G & M Wielgat (2004a) with contributions from CHARM partners: B Sjoberg, T Dolch, A Andrushaitis, T Christiansen, F Wulff & Z Witek A Baltic Sea typology according to the EC-Water Framework Directive: Integration of national typologies and the water body concept, p. 1-26, in G Schernewski & N Löser (eds.) *Managing the Baltic Sea. Coastline Reports 2*, ISSN 0928-2734.

Schernewski G and M Wielgat (2004b). Towards a Typology for the Baltic Sea, p. 35-52 in G. Schernewski & N. Löser (eds.) *Managing the Baltic Sea. Coastline Reports 2*, ISSN 0928-2734.

Seip KL (2015). Investigating possible causal relations among physical, chemical and biological variables across regions in the Gulf of Maine. *Hydrobiologia* 744: 127–143.

Telesh I, Schubert H, Skarlato S. O. (2013). Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 135:317–327.

Valesini FJ, Hourston M, Wildsmith MD, Coen NJ IC Potter (2010). New quantitative approaches for classifying and predicting local-scale habitats in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86: 645-664.

Vaquer-sunyer and Duarte (2011). Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms *Global Change Biology* Volume17, Issue5 Pages 1788-1797.

Bilag

Bilag A

Tabel A- 1 Liste over alle VP2 vandområder og med markering af hvor der i Pedersen et al (2019) er fundet fysiske konstruktioner i form af sluser/dæmninger/broer, høfder/hård kyst beskyttelse, havvindmøller og/eller rør og kabler. Vandområder opstrøms en sluse/dæmning er ligeledes markeret.

VP 2 nr.	Navn	Sluser/ dæmninger	Høfder/ hård kyst- beskyttelse	Havvind- møller	Rør og Kabler
1	Roskilde Fjord, ydre	x	x		
2	Roskilde Fjord, indre	x	x		
6	Nordlige Øresund		x	x	x
9	København Havn		x		
16	Korsør Nor	x	x		
17	Basnæs Nor	x			
18	Holsteinborg Nor	x	x		
24	Isefjord, ydre		x		
25	Skælskør Fjord og Nor	x	x		
26	Musholm Bugt, indre				x
28	Sejrøbugt		x		x
29	Kalundborg Fjord		x		
34	Smålandsfarvandet, syd		x	x	
35	Karrebæk Fjord	x	x		
36	Dybsø Fjord		x		x
37	Avnø Fjord		x		
38	Guldborgsund		x		
41	Langelandsbælt, øst		x		
44	Hjelm Bugt		x		x
45	Grønsund	x	x		x
46	Fakse Bugt		x		x
47	Præstø Fjord		x		
48	Stege Bugt	x	x		x
49	Stege Nor	x			x
56	Østersøen, Bornholm		x		
57	Østersøen, Christiansø				
59	Nærá Strand				
61	Dalby bugt		x		
62	Lillestrand		x		
63	Nakkebølle Fjord		x		
64	Skårupøre Sund				
65	Thurø Bund				
68	Lindelse Nor		x		
69	Vejlen	x			
70	Salme Nor	x			
71	Tryggelev Nor	x			

