



TILVEJEBRINGELSE AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK- KEMISKE KVALITETSELEMENTER FOR DANSKE KYSTVANDE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 612

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

TILVEJEBRINGELSE AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK- KEMISKE KVALITETSELEMENTER FOR DANSKE KYSTVANDE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 612

2024

Jesper P.A. Christensen¹

Karen Timmermann²

Anders Erichsen³

Trine Cecilie Larsen³

¹Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

²Danmarks Tekniske Universitet, DTU Aqua

³DHI A/S



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 612
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Tilvejebringelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for danske kystvande
Forfattere:	Jesper P.A. Christensen ¹ , Karen Timmermann ² Anders Erichsen ³ og Trine Cecilie Larsen ³
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience. ² Danmarks Tekniske Universitet, DTU Aqua. ³ DHI A/S
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	August 2024
Redaktion afsluttet:	Maj 2024
Faglig kommentering:	Stiig Markager
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/KommentarerSR/SR612_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Christensen, J.P.A., Timmermann, K., Erichsen, A. & Larsen, T.C. 2024. Tilvejebringelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for danske kystvande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport nr. 612 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport beskriver, hvordan grænseværdierne for fysisk-kemiske kvalitetselementer er blevet bestemt, og ligeledes hvordan de hydromorfologiske parametre er blevet anvendt, så de understøtter god økologisk tilstand i de danske kystvande.
Emneord:	Vandområdeplaner, vandrammedirektiv, grænseværdier
Foto forside:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-7156-884-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	40

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Introduktion	8
1.1 Formål	8
2 Anvendelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer sensu vandrammedirektivet	9
3 Anvendelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer i den danske implementering af VRD for kystvande	14
3.1 Definition af de anvendte kvalitetselementer samt beregningsmetode	14
3.2 Hvor og hvordan er indikatorer for hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer anvendt?	15
4 Niveauer for DIN, DIP, TN og TP som understøtter god økologisk tilstand	21
4.1 Metode	22
4.2 Resultater	29
5 Diskussion	33
6 Konklusion	35
7 Referencer	36

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 AU/DCE med inddragelse af DTU og DHI. MST har kommenteret udkast til rapporten. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været AU, DTU og DHI's beslutning og ansvar. Rapporten er kvalitetssikret af AU, DTU og DHI.

Sammenfatning

Denne rapport beskriver udvikling af metode til fastlæggelsen af grænseværdier for de fysisk-kemiske og hydrodynamiske kvalitetselementer, som understøtter "god økologisk tilstand" i de danske kystvande. I henhold til EU's vandrammedirektiv er EU-medlemsstaterne forpligtede til at udvikle indikatorer for hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer, som skal understøtte miljøtilstandsvurderinger af kystvandområder baseret på biologiske kvalitetselementer. Med udgangspunkt i de modeller, som er anvendt til at fastsætte grænseværdier for de biologiske kvalitetselementer i vandområdeplaner 2021-2027, har vi udviklet en metode til at beregne grænseværdier for næringsstofkoncentrationer, som man må forvente, ved de næringsstofførsler som understøtter god økologisk tilstand i de biologiske kvalitetselementer. Dette er blevet gjort med udgangspunkt i modelhældninger, som kvantificerer sammenhængen mellem tilførsler og koncentrationer i kystvandene, i de mekanistiske modeller, hvor det er muligt. Herefter er grænseværdierne udbredt til alle vandområder med baggrund i deres typologiske og hydromorfologiske karakteristika. Herudover er der beregnet tilsvarende grænseværdier for tre OSPAR-områder med udgangspunkt i DHI's referencescenarie for indre danske farvande og forholdet til grænseværdierne i de vandområder som støder op til OSPAR-områderne, således at grænseværdierne i OSPAR-områder i Kattegat er konsistente med grænseværdierne i de tilstødende vandområder. Herudover er der en kort beskrivelse af hvordan de hydromorfologiske kvalitetselementer i øvrigt er anvendt.

Summary

This report describes the development of a method to determination of threshold values for the physio-chemical and hydrodynamic parameters, which support “good ecological status” in the Danish coastal waters. Under the EU Water Framework Directive, EU Member States are required to develop indicators of hydromorphological and physio-chemical quality elements to support environmental status assessments of coastal water bodies based on biological quality elements. Based on the models used to find threshold values for the biological quality elements for river basin management plans 2021-2027, we have developed a method to calculate the threshold values for nutrient concentrations that can be expected at the nutrient inputs, which support good ecological status in the biological quality elements. This has been done based on model slopes quantifying the relationship between nutrient input and concentrations in the coastal waters, in the mechanistic models in the water bodies, where it is possible. Furthermore, the threshold values are applied to all water bodies based on their typological and hydromorphological characteristics. In addition, corresponding threshold values have been calculated for three OSPAR areas, based on DHI's reference scenario for inner Danish waters and the relationship to the threshold values in the water bodies adjacent to the OSPAR areas, so that the threshold values in the OSPAR areas in the Kattegat are consistent with the threshold values in the adjacent water bodies. In addition, there is a brief description of how the hydromorphological parameters have been used in general in the assessment and modelling work.

1 Introduktion

I henhold til vandrammedirektivet (VRD) er EU-medlemsstaterne forpligtede til at udvikle indikatorer for hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer, som skal understøtte miljøtilstandsvurderinger af kystvandområder baseret på biologiske kvalitetselementer. Ændringer i både hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer kan både direkte og indirekte påvirke de biologiske kvalitetselementer og forhindre vandområder i at opnå mindst god økologisk tilstand, som er kravet i Vandrammedirektivet.

I udarbejdelsen af det faglige grundlag for 3. generations vandområdeplaner (VOPIII) er der udviklet og anvendt indikatorer for fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer til bl.a. typeinddeling af vandområder, identificering af modificerede vandområder og til fastlæggelse af referencetilstand for de biologiske kvalitetselementer. Der er dog ikke fastsat nogen tærskelværdier for alle indikatorer af de understøttende kvalitetselementer.

Ud over de hydromorfologiske og fysisk-kemiske indikatorer som er anvendt i grundlaget for VOPIII er der behov for udvikling af særligt fysisk-kemiske kvalitetselementer, som f.eks. koncentrationer af TN, TP, DIN og DIP, som særligt knytter sig til de biologiske kvalitetselementer fytoplankton og angiospermer. Derved kan de indgå som understøttende kvalitetselementer i vurderingen af kystvandområdets økologiske tilstand. Næringsstofindikatorer anvendes i flere EU-lande til bl.a. tilstandsklassifikation. For de åbne havområder under havstrategidirektivet er der ifølge en EU-kommissionsbeslutning fra november 2016 ligeledes krav om kvantitative kriterier for god miljøtilstand. Disse skal fastsættes regionalt, og der pågår i HELCOM og OSPAR-regi et arbejde med at definere grænseværdier for god miljøtilstand for bl.a. næringsstoffer for hhv. HELCOM havområder (Østersøen inklusive Kattegat) og OSPAR-havområder (Nordatlanten inklusiv Nordsøen og Kattegat), som begge inkluderer åbne danske havområder.

1.1 Formål

Formålet med dette projekt er at oparbejde data/resultater fra forudgående projekter, der indgår som grundlag for Vandområdeplanerne, med henblik på, at skabe et datasæt af indikatorer for hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for de 109 kystvandområder, der indgår i VOPIII (2021-2027). Derudover skal projektet udvikle en metode til at beregne niveauer for næringsstofindikatorer (TN, TP, DIN, DIP) som understøtter god økologisk tilstand for fysisk-kemiske kvalitetselementer for kystvandene og det skal undersøges om det er muligt at beregne grænseværdier/niveauer for fysisk-kemiske kvalitetselementer (DIN, DIP, TN, TP) til brug for HELCOM og OSPAR-samarbejdet.

2 Anvendelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer sensu vandrammedirektivet

Hydromorfologiske og/eller fysisk-kemiske parametre er centrale i vandrammedirektivet og indgår i den fælles implementeringsstrategi (CIS), og deres anvendelse er beskrevet i følgende guider:

- Afgrænsning af vandområder (CIS-guidance 2)
- Karakterisering af vandområder, herunder identificering af modificerede og kunstige vandområder (CIS-guidance 4)
- Typologisering af vandområder (CIS-guidance 5)
- Tilstandsvurdering (CIS-guidance 5).

De specifikke parametre og den overordnede anvendelse af dem afhænger af typen af overfladevand (sø, kystvand osv.) og i det følgende beskrives alene anvendelsen af de hydromorfologiske og fysisk-kemiske parametre for kystvande.

Vandrammedirektivet har i overordnede termer fastlagt hvor og hvordan parametrene skal defineres og anvendes, men der er forskelle mellem de enkelte medlemslandes specifikke anvendelse og metodevalg.

Anvendelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer til tilstandsklassifikation

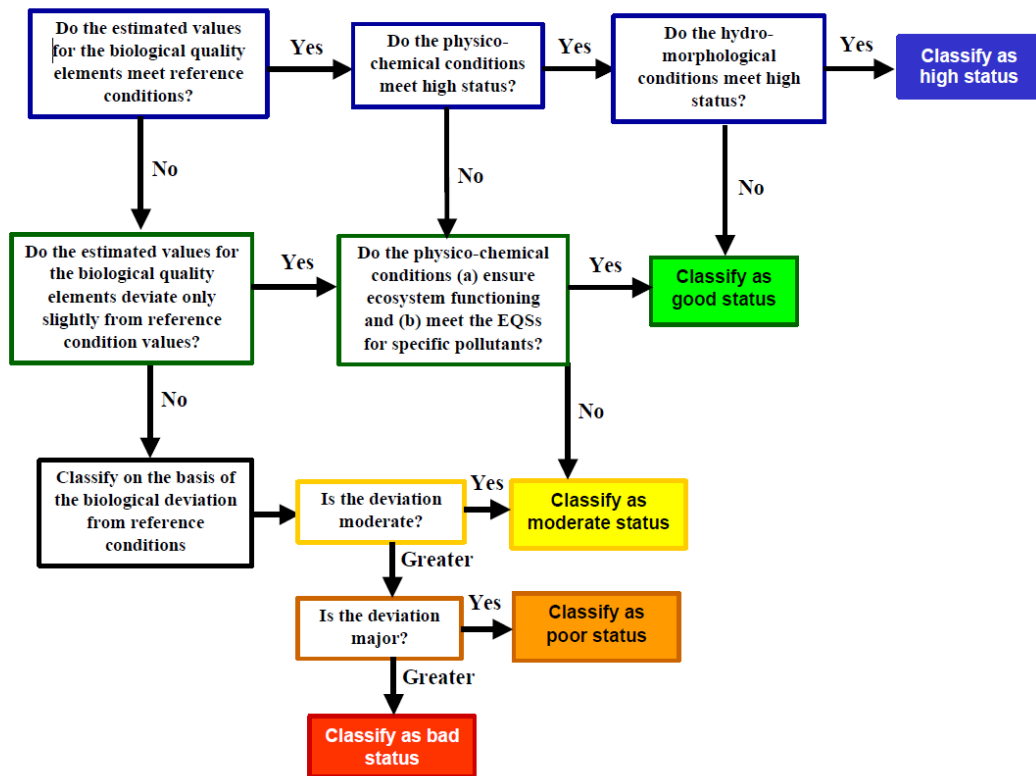
Vandrammedirektivet opererer med 3 kategorier af kvalitetselementer: 1) Biologiske kvalitetselementer (BKE), 2) Hydromorfologiske kvalitetselementer (HKE), som skal understøtte de biologiske kvalitetselementer og 3) Fysisk-kemiske kvalitetselementer (FKE), som skal understøtte de biologiske kvalitetselementer. Da både HKE og FKE skal understøtte de biologiske kvalitetselementer omtales de også som støtteparametre.

De specificerede HKE og FKE, som kan anvendes i tilstandsklassifikationen er vist i Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Oversigt over potentielle hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer til anvendelse i tilstandsklassifikationen for kystvande (VRD, Anneks V 1.1.4).

Hydromorfologiske kvalitetselementer for kystvande	Dominerende strømhastighed og -retning Bølgeeksponering Dybdevariation Struktur og substrat Tidevandszonens struktur
Fysisk-kemiske kvalitetselementer for kystvande	Vandets klarhed Temperaturforhold Iltforhold Salinitet Næringsstoffer Specifikke forureningsstoffer

Kvalitetsselementerne anvendes til klassifikation af tilstanden af overfladevand (CIS 13) på følgende måde:



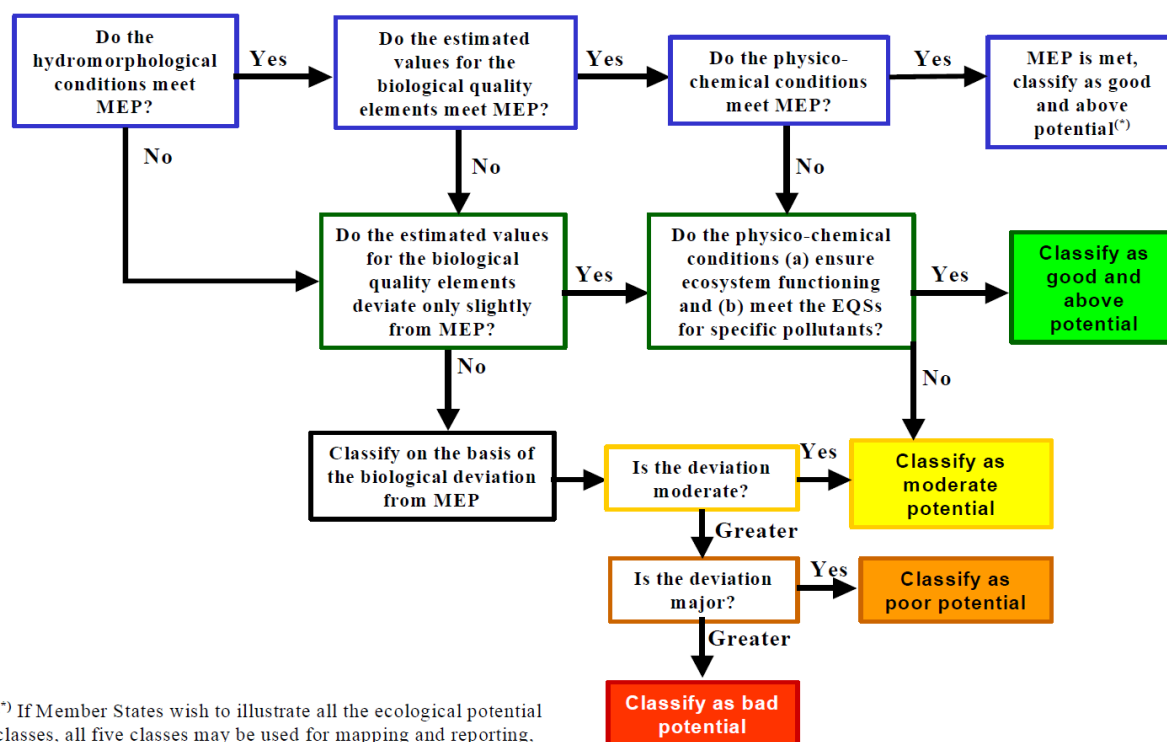
Figur 2.1. Flow diagram til tilstandsklassifikation (kopi fra CIS 13). Diagrammet belyser hvor og hvordan hhv. Biologiske (BKE), hydromorfologiske (HKE) og fysisk-kemiske kvalitetselementer (FKE) skal anvendes i relation til tilstandsklassifikationen. Bemærk at HKE kun anvendes til nedklassificering fra "høj" til "god" tilstand og FKE anvendes til nedklassificering af "høj" til "god" samt "god" til "moderat" tilstand. De enkelte statusklasser er defineret relativt til referencetilstanden (upåvirket tilstand) iht. den normative beskrivelse fra VRD annek V.

Som det ses af figur 2.1, anvendes HKE alene til at fastlægge, om et vandområde har "høj tilstand" eller om det evt. skal nedgraderes til "god tilstand", hvorimod FKE anvendes til fastlæggelse af både "god" og "høj" tilstand. Forskellen mellem anvendelsen af hhv. BKE, HKE og FKE afspejles i den normative beskrivelse for tilstandsklasser. For BKE er der en normativ beskrivelse for alle 5 tilstandsklasser angivet som en "afstand" fra referencetilstanden. For HKE og FKE er den normative beskrivelse:

Tabel 2.2. Kriterier for tilstandsvurdering af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer.

	Høj tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Hydromorfologiske kvalitetselementer	Værdier korresponderer helt eller næsten helt med værdien i en uforstyrret tilstand	Værdier understøtter tilstanden for biologiske kvalitetselementer.	Værdier understøtter tilstanden for biologiske kvalitetselementer
Fysisk-Kemiske kvalitetselementer	Værdier korresponderer helt eller næsten helt med værdien i en uforstyrret tilstand	Værdier må ikke ligge udenfor interval (f.eks. for temperatur, salinitet) eller grænseværdi (f.eks. for næringsstoffer og lys), som er etableret mhp. at sikre 1) Funktion af (type specifikt) økosystem 2) at værdier for biologiske kvalitetselementer kan opnås	Værdier understøtter tilstanden for biologiske kvalitetselementer

For modificerede og kunstige vandområder skal kvalitetselementerne anvendes på tilsvarende vis som for naturlige vandområder (se figur 2.2). Den primære forskel er, at klassifikationen ikke er baseret på økologisk tilstand, men på økologisk potentiale og det økologiske potentiale vurderes ift. "Maximum økologisk potentiale (MEP)", der er defineret som en tilstand, hvor værdierne af de relevante biologiske kvalitetselementer så vidt muligt afspejler reference værdierne associeret med nærmeste sammenlignelige naturlige vandområder, givet de fysiske karakteristika gældende for det modificerede eller kunstige vandområde (CIS 4, CIS 13).