VP 2 nr.	Navn	Sluser/dæmninger	Høfder/hård kystbeskyttelse	Havindmøller	Rør og Kabler
72	Kløven		x		
74	Bredningen				
75	Emtekær Nor				
76	Orestrand	x			
78	Gamborg Nor	x			
80	Gamborg Fjord		x		
81	Bågø Nor				
82	Aborg Minde Nor				
83	Holckenhavn Fjord	x			
84	Kerteminde Fjord	x			
85	Kertinge Nor	x	x		
86	Nyborg Fjord		x		
87	Helnæs Bugt		x		
89	Lunkebugten				
90	Langelandsund		x		x
92	Odense Fjord, ydre		x		
93	Odense Fjord, Seden Strand	x			
95	Storebælt, SV		x		x
96	Storebælt, NV		x		x
101	Genner Bugt		x		
102	Åbenrå Fjord		x		
103	Als Fjord		x		
104	Als Sund		x		
105	Augustenborg Fjord		x		
106	Haderslev Fjord		x		
107	Juvre Dyb, tidevandsområde		x		x
108	Avnø Vig				
109	Hejlsminde Nor	x			
110	Nybøl Nor		x		
111	Lister Dyb		x		x
113	Flensborg Fjord, indre		x		
114	Flensborg Fjord, ydre		x		
119	Vesterhavet, syd		x		x
120	Knudedyb, tidevandsområde		x		
121	Grådyb, tidevandsområde		x		x
122	Vejle Fjord, ydre		x		
123	Vejle Fjord, indre		x		
124	Kolding Fjord, indre		x		
125	Kolding Fjord, ydre		x		
127	Horsens Fjord, ydre	x	x		
128	Horsens Fjord, indre	x	x		
129	Nissum Fjord, ydre	x	x		
130	Nissum Fjord, mellem	x			
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	x			

VP 2 nr.	Navn	Sluser/ dæmninger	Høfder/ hård kyst- beskyttelse	Havvind- møller	Rør og Kabler
132	Ringkøbing Fjord	x	x		
133	Vesterhavet, nord		x		x
135	Randers Fjord, Grund Fjord				
136	Randers Fjord, Randers-Møllerup		x		
137	Randers Fjord, ydre		x		
138	Hevring Bugt		x		
139	Anholt		x		
140	Djursland Øst				
141	Ebeltoft Vig		x		
142	Stavns Fjord		x		
144	Knebel Vig		x		
145	Kalø Vig, indre		x		
146	Norsminde Fjord	x			
147	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig		x		x
154	Kattegat, Lasø		x		
156	Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak		x		
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning		x		
158	Hjarbæk Fjord	x			
159	Mariager Fjord, indre		x		
160	Mariager Fjord, ydre				
165	Isefjord, indre		x		
200	Kattegat, Nordsjælland		x		x
201	Køge Bugt		x	x	x
204	Jammerland Bugt		x		x
205	Kattegat, Nordsjælland >20 m				
206	Smålandsfarvandet, åbne del		x	x	x
207	Nakskov Fjord		x		x
208	Femerbælt		x	x	x
209	Rødsand		x		x
212	Faaborg Fjord		x		
213	Torø Vig og Torø Nor				
214	Det sydfynske Øhav, åbne del		x		x
216	Lillebælt, syd		x		x
217	Lillebælt, Bredningen		x		x
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav		x	x	x
221	Skagerrak		x		x
222	Kattegat, Aalborg Bugt		x		
224	Nordlige Lillebælt		x		
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt		x	x	

Bilag B

Tabel B- 1 Inddeling af vandområder i forhold til en Euklidiske afstand på 1,5 (E1), 3,0 (E2) og 4.5 (E3) foruden den endelige typologi (Type). Derudover indgår vandområde nummer fra VP2 foruden en vurdering af sikkerheden (se Tabel 3-6) ved placering i denne type samt et typenavn (se Tabel 3-7).