Figur 2.2. Flow diagram til tilstandsklassifikation af stærkt modificerede og kunstige vandområder (kopi fra CIS 13). Diagrammet belyser hvor og hvordan hhv. Biologiske (BKE), hydromorfologiske (HKE) og fysisk-kemiske kvalitetselementer (FKE) skal anvendes i relation til tilstandsklassifikationen.

Andre EU landes anvendelse af hydromorfologiske kvalitetselementer

VRD kræver at medlemslandene fastlægger status for de hydromorfologiske indikatorer som karakteriserer "Høj" tilstand samt "god" tilstand (dvs. "Høj-god" og "God-ikke god" grænseværdier). De hydrologiske og/eller morfologiske kvalitetselementer påvirkes primært af fysisk forstyrrelse, så som sluser, råstofindvinding, kystsikring, dæmninger mm. Der er i Phelan et al., 2021 lavet en sammenstilling af flere medlemslandes (MLs) tilgang. For de undersøgte ML viser undersøgelsen at:

- Knap halvdelen (9/19) anvender alene kvalitative metoder i klassificeringen
- Knap halvdelen (8/19) anvender en blanding af kvantitative og kvalitative metoder i klassificeringen
- To medlemslande (Rumænien og Kroatien) angiver, at de baserer tilstandsvurderingen udelukkende på kvantitative metoder.

- Hovedparten (18/19) anvender "expert judgement" i større eller mindre omfang
- Hovedparten (9/19) anvender flere kategorier i tilstandsklassifikationen end de to, som er krævet i VRD. Ud af de 19 har 7 lande ikke redegjort for antallet af tilstandsklasser.
- 3 medlemslande anvender hydro-morfologiske parametre som proxy for et biologisk kvalitetselement
- 13 medlemslande bruger hydro-morfologiske parametre til at understøtte den økologiske tilstandsklassifikation og 3 medlemslande anvender hydro-morfologiske parametre til en egentlig hydro-morfologisk tilstandsklassifikation.

Fastlæggelse af referencetilstand for de hydromorfologiske kvalitetselementer sker via empiriske/statistiske tilgange (fra påvirkede vandområder), historisk data eller teoretiske (inkl. "expert judgement") overvejelser. Ifølge Phelan et al., 2021 er der enkelte lande som baserer vurdering af enkelte parametre på tilstedeværelse af presfaktorer og her er fastlæggelse af en referencetilstand ikke relevant.

For hovedparten af danske kystvandsområder er den nuværende hydromorfologiske tilstand vurderet ud fra parametre som vandudveksling, tidevand, gennemsnitsdybde m.m. For de vandområder som ikke er nævneværdig påvirket af sluser, dæmninger og diger, antager vi, at den nuværende hydro-morfologiske tilstand, mere eller mindre afspejler en referencetilstand. Vi har, i denne rapport, ikke kvantificeret hvordan eventuelle sluser og slusepraksiser adskiller sig fra påvirket vandudveksling. (Erichsen et al 2019)

Eksempler fra udvalgte lande indikerer, at grænserne mellem tilstandsklasser primært er fastlagt ud fra ekspertvurderinger (Phelan et al., 2021).

Andre EU landes anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer

Indikatorer som adresserer fysisk-kemiske kvalitetselementer skal iht. VRD understøtte opnåelse af god økologisk tilstand. Det er således påkrævet, at der for relevante fysisk-kemiske kvalitetselementer fastlægges grænseværdier, som adskiller "høj" fra "god" og "god" fra lavere tilstandsklasser, hvor intervallerne eller grænseværdierne for de fysisk-kemiske kvalitetselementer, understøtter de biologiske kvalitetselementer for den respektive tilstandsklasse (Phelan et al., 2021).

En sammenstillende rapport (Teixeira et al., 2021), som sammenligner medlemslandenes (MLs) brug af fysisk-kemiske kvalitetselementer viser at:

- De fysisk-kemiske elementer, som flest lande anvender, er:
 - Vandets klarhed/Secchi dybde (10 lande)
 - Iltmætning/opløst ilt (7/9 lande)
 - Nitrat/Nitrit/Ammonium (11/1/2 lande)
 - Fosfat (14 lande)
 - Total uorganisk kvælstof, DIN (12 lande)
 - Total fosfor, TP (13 lande)
 - Total Kvælstof, TN (8 lande)

- Der anvendes både fysisk-kemiske indikatorer med en direkte sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer (f.eks. DIN og DIP) og indikatorer, hvor sammenhængen til de biologiske indikatorer ikke er helt så tydelig, som f.eks. ilt-baserede indikatorer, men som er væsentlige indikatorer for sekundære/indirekte effekter
- For flere fysisk-kemiske indikatorer er (grænse)værdier ikke udviklet mhp. VRD, men har fokus på andre direktiver som f.eks. nitratdirektivet, og kræver derfor revision.

Analysen fra Teixeira et al., 2021 viste relativt store variationer mellem landene, som dækker over 1) forskellige vandområder, 2) forskellige beregningsmetoder, 3) aggregeringsniveau osv. I tabel 2.3 er spændet i medlemslandenes angivne standardværdier opgjort som hhv. laveste og højeste værdi.

Tabel 2.3. God-Moderat (GM) grænseværdier for fysisk-kemiske kvalitetselementer sammensat på baggrund af indmeldte værdier fra de enkelte medlemslande (Teixeira et al., 2021). Værdier er aflæst fra grafer og angivet som minimum og maksimum af de indmeldte GM-grænseværdier. De ret brede intervaller afspejler at der er store forskelle mellem vandområder på tværs af hele EU samt at indikatorer mellem lande kan være beregnet forskelligt (gennemsnit vs. percentil) og over forskellige perioder. Værdier fra Danmark indgår ikke.

	Antal lande	Spænd i enkelt værdier (min-max) for GM-grænse
Secchi dybde	10	2,5 - 7,5 [m]
Iltmængde	7	3-9 [mg/L]
Iltmætning	7	35-80 [%]
Nitrat	10	0,05 -0,5 [mg/L] 90% percentil (PT): 0,7 [mg/L]
DIN	10	0,1 – 0,5 [mg/L]
TN	7	0,12 – 1 [mg/L]
DIP	13	2-60 [µg/L], Høje værdier udeladt
TP	12	3-50 [µg/L], Høje værdier udeladt

3 Anvendelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer i den danske implementering af VRD for kystvande

3.1 Definition af de anvendte kvalitetselementer samt beregningsmetode

I denne analyse bruges årlig gennemsnitlig total nitrogen koncentration (TN), årlig total fosfor koncentration (TP), vinterkoncentrationer af opløst uorganisk nitrogen (DIN) og fosfor (DIP), som kvalitetselementer (tabel 3.1). Årsmiddel anvendes for de totale næringsstofpuljer, da de kun i begrænset grad bliver påvirket af de biologiske processer, mens de opløste uorganiske fraktioner kan betragtes som de let omsættelige dele af næringsstofpuljerne. Derfor anvendes vinterværdier for DIN og DIP, da de er relativt upåvirket af primærproducenter og afspejler den biotilgængelige pulje der er til rådighed i starten af vækstsæsonen. En række andre EU-lande bruger tilsvarende parametre for deres kystvande (Poikane et al 2019).

Ud over næringsstofindikatorerne, som primært fungerer som støtteparametre for fytoplankton og sekundært for makrofytter (rodfæstede bundplanter og makroalger), er lyssvækkelse og ilt anvendt som indikatorer og støtteparametre for hhv. makrofytter og bundfauna. Disse to kvalitetselementer og de tilhørende tærskelværdier er beskrevet i Timmermann et al 2020, Christensen et al 2021.

Tabel 3.1. Oversigt over indikatorer der foreslås anvendt som kemiske støtteparametre i den danske implementering af Vandrammedirektivet sammenlignet med, hvor mange andre ML, der bruger samme kvalitetselement.

Kvalitetselement	Periode	Antal lande i EU*
Årlig, gennemsnitlig total nitrogen koncentration (TN)	Januar til december	2
Årlig, gennemsnitlig total fosfor koncentration (TP)	Januar til december	5
Vinter, gennemsnitlig koncentration af opløst uorganisk nitrogen (DIN)	December til februar	10
Vinter, gennemsnitlig koncentration af opløst uorganisk fosfor (DIP)	December til februar	6

*Poikane et al 2019.

Alle fire indikatorer i tabel 3.1 er tidsvægtet og aggregeret på samme måde og med samme kriterier for prøvetagningsfrekvens – som følger:

For at tidsvægte data i tilfælde af uregelmæssig prøvetagningsfrekvens er observationerne blevet lineært interpoleret og efterfølgende er alle perioder med mere end 60 dage mellem observationer frasorteret. Herefter er der beregnet gennemsnit, for hver måned og til sidst er der beregnet gennemsnit af de måneder, som indgår i indikatoren. Så den endelige indikator-værdi for det pågældende år er baseret på gennemsnit af tidsligt vægtede månedsværdier. Hvis der er mere end 60 dage mellem observationerne et år, så indgår værdi-

erne fra det år ikke. Dette er helt analogt til beregningen af indikatorerne lysudbredelsesdybde og sommer klorofylkoncentration (se Shetty et al 2021 og Christensen et al 2021)

Vandets klarhed/lysgennemtrængelighed indgår ligeledes som støtteparameter i tilstandsvurdering for kystvande, og indgår derudover også i modelleringen, som fører til beregningen af måltilførsel til danske kystvande og dermed til beregning af eventuelle indsatsbehov i vandområderne. Da lysets udbredelsesdybde er afgørende for, at der kan gro ålegræs, er det et minimumskrav, at der er tilstrækkelig med lys på den dybde ålegræsset er målsat til at kunne gro ud til (Duarte 1991; Lee et al. 2007; Krause-Jensen et al. 2011). Til beregning af måltilførsel og indsatsbehov er brugt lysudbredelsesdybde i ålegræssets primære vækstsæson (marts til oktober).

Der er ikke fastsat grænse- og referenceværdier for hydromorfologiske miljøvariable. Forudsætningen for beregning af klorofyl reference-niveau og til dels ålegræsset dybdeudbredelse i et referencescenarie, er at de hydromorfologiske variable er uændret i forhold til i dag. Derfor er klorofyl-målene og ålegræs-målene i vandområderne beregnet under forudsætning af, at de nuværende hydromorfologiske forhold svarer til en referencesituation. Det giver ikke anledning til at foreslå en egentlig grænseværdi, men et mål om ikke at ændre nævneværdigt på de hydromorfologiske forhold i vandområderne. Det antages at de hydromorfologiske miljøvariable ikke er påvirket af menneskelig aktivitet, i en grad, som har betydning de biologiske indikatorer, i alle andre vandområder end slusefjorde.

3.2 Hvor og hvordan er indikatorer for hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer anvendt?

For lystilgængelighed/vandets klarhed, er der beregnet status (2014-18) på baggrund af målte Secchi-dybder og K_d , som er omsat til den dybde hvor 16% af overfladeindstrålingen når ned (Christensen et al 2021). Grænseværdierne (God-Moderat) er baseret på målene for ålegræssets hovedudbredelse (Timmermann et al 2020). Grænseværdier samt anvendelse af lysgennemtrængelighed fremgår af (Timmermann et al 2020, Christensen et al 2021 og Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021) og vil derfor ikke blive behandlet yderligere i denne rapport.

Næringsstofkoncentrationer (TN, TP, DIN og DIP) er ikke anvendt direkte til beregning af indsatsbehov, men forholdet mellem koncentrationen af DIN og DIP er, i de statistiske modeller, anvendt til at beregne, hvor stor en effekt man får af ændringer i tilførslen af hhv. fosfor og kvælstof, når indsatsbehovet beregnes som beskrevet i Christensen et al 2021. I de mekanistiske modeller indgår alle næringsstofpuljerne som tilstandsvariable i den økologiske (biogeo-kemiske) model og der kan således beregnes koncentrationer af næringsstoffer for de enkelte scenarier og der kan beregnes en næringsstofkoncentration (TN, TP, DIN og DIP) for en given tidsperiode svarende til implementering af danske N-målbekæmpelser. Således kan de mekanistiske modeller beregne værdier, hvor man opnår grænseværdier for kvalitetselementerne, som dermed kan indgå i den endelige vurdering af et områdes tilstand. Ved hjælp af støtteparametrene kan man give en mere robust vurdering af om et område er i "god økologisk tilstand" eller om forudsætningerne for at opnå god økologisk tilstand er til stede. F.eks. om et område, der er i god tilstand, målt på det biologiske kvalitetselement, risikere at falde tilbage i en dårligere tilstand igen, grundet ugunstige næringsforhold. Eller sekundært, om et område, som

ikke er i god tilstand, målt på de biologiske kvalitetselementer, har forudsætningerne for at opnå god tilstand, på længere sigt.

De hydromorfologiske miljø-variable er brugt til at tildele vandområderne en typologi. Værdier for de hydrodynamiske og fysisk-kemiske variable, der er anvendt til typeinddelingen af vandområder, er beregnet på baggrund af data fra NOVANA-overvågningsprogrammet eller beregnet ved anvendelse af hydrodynamiske modeller (Erichsen et al 2019). De anvendte variable er vandudveksling og ferskvandsudveksling, som er fundet ved at tilsætte en "tracer" til et vandområde eller en ferskvandskilde i de hydrodynamiske modeller. Den gennemsnitlige vanddybde for et vandområde, som er fundet ved hjælp af de dybdekort og satellitbaserede dybder som indgår i de hydrodynamiske modeller (Erichsen et al 2019). Graden af lagdeling er baseret på CTD-målinger af vandsøjlets salinitet og temperatur, målt i forbindelse med i overvågningen og derefter beregnet som den gennemsnitlige Brunt-Väisälä buoyancy frequency for det enkelte vandområde:

$$N = \sqrt{-\frac{g}{\rho_0} \frac{\delta\rho}{\delta z}}$$

hvor N er Brunt-Väisälä buoyancy frequency (s^{-1}), g er tyngdeaccelerationen ($m \cdot s^{-2}$), ρ er potentiel densitet af vand ($kg \cdot m^{-3}$) og z er dybde (m). $\delta\rho$ og δz er forskellen fra overflade til bund. Sedimentets karakter er baseret på kortlægning af havbunden (Kort over Danmark (geus.dk)) og en opgørelse af, hvor stor en andel af havbunden der f.eks. er ler, mudder eller sand. Salinitet er baseret på CTD data fra overvågningsprogrammet og er gennemsnitsværdi for overfladen, ned til 10 meters dybde. Til sidst er der også anvendt tidevandspåvirkning, og her har vi benyttet tidevandskonstituenten. Månens (M2) og solens (S2) halvdaglige tidevandskonstituenten (amplituder) er valgt som repræsentative for tidevandsvariationen DHIs Tidal tools (DHI 2019) er anvendt til tidevandanalysen. Yderligere beskrivelse af de enkelte variable findes i Erichsen et al (2019).

Støtteparameteren lysets dybdeudbredelse (den maksimale dybde, hvor der er lys nok til at understøtte ålegræs), som knytter sig til det biologiske kvalitetselement angiospermer/dækfrøede planter er, i kombination med fytoplanktonindikatoren (klorofylkoncentrationen Maj-September) anvendt til fastsættelse af målbelastning.

For at kunne fastsætte en målbelastning skal der fastsættes en referencetilstand. Til at fastsætte referenceværdier for klorofylkoncentration og lysdybdeudbredelsen er der lavet typologibaseret modeller baseret på historiske data af ålegræsset dybdeudbredelse og referencescenarier af klorofylkoncentrationen. Til disse modeller er alle de ovennævnte variable fra typologien blevet undersøgt i den indledende fase, men til brug i de to endelige modeller er der blevet anvendt vandudveksling, gennemsnitsdybde og lagdeling til lysudbredelses-modellen og ferskvandspåvirkning samt gennemsnitsdybde for sommer-klorofylkoncentration (tabel 3.2), da de andre variable ikke havde nogen særlig forklaringskraft i modellerne (se Timmermann et al 2020 og Timmermann et al 2021).

Tabel 3.2. Oversigt over hvilke hydromorfologiske og fysisk-kemiske variable der er blevet anvendt til målsætning og inddeling af vandområderne i VOPIII

Hydromorfologisk variabel	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Ferskvands påvirkning [m ³ /m ³]	Gennemsnitlig vanddybde [m]	Lagdeling [s ⁻¹]	Sedimentets karakter [%]	Overflade salinitet [psu]	Tidevand [m]
Typologiinddeling	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Lysudbredelse	✓		✓	✓			
Klorofyl		✓	✓				
DKI						✓*	

* Salinitet v. bunden.

I de fleste danske vandområder, som ikke er modificerede pga. sluser eller inddæmninger vurderes det, at de anvendte hydromorfologiske parametre kun i mindre grad er påvirket af menneskelig aktivitet, hvorfor de nuværende værdier kan antages at svare til en referencesituation. De nuværende værdier for hydromorfologiske parametre kan ses i tabel 3.3. Særligt klimaforandringer, har muligvis allerede og vil på sigt sandsynligvis kunne påvirke de hydromorfologiske parametre. Det vil være muligt at udvikle indikatorer for hydromorfologiske kvalitetselementer, som i højere grad kan påvise effekter af menneskelig aktivitet. F.eks. vil en indikator for kystlinjen kunne påvise effekter af vandstandsstigninger (klimaforandringer) og en detaljeret vanddybdeindikator ville kunne detektere effekter af f.eks. råstofindvinding.

Tabel 3.3. Tabel over hydromorfologiske og fysisk-kemiske indikatorer, som indgår i karakteriseringen/typologiseringen af de danske vandområder (Erichsen et al (2019)). Værdierne reflekterer de nuværende forhold (status værdier). I de danske ikke-modificerede vandområder vurderes det at menneskelig aktivitet kun vil have minimal betydning for de anvendte indikatorer og statusværdierne reflekterer derfor også en referencetilstand. For en nærmere beskrivelse af de enkelte værdier / enheder henvises til (Erichsen et al (2019)).