Vandområde (VP2)	VP3-ID	E1	E2	E3	Type	Sikkerhed
Grådyb	121				T.1	Sikker
Juvre Dyb	107				T.1	Sikker
Knudedyb	120				T.1	Sikker
Vesterhavet, syd	119				T.1	Sikker
Lister Dyb	111				T.1	²¹
Skagerrak	221				T.2	Sikker
Vesterhavet, nord	133				T.2	Sikker
Randers Fjord, ydre	137				T.3	Sikker
Randers Fjord, Randers-Møllerup	136 135				T.4 T.4	Sikker Sikker
Christians Ø	57	E1.6	E2.4	E3.3	T.5	Sikker
Østersø, Bornholm	56	E1.6	E2.4	E3.3	T.5	Sikker
Langelandsbælt Øst	41	E1.7	E2.5	E3.4	T.6	Sikker
Femern Bælt	208	E1.7	E2.5	E3.4	T.6	Sikker
Nyborg Fjord	86	E1.7	E2.5	E3.4	T.6	Variierende
Fåborg Fjord	212	E1.8	E2.5	E3.4	T.7	Sikker
Lunkebugten	89	E1.8	E2.5	E3.4	T.7	Sikker
Avnø Vig	108	E1.9	E2.5	E3.4	T.8	Sikker
Smålandsfarvandet, syd	34	E1.10	E2.6	E3.4	T.9	Sikker
Avnø Fjord	37	E1.10	E2.6	E3.4	T.9	Delvist
Guldborgsund	38	E1.10	E2.6	E3.4	T.9	Delvist
Horsens Fjord, ydre	127	E1.10	E2.6	E3.4	T.9	Variierende
Horsens Fjord, indre	128	E1.10	E2.6	E3.4	T.10	Sikker
Lillestrand	62	E1.10	E2.6	E3.4	T.11	Sikker
Thurøbund	65	E1.10	E2.6	E3.4	T.11	Sikker
Køge Bugt	201	E1.11	E2.6	E3.4	T.12	Sikker
Fakse Bugt	46	E1.11	E2.6	E3.4	T.12	Sikker
Hjelm Bugt	44	E1.11	E2.6	E3.4	T.12	Variierende

²¹ Data fra Lister Dyb indgår kun delvist i analysen på grund af deling med Tyskland, hvorfor den ikke er blevet analyseret. Lister Dyb placeres sammen med de 4 andre Vadehavsvandområder.

Vandområde (VP2)	VP3-ID	E1	E2	E3	Type	Sikkerhed
Lillebælt Bredningen	217	E1.11	E2.6	E3.4	T.13	Sikker
Det sydfynske Øhav	214	E1.11	E2.6	E3.4	T.13	Sikker
Gamborg Fjord	80	E1.11	E2.6	E3.4	T.13	Sikker
Helnæs Bugt	87	E1.11	E2.6	E3.4	T.13	Sikker
Stege Bugt	48	E1.11	E2.6	E3.4	T.14	Sikker
Rødsand	209	E1.11	E2.6	E3.4	T.14	Sikker
Nakskov Fjord	207	E1.11	E2.6	E3.4	T.14	Sikker
Nissum Fjord, ydre	129	E1.11	E2.6	E3.4	T.15	Variation
Nissum Fjord, mellem	130	E1.11	E2.6	E3.4	T.15	Variation
Basnæs Nor	17	E1.11	E2.6	E3.4	T.16	Sikker
Holstein Nor	18	E1.11	E2.6	E3.4	T.16	Sikker
Torø Vig og Nor	213	E1.11	E2.6	E3.4	T.16	Sikker
Kløven	72	E1.11	E2.6	E3.4	T.16	Sikker
Lindelse Nor	68	E1.11	E2.6	E3.4	T.16	Sikker
Als Sund	104	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Augustenborg Fjord	105	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Nybøl Nor	110	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Variation
Isefjord, ydre	24	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Isefjord, indre	165	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Kolding Fjord, ydre	125	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Præstø Fjord	47	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Delvist
Roskilde Fjord, ydre	1	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Løgstør bredning	234	E1.12	E2.6	E3.4	T.17	Sikker
Kerteminde Fjord	84	E1.13	E2.6	E3.4	T.18	Sikker
Kertinge Nor	85	E1.13	E2.6	E3.4	T.18	Sikker
Korsør Nor	16	E1.13	E2.6	E3.4	T.18	Sikker
Skælskør Fjord	25	E1.13	E2.6	E3.4	T.18	Sikker
Dybsø Fjord	36	E1.13	E2.6	E3.4	T.18	Sikker
Kås Bredning	233	E1.14	E2.6	E3.4	T.19	Delvist
Venø Bredning	237	E1.14	E2.6	E3.4	T.19	Sikker
Nissum Bredning	232	E1.14	E2.6	E3.4	T.19	Sikker
Nordlige Øresund	6	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Grønnesund	45	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Genner Bugt	101	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Storebælt SV	95	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Storebælt NV	96	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Musholm Bugt	26	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Jammerland Bugt	204	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Djursland Øst	140	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Sikker
Kalundborg Fjord	29	E1.15	E2.6	E3.4	T.20	Delvist