Vand-område-nummer	Navn på vandområde	Tidevands-konstituent [m]	Overflade salinitet [psu]	Gns. dybde [m]	Vandudveksling [dag ⁻¹]	Fersk-vand [m ³ /m ³]	Ler-Mud/Sand [%]	Lagdeling [s ⁻¹]
1	Roskilde Fjord, ydre	0.10	17.8	2.9	2.20E-07	0.09	60	0.13
2	Roskilde Fjord, indre	0.03	13.1	3.1	3.05E-08	0.22	70	0.07
6	Nordlige Øresund	0.07	14.0	7.5	2.24E-06	0.00	12	0.92
16	Korsør Nor	0.14	16.1	1.7	2.84E-07	0.03	1	0.00
17	Basnæs Nor	0.13	14.0	0.7	1.45E-06	0.01	0	0.00
18	Holsteinborg Nor	0.13	13.4	0.5	1.67E-06	0.02	0	0.02
24	Isefjord, ydre	0.10	19.4	6.9	1.08E-07	0.03	54	0.21
25	Skælskør Fjord og Nor	0.13	14.1	1.5	1.06E-07	0.06	0	0.20
28	Sejersø Bugt	0.13	18.5	12.2	1.05E-06	0.00	48	0.90
29	Kalundborg Fjord	0.15	17.6	11.5	2.30E-06	0.00	65	0.72
34	Smålandsfarvandet, syd	0.19	15.3	4.1	1.42E-06	0.00	21	0.13
35	Karrebæk Fjord	0.19	10.7	1.1	1.00E-06	0.26	0	0.00
36	Dybsø Fjord	0.16	12.1	1.4	7.20E-07	0.08	0	0.00
37	Avnø Fjord	0.20	12.5	3.3	5.03E-07	0.03	5	0.15
38	Guldborgsund	0.14	12.8	2.8	1.63E-06	0.01	17	0.48
45	Grønsund	0.15	9.8	5.9	1.95E-06	0.00	9	1.10
46	Faxe Bugt	0.04	9.8	10.1	1.10E-06	0.00	8	0.29
47	Præstø Fjord	0.03	10.0	2.3	1.48E-07	0.07	22	0.10
48	Stege Bugt	0.03	9.9	2.5	1.92E-06	0.00	11	0.10
49	Stege Nor	0.05	10.1	1.6	3.53E-07	0.03	85	0.00
59	Nærrå Strand	0.05	17.1	0.5	6.99E-07	0.21	0	0.00
62	Lillestrand	0.19	18.0	0.9	2.98E-06	0.00	0	0.00

Tabel 3.3. Tabel over hydromorfologiske og fysisk-kemiske indikatorer, som indgår i karakteriseringen/typologiseringen af de danske vandområder (Erichsen et al (2019)). Værdierne reflekterer de nuværende forhold (status værdier). I de danske ikke-modificerede vandområder vurderes det at menneskelig aktivitet kun vil have minimal betydning for de anvendte indikatorer og statusværdierne reflekterer derfor også en referencetilstand. For en nærmere beskrivelse af de enkelte værdier / enheder henvises til (Erichsen et al (2019)).

Vand- område- nummer	Navn på vandområde	Tidevands- konstituent [m]	Overflade salinitet [psu]	Gns. dybde [m]	Vandud- veksling [dag ⁻¹]	Fersk- vand [m ³ /m ³]	Ler-Mud/ Sand [%]	Lagde- ling [s ⁻¹]
65	Thurø Bund	0.17	16.9	3.1	2.44E-06	0.00	0	0.10
68	Lindelse Nor	0.08	15.7	2.6	1.32E-06	0.01	0	0.10
72	Kløven	0.09	16.6	2.8	1.51E-06	0.00	13	0.10
74	Bredningen	0.05	5.2	0.1	1.04E-05	0.33	0	0.00
75	Emtekær Nor	0.03	10.8	0.4	1.33E-06	0.36	0	0.00
80	Gamborg Fjord	0.05	19.8	4.4	1.14E-06	0.01	23	0.38
81	Bågå Nor	0.05	14.5	0.4	3.47E-06	0.19	0	0.00
83	Holckenhavn Fjord	0.16	11.2	0.3	3.52E-06	0.15	0	0.00
84	Kerteminde Fjord	0.12	18.9	1.2	7.16E-08	0.05	0	0.46
85	Kertinge Nor	0.12	18.3	0.8	2.91E-07	0.11	0	0.10
86	Nyborg Fjord	0.16	18.0	5.3	4.58E-06	0.01	26	0.41
87	Helnæs Bugt	0.08	16.3	5.7	8.63E-07	0.01	29	0.31
89	Lunkebugten	0.18	17.1	3.8	6.42E-06	0.00	27	0.30
90	Langelandssund	0.19	18.1	9.1	1.18E-06	0.00	47	0.63
92	Odense Fjord, ydre	0.23	20.0	2.4	9.61E-07	0.11	8	0.40
93	Odense Fjord, Seden Strand	0.24	12.9	0.7	1.05E-06	0.40	0	0.00
95	Storebælt, SV	0.09	14.2	11.5	2.24E-06	0.00	21	0.90
96	Storebælt, NV	0.18	15.7	8.6	3.01E-06	0.00	19	0.50
101	Genner Bugt	0.09	18.2	12.2	2.58E-06	0.00	35	0.60
102	Åbenrå Fjord	0.09	18.6	19.7	2.03E-06	0.00	56	0.54
103	Als Fjord	0.09	18.4	14.4	3.96E-07	0.01	54	0.53
104	Als Sund	0.09	17.9	6.7	2.97E-07	0.03	53	0.35
105	Augustenborg Fjord	0.09	18.0	5.0	3.69E-07	0.07	44	0.23
106	Haderslev Fjord	0.06	17.2	1.3	1.25E-06	0.49	87	0.55
107	Juvre Dyb	1.04	26.6	0.7	4.25E-07	0.07	26	0.00
108	Avnø Vig	0.06	16.9	1.1	6.14E-06	0.10	0	0.00
109	Hejlsminde Nor	0.05	16.8	1.1	1.47E-06	0.35	0	0.33
110	Nybøl Nor	0.10	17.8	3.5	2.56E-07	0.06	37	0.69
111	Lister Dyb	0.54	28.6	2.5	2.83E-07	0.07	29	0.03
113	Flensborg Fjord, indre	0.10	17.6	10.3	2.23E-07	0.00	54	0.44
114	Flensborg Fjord, ydre	0.08	17.0	15.6	2.23E-07	0.00	46	0.59
119	Vesterhavet, syd	1.02	30.7	6.1	3.70E-07	0.02	3	0.02
120	Knudedyb	1.11	29.1	1.4	4.69E-07	0.06	28	0.00
121	Grådyb	1.02	26.4	1.0	7.09E-07	0.12	56	0.07
122	Vejle Fjord, ydre	0.21	22.1	11.0	5.73E-07	0.02	67	0.60
123	Vejle Fjord, indre	0.21	21.3	5.2	5.13E-07	0.18	69	0.43
124	Kolding Fjord, indre	0.07	19.8	2.7	1.27E-06	0.26	85	0.47
125	Kolding Fjord, ydre	0.07	18.2	4.7	1.16E-06	0.06	60	0.40
127	Horsens Fjord, ydre	0.20	20.0	3.4	1.03E-06	0.01	9	0.25
128	Horsens Fjord, indre	0.21	22.0	3.1	4.40E-07	0.05	39	0.39
129	Nissum Fjord, ydre	0.01	10.3	0.9	7.51E-07	0.01	0	0.00

Tabel 3.3. Tabel over hydromorfologiske og fysisk-kemiske indikatorer, som indgår i karakteriseringen/typologiseringen af de danske vandområder (Erichsen et al (2019)). Værdierne reflekterer de nuværende forhold (status værdier). I de danske ikke-modificerede vandområder vurderes det at menneskelig aktivitet kun vil have minimal betydning for de anvendte indikatorer og statusværdierne reflekterer derfor også en referencetilstand. For en nærmere beskrivelse af de enkelte værdier / enheder henvises til (Erichsen et al (2019)).

Vand- område- nummer	Navn på vandområde	Tidevands- konstituent [m]	Overflade salinitet [psu]	Gns. dybde [m]	Vandud- veksling [dag ⁻¹]	Fersk- vand [m ³ /m ³]	Ler-Mud/ Sand [%]	Lagde- ling [s ⁻¹]
130	Nissum Fjord, mellem	0.01	6.4	1.1	6.15E-07	0.01	30	0.20
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	0.01	1.9	1.0	6.54E-07	0.21	50	0.20
132	Ringkøbing Fjord	0.00	9.8	1.9	1.83E-09	0.57	41	0.37
133	Vesterhavet, nord	0.40	31.5	8.3	1.50E-06	0.01	7	0.12
136	Randers Fjord, indre	0.04	11.2	0.8	1.26E-06	1.00	100	0.98
137	Randers Fjord, ydre	0.04	20.1	1.0	7.07E-06	0.86	76	0.94
138	Hevring Bugt	0.17	25.4	7.5	1.13E-06	0.01	41	0.63
140	Djursland Øst	0.16	19.7	14.7	2.16E-06	0.00	22	0.50
141	Ebeltoft Vig	0.18	19.9	9.7	1.74E-06	0.00	53	0.73
144	Knebel Vig	0.20	22.6	6.5	6.55E-07	0.00	0	0.77
145	Kalø Vig	0.21	20.2	7.3	9.49E-07	0.01	56	0.80
146	Norsminde Fjord	0.15	15.6	0.4	1.84E-06	0.12	0	0.00
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	0.20	22.5	13.1	9.57E-07	0.00	67	0.72
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	0.02	24.9	6.0	1.38E-07	0.11	63	0.49
158	Hjarbæk Fjord	0.02	11.3	1.8	4.74E-07	0.48	100	0.98
159	Mariager Fjord, indre	0.10	15.8	10.0	4.30E-08	0.16	100	0.27
160	Mariager Fjord, ydre	0.07	18.2	1.5	2.74E-07	0.15	30	0.00
165	Isefjord, indre	0.11	19.3	4.0	1.57E-07	0.07	28	0.14
201	Køge Bugt	0.05	10.2	9.8	1.13E-06	0.00	7	0.40
204	Jammerland og Musholm Bugt	0.16	13.1	10.6	2.34E-06	0.00	26	0.76
206	Smålandsfarvandet, åbne del	0.17	13.6	9.8	5.49E-07	0.00	36	0.76
208	Femberbælt Kystvand	0.06	11.8	5.4	3.19E-06	0.00	10	0.50
209	Rødsand og Bredningen	0.07	12.1	3.1	1.89E-06	0.00	0	0.35
212	Faaborg Fjord	0.09	16.3	5.0	7.40E-06	0.00	30	0.45
213	Torø Vig og Torø Nor	0.07	17.6	3.5	1.85E-06	0.00	0	0.13
214	Det sydfynske Øhav	0.08	16.2	9.5	8.34E-07	0.00	28	0.47
216	Lillebælt, syd	0.08	17.2	21.7	3.84E-07	0.00	58	0.58
217	Lillebælt, Bredningen	0.03	19.2	10.1	1.17E-06	0.00	34	0.30
219	Århus Bugt syd, Samsø Og Nordlige Bælthav	0.19	21.2	13.7	7.16E-07	0.00	41	0.75
221	Skagerrak	0.18	32.7	9.9	1.33E-06	0.00	1	0.04
222	Kattegat, Aalborg Bugt	0.16	25.1	7.4	1.85E-06	0.04	24	0.44
224	Nordlige Lillebælt	0.20	20.8	12.4	9.61E-07	0.01	51	0.45
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	0.15	30.0	10.8	2.65E-06	0.02	34	0.42
232	Nissum Bredning	0.20	30.9	4.3	5.81E-07	0.01	10	0.00
233	Kås Bredning og Venø Bugt	0.08	29.0	4.7	3.80E-07	0.03	30	0.15
234	Løgstør Bredning	0.11	26.5	5.7	1.44E-07	0.06	50	0.20
235	Nibe Bredning og Langerak	0.18	24.0	2.4	5.64E-07	0.11	60	0.20
236	Thisted Bredning	0.04	27.0	6.8	5.67E-08	0.07	50	0.30

Tabel 3.3. Tabel over hydromorfologiske og fysisk-kemiske indikatorer, som indgår i karakteriseringen/typologiseringen af de danske vandområder (Erichsen et al (2019)). Værdierne reflekterer de nuværende forhold (status værdier). I de danske ikke-modificerede vandområder vurderes det at menneskelig aktivitet kun vil have minimal betydning for de anvendte indikatorer og statusværdierne reflekterer derfor også en referencetilstand. For en nærmere beskrivelse af de enkelte værdier / enheder henvises til (Erichsen et al (2019)).

Vand- område- nummer	Navn på vandområde	Tidevands- konstituent [m]	Overflade salinitet [psu]	Gns. dybde [m]	Vandud- veksling [dag⁻¹]	Fersk- vand [m³/m³]	Ler-Mud/ Sand [%]	Lagde- ling [s⁻¹]
238	Halkær Bredning	0.10	10.0	1.0	6.43E-07	0.45	50	0.00

4 Niveauer for DIN, DIP, TN og TP som understøtter god økologisk tilstand

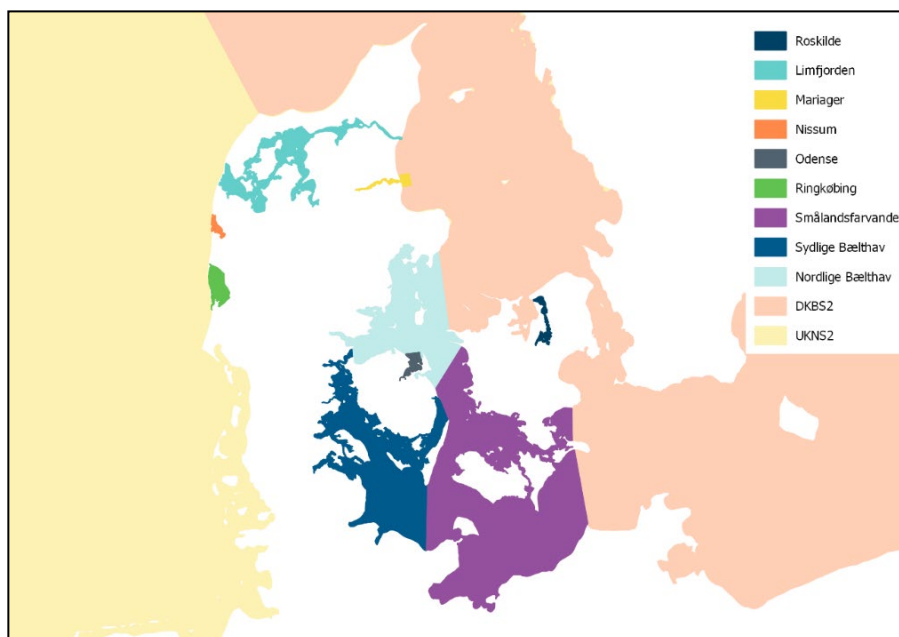
I dette projekt er der blevet undersøgt hvilke næringsstofkoncentrationer der er foreneligt/en forudsætning for at et givent vandområde kan opnå god økologisk tilstand (GØT) jf. EU's vandrammedirektiv. En række danske marine vandområder påvirkes imidlertid af næringsstofftilførsler fra andre lande, og derfor er der som baggrund for VOPIII udarbejdet en række scenarier under antagelse af forskellige næringsstoffreducerende tiltag fra andre lande (Erichsen et al. 2020b-i). I VOPIII er udpeget et centralt scenario som baggrund for de endelige vandområdeplaner (Erichsen et al. 2020g) hvor det antages at indsatser fra andre lande inkluderer:

- Fuld implementering af Baltic Sea Action Plan (HELCOM) og tilsvarende reduktionsmål til Nordsøen (OSPAR)
- Implementering af VOP2 reduktioner fra alle lande (foruden Danmark)
- Fuld implementering af NEC-direktivet med hensyn til atmosfæriske depositioner.

GØT evalueres i udgangspunktet ud fra tre indikatorer (sommer klorofyl-a, ålegræs dybde-grænse og DKI), hvoraf sommer klorofyl-a og ålegræs dybde-grænse (omsat til lys ved bunden (Christensen et al 2021)) indgår i beregningerne af den reduktion i næringsstofftilførsler, der skal til for at opnå GØT (se Erichsen et al 2020a for detaljer). De udvalgte kvalitetselementer er vinter DIN, vinter DIP, årlig TN og årlig TP som beskrevet ovenfor. Her beskrives den metode, der er anvendt til at bestemme støtteparameter-værdierne.

Arbejdet tager udgangspunkt i de mekanistiske modeller, der er blevet udviklet som en del af Vandområdeplanerne 2021-2027 (VOPIII). Den mekanistiske modelsuite består af 11 modeller (DHI 2019a-k), der tilsammen dækker 107 kystnære vandområder i Danmark, se Figur 4.1. Disse modeller indgår i beregninger af målbelastninger i henhold til VOPIII, sammen med statistiske modeller udviklet af Aarhus Universitet (Christensen et al 2021 og Shetty et al 2021), og det er disse målbelastninger, der danner grundlag for beregningerne foretaget i dette projekt. Modellerne er beskrevet i detaljer i kalibreringsrapporter for hhv. de hydrodynamiske og biogeokemiske modeller (se DHI 2019a-k til DHI 2020a-k).

Figur 4.1. Modeldomæner for de 11 mekanistiske modeller udviklet som baggrund for VOPIII.



4.1 Metode

I dette afsnit beskrives de udvalgte kvalitetselementer (3.1.1) og beregning af målværdier (3.1.2).