Vandområde (VP2)	VP3-ID	E1	E2	E3	Type	Sikkerhed
Kattegat, Ålborg Bugt	222	E1.15	E2.6	E3.4	T.21	Sikker
Kattegat Ålbæk Bugt	225	E1.15	E2.6	E3.4	T.21	Sikker
Anholt	139	-	-	-	T.21	
Læsø	154	-	-	-	T.21	²²
Kattegat, Nordsjælland	200	-	-	-	T.21	
Kattegat, Nordsjælland, >20m	205	-	-	-	T.21	
Århus Bugt	147	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Ebeltoft Vig	141	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Århus Bugt, Samsø etc.	219	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Kalø Vig	145	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Nordlige Lillebælt	224	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Sejerø Bugt	28	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Vejle Fjord, ydre	122	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Langelandssund	90	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Hevring Bugt	138	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Delvist
Smålandsfarvandet, åbne del	206	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Sikker
Knebel Vig	144	E1.16	E2.6	E3.4	T.22	Delvist
Flensborg Fjord, indre	113	E1.17	E2.6	E3.4	T.23	Delvist
Flensborg Fjord, ydre	114	E1.17	E2.6	E3.4	T.23	Sikker
Als Fjord	103	E1.17	E2.6	E3.4	T.23	Sikker
Lillebælt Syd	216	E1.17	E2.6	E3.4	T.23	Sikker
Åbenrå Fjord	102	E1.17	E2.6	E3.4	T.23	Sikker
Stege Nor	49	E1.18	E2.6	E3.4	T.24	Sikker
Mariager Fjord, ydre	160	E1.19	E2.7	E3.4	T.25	Variation
Næråstrand	59	E1.19	E2.7	E3.4	T.25	Variation
Nissum Fjord, indre	131	E1.20	E2.7	E3.4	T.26	Sikker
Roskilde Fjord, indre	2	E1.20	E2.7	E3.4	T.27	Sikker
Kolding Fjord, indre	124	E1.21	E2.7	E3.4	T.28	Variierende
Vejle Fjord, indre	123	E1.21	E2.7	E3.4	T.28	Variierende
Karrebæk Fjord	35	E1.22	E2.7	E3.4	T.29	Sikker
Mariager Fjord, indre	159	E1.22	E2.7	E3.4	T.30	Sikker
Odense Fjord, ydre	92	E1.23	E2.7	E3.4	T.31	Variierende
Langerak	235	E1.23	E2.7	E3.4	T.31	Variierende
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	157	E1.24	E2.7	E3.4	T.32	Sikker
Norsminde Fjord	146	E1.25	E2.7	E3.4	T.33	Delvist
Holckenhavn Fjord	83	E1.25	E2.7	E3.4	T.33	Delvist
Thisted Bredning	236	E1.27	E2.8	E3.5	T.34	Sikker

²² Anholt, Læsø, Kattegat, Nordsjælland og Kattegat, Nordsjælland, >20m er alle taget ud af analysen og efterfølgende placeret i gruppen af Kattegat-vandområder.

Vandområde (VP2)	VP3-ID	E1	E2	E3	Type	Sikkerhed
Hejlsminde Nor	109	E1.28	E2.9	E3.6	T.35	Sikker
Emtekjær Nor	75	E1.28	E2.9	E3.6	T.35	Sikker
Odense Fjord, indre	93	E1.29	E2.9	E3.6	T.35	Variation
Haderslev	106	E1.30	E2.10	E3.6	T.36	Sikker
Hjarbæk	158	E1.30	E2.10	E3.6	T.36	Sikker
Halkær Bredning	238	E1.31	E2.10	E3.6	T.36	Variierende
Ringkøbing	132	E1.32	E2.10	E3.6	T.37	Sikker
Bredningen	74	E1.33	E2.12	E3.8	T.38	Sikker