Definition af fysisk-kemiske kvalitetselementer

EU vandrammedirektivet belyser næringsstofforhold som understøttende elementer for de biologiske kvalitetselementer. Disse parametre er kritiske for den biogeokemiske modellering, og bliver jævnligt indsamlet som del af det nationale monitoringsprogram. De præcise fysisk-kemiske kvalitetselementer, som indgår i nedenstående analyse, er valgt ud fra kriterier i forhold til almen praksis inden for vandkvalitetsmonitorering, samt modeltekniske overvejelser. I dette projekt er følgende parametre udvalgt (se også Tabel 3.1):

- Uorganisk kvælstof, vinter (DIN): Tidsvægtede gennemsnit for december, januar og februar
- Uorganisk fosfor, vinter (DIP): Tidsvægtede gennemsnit for december, januar og februar
- Total kvælstof (TN): Tidsvægtede gennemsnit for hele året
- Total fosfor (TP): Tidsvægtede gennemsnit for hele året.

Beskrivelse af metode til beregning af grænseværdier/niveauer

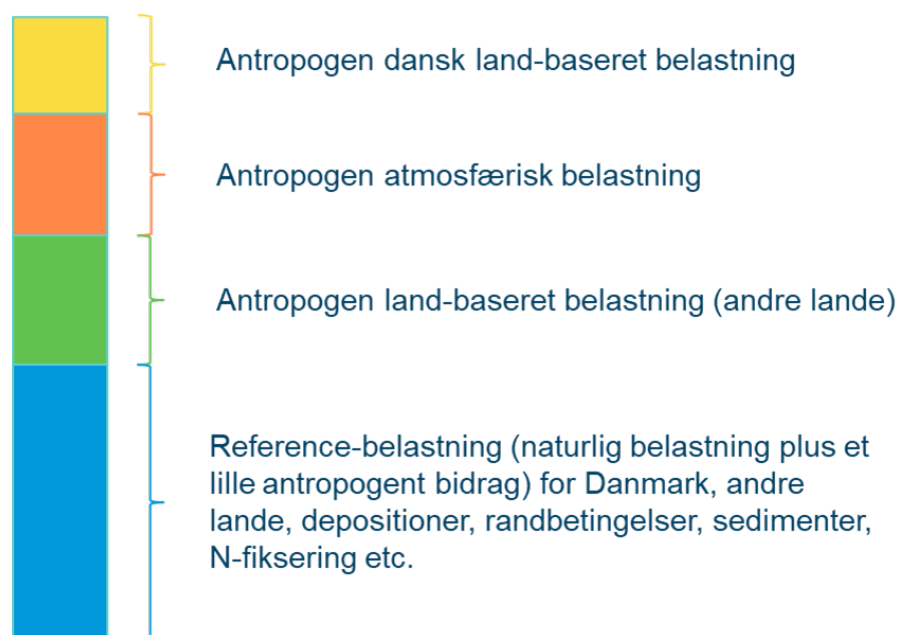
Metoden til beregning af målværdier for kvalitetselementerne lægger sig op ad metoden til beregning af målbelastning (se Erichsen et al 2020a). Vi vil i dette afsnit gennemgå udregningen af målbelastningen, samt beregningerne af kvalitetselementerne.

De to næringsstoffer, der har størst indflydelse på den økologiske status i marine vandområder i Danmark er N og P. Vi antager at belastningerne fra disse to næringsstoffer kan deles op i følgende kategorier (se Figur 4.2):

- Dansk land-baseret N tilførsel
- Dansk land-baseret P tilførsel
- Udenlandsk land-baseret N tilførsel

- Udenlandsk landbaseret P tilførsel
- Atmosfærisk N tilførsel.

Figur 4.2. Samlet tilførsel til et vandområde.



Atmosfærisk P-bidrag anses som værende ubetydeligt, hvorfor dette bidrag ikke indgår i selve beregningerne af målbelastning og målværdier for kvalitetselementerne. For at undersøge hvordan disse fem næringsstof-fraktioner påvirker miljøtilstanden i de individuelle vandområderne blev de mekanistiske modeller brugt til at simulere følgende scenarier for årene 2002-2016 (i de følgende analyser benyttes alene årene 2007-2016, og årene 2002-2007 benyttes til at sikre at næringsstoffreduktioner i de enkelte vandområder når at vise sig før analysen):

1. **Status:** Nutidige tilførsler (2014-18).
2. **Reference:** Antagelse om at alle belastninger er upåvirkede eller næsten upåvirkede af menneskelige bidrag (Erichsen og Birkeland 2020).
3. **Scenarie 1:** Dansk landbaseret N tilførsel reduceret med 30%. Alle andre belastninger som status-tilførsel.
4. **Scenarie 2:** Dansk landbaseret P tilførsel reduceret med 30%. Alle andre belastninger som Baseline.
5. **Scenarie 3:** Udenlandsk landbaseret N tilførsel reduceret med 30%. Alle andre belastninger som Baseline.
6. **Scenarie 4:** Udenlandsk landbaseret P tilførsel reduceret med 30%. Alle andre belastninger som Baseline.
7. **Scenarie 5:** Atmosfærisk N tilførsel reduceret med 30%. Alle andre belastninger som Baseline.

En vigtig forudsætning for at evaluere tilstanden i det enkelte vandområde er målinger. Det er alene målinger, der benyttes til at bestemme tilstanden af både de biologiske kvalitetselementer og de fysisk-kemiske kvalitetselementer. Modellerne benyttes til at prædiktere betydningen af f.eks. næringsstoffreduktioner, og disse prædiktioner integreres efterfølgende med målingerne.

Modelscenarier blev afviklet for alle 11 modeller for alle år, og resultater for alle NOVANA-målestationer anvendt er evalueret i dette projekt¹. For at beregne dosis-respons for den samlede belastning, skal den først beregnes for de enkelte del-belastninger. Til denne dosis-responssammenhæng, skal der bruges, mindst to punkter f.eks. økologisk status (svarende til status i tilførsel) og 30% reduktionsscenario med tilhørende modelprædikterede ændring i økologisk status. 30% scenariet er valgt fordi det er nogenlunde inden for modellens kalibreringsområde. I Figur 4.3 ses et skematisk eksempel på denne beregning.

Bemærk at nedenstående metode følger samme beregningsmetode som benyttes til beregning af målbelastninger og som er beskrevet i Erichsen et al 2020a.

I beregningerne bruges relative værdier, som siden relateres til observationer, derfor bliver regnestykket for dosis-respons for dansk landbaseret N tilførsel som følger:

$$\alpha_{S1} = \frac{\text{Statusværdi} - \text{Model resultat S1}}{\text{Status belastning} - \text{Scenarie belastning}} \quad (4-1)$$

Som beskrevet ovenfor, bliver disse beregninger udført relativt til Status scenariet, og ligning (4-1) kan derfor omskrives til (**Model resultat S1 = Res_{S1}**):

$$\alpha_{S1} = \frac{1 - \text{Res}_{S1}}{1 - 0.7} \quad (4-2)$$

Denne dosis-respons kan nu benyttes til at beregne hvilken værdi støtteparameteren vil opnå, hvis belastningen for dansk landbaseret N føres tilbage til referencebelastningen:

$$\begin{aligned} \text{S1 resultat reference belastning} \\ = \text{Status} - \alpha_{S1} \\ \cdot (\text{Status belastning} - \text{Reference belastning DK N}) \end{aligned} \quad (4-3)$$

Dette omskrives til:

$$\text{Ref}_{S1} = 1 - \alpha_{S1} \cdot (1 - \text{Ref}_{\text{bel}_{S1}}) \quad (4-4)$$

På samme måde kan dosis-respons beregnes for alle fem scenarier, og kombineres til et reference-resultat, beregnet ud fra de fem forskellige dosis-respons, under antagelse af, at alle belastninger føres tilbage til reference belastning (**Ref_α**):

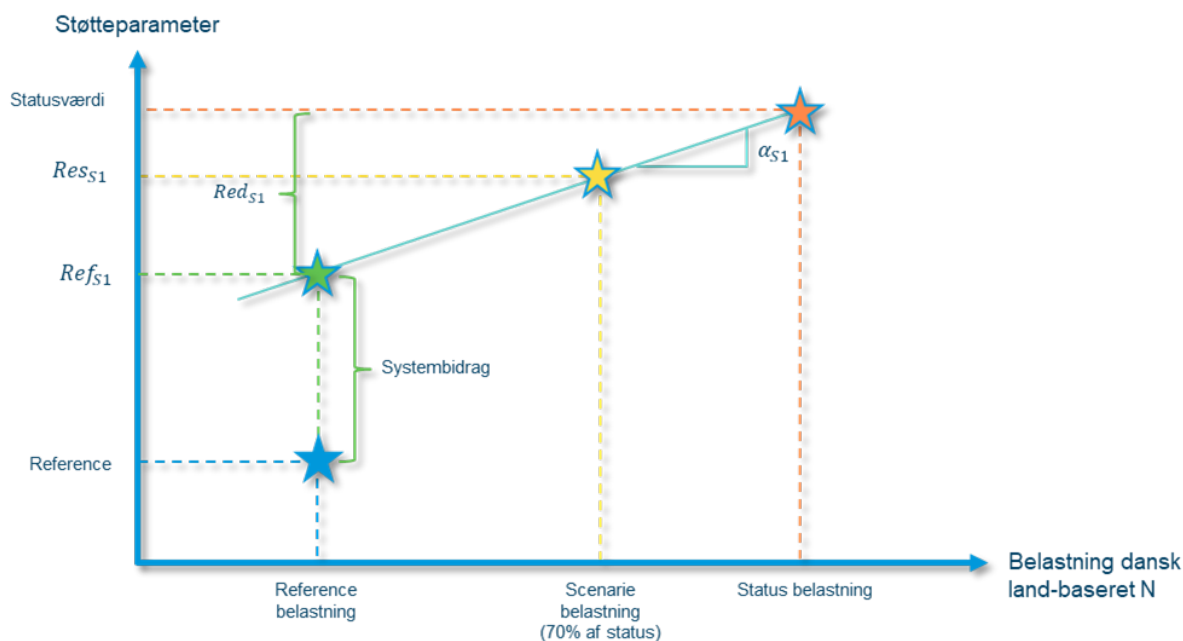
$$\text{Ref}_{\alpha} = \text{Ref}_{S1} \cdot \text{Ref}_{S2} \cdot \text{Ref}_{S3} \cdot \text{Ref}_{S4} \cdot \text{Ref}_{S5} \quad (4-5)$$

Denne reference værdi er forskellig fra den, der er beregnet af modellerne i Reference Scenariet. Dette har flere årsager, blandt andet at der i Reference Scenariet også tages højde for sedimenternes responstid samt opholdstider i f.eks. Østersøen. Begge disse tider kan være meget lange (årtier til århundreder), og er derfor ikke inkluderet i **Ref_α**, men er inkluderet i Reference Scenariet (se Timmermann et al 2021 for detaljer). På samme måde er også en forudsætning om øget bundvegetation inkluderet i Reference Scenariet. Der er

¹ Det skal bemærkes, at ikke alle vandområder har en tilknyttet målestation, hvorfor det ikke er muligt at udføre analysen for alle marine vandområder i Danmark.

på samme måde heller ikke inkluderet kumulerede effekter eller systemskifte i Ref_{α} , da et evt. systemskifte hverken kan kvalificeres eller kvantificeres. Forskellen mellem Ref_{α} og Reference Scenarie resultatet benævnes systembidrag (se Figur 4.3):

$$Systembidrag = Ref_{\alpha} - Reference\ Scenarie \quad (4-6)$$



Figur 4.3. Figuren viser den modellerede statusværdi for støtteparameteren, samt hvordan denne påvirkes af reduktion i belastningen (dosis-response, eller α). Endvidere illustreres indvirkningen af systembidraget på referenceværdien af støtteparameteren.

Det er vigtigt for os at kende systembidraget, foruden de fem forskellige dosis-respons for systembidraget, da det vil bidrage til beregningen af målbelastningen og derfor også til målværdierne for kvalitetselementerne.

For at dele systembidraget ud på de forskellige næringsstof-bidrag, er det nødvendigt at finde et mål for, hvor meget hver af de fem tilførsler bidrager til den del af næringsstofferne som indgår i systembidraget. Dette gøres ved at finde ud af hvor stor en del af den samlede Ref_{α} reduktion, der kommer fra hvert enkelt bidrag, og antage at systembidraget er fordelt på samme måde:

$$Red_{S1} = 1 - Ref_{S1} \quad (4-7)$$

Efterfølgende kan scenarie 1 andelen af systembidraget beregnes som følger:

$$Sys_{S1} = Systembidrag \cdot \frac{Red_{S1}}{Red_{S1} + Red_{S2} + Red_{S3} + Red_{S4} + Red_{S5}} \quad (4-8)$$

Tilsvarende beregninger foretages for de andre scenarier. Disse scenarie-specifikke systembidrag, kan nu bruges til at beregne den scenarie-specifikke dosis-respons for systembidraget:

$$\alpha_{sys_{S1}} = \frac{Sys_{S1}}{1 - Reference\ belastning_{S1}} \quad (4-9)$$

Ud fra disse beregninger, kan vi nu beregne den modellerede værdi fra Reference Scenariet:

$$Reference = Ref_{S1} \cdot Ref_{S2} \cdot Ref_{S3} \cdot Ref_{S4} \cdot Ref_{S5} - (Sys_{S1} + Sys_{S2} + Sys_{S3} + Sys_{S4} + Sys_{S5}) \quad (4-10)$$

Da vi ønsker at finde grænseværdien for støtteparameteren ved målopfyldelse, kan vi bruge denne ligning, hvis vi udskifter referenceværdien med målværdien og reference-belastninger for S2-S5 med målbelastninger fra internationale aftaler, og en antagelse om et en fast reduktion i dansk landbase-ret P belastning på hhv. 0%, 10%, 20%, 30%, og 50%. Vi starter med at simplificere ligning (4-10):

$$Reference = Ref_{S1} \cdot Ref_{S2-5} - (Sys_{S1} + Sys_{S2-5}) \quad 4-11$$

hvor

$$Ref_{S2-5} = \prod_{N=2}^5 (1 - \alpha_{SN} \cdot (1 - ReferencebelastningSN)) \quad (4-12)$$

Hvor α_{SN} henviser til dosis-response for scenarierne N=2-5, og

$$Sys_{S2-5} = \sum_{N=2}^5 \alpha_{SysSN} \cdot (1 - ReferencebelastningSN) \quad (4-13)$$

Indsætter vi ligning (4-4) og (4-9) i (4-11) fås:

$$Ref = (1 - \alpha_{S1} \cdot (1 - Referencebelastning_{S1})) \cdot Ref_{S2-5} - \alpha_{Sys_{S1}} \cdot (1 - Referencebelastning_{S1}) - Sys_{S2-5} \quad (4-14)$$

Denne ligning kan nu isoleres for **Referencebelastning_{S1}**:

$$Referencebelastning_{S1} = \frac{Ref + Sys_{S2-5} - Ref_{S2-5} + \alpha_{Sys_{S1}} + Ref_{S2-5} \cdot \alpha_{S1}}{Ref_{S2-5} \cdot \alpha_{S1} + \alpha_{Sys_{S1}}} \quad (4-15)$$

Fra denne ligning kan vi nu beregne målbelastningen ved at indsætte målværdier i stedet for referenceværdier:

$$Målbelastning_{S1} = \frac{Mål + SysMål_{S2-5} - Mål_{S2-5} + \alpha_{Sys_{S1}} + Mål_{S2-5} \cdot \alpha_{S1}}{Mål_{S2-5} \cdot \alpha_{S1} - \alpha_{Sys_{S1}}} \quad (4-16)$$

hvor

$$Mål_{S2-5} = \prod_{N=2}^5 (1 - \alpha_{SN} \cdot (1 - MålbelastningSN)) \quad (4-17)$$

og

$$SysMål_{S2-5} = \sum_{N=2}^5 \alpha_{SysSN} \cdot (1 - Målbeklastning_{SN}) \quad (4-18)$$

Ud fra disse ligninger har vi beregnet målbeklastningen for dansk landbaseret N for alle vandområder under en række forskellige forvaltningsscenarier, hvilket vi kan bruge til at beregne målværdien for støtteparameteren. Disse scenarier bygger på forskellige antagelser om fremtidige reduktioner til udenlandsk landbaseret N og P, samt atmosfærisk N. For alle scenarierne er beregningerne lavet for fem intervaller af reduktion til dansk landbaseret P (0%, 10%, 20%, 30% og 50%). Disse scenarier er opsummeret i rapporter fra Erichsen et al 2020b til Erichsen et al 2020j, og danner beregningsgrundlag for målværdierne for kvalitetselementerne, som er præsenteret i denne rapport.

For at beregne målværdien for kvalitetselementerne, kan ligning (4-10) omskrives på samme måde som (4-15):

$$Mål = Mål_{S1} \cdot Mål_{S2} \cdot Mål_{S3} \cdot Mål_{S4} \cdot Mål_{S5} - (SysMål_{S1} + SysMål_{S2} + SysMål_{S3} + SysMål_{S4} + SysMål_{S5}) \quad (4-19)$$

hvor

$$Mål_{SN} = 1 - \alpha_{SN} \cdot (1 - Målbeklastning_{SN}) \quad (4-20)$$

og

$$SysMål_{SN} = 1 - \alpha_{SysSN} \cdot (1 - Målbeklastning_{SN}) \quad (4-21)$$

For regneeksempel se appendiks A

Metamodellering

Da der ikke er observationer for alle områder, kan man ikke beregne grænseværdi for alle områder ved ovennævnte metode, desuden kan nogle områder være ringe repræsenteret med observationer fra kun et enkelt eller to år, som af tilfældige årsager kan være højere eller lavere end det typiske niveau. Derfor har vi valgt at udbrede grænseværdier, fundet ved ovenstående metode, til samtlige vandområder, ved at bruge en "typologi-model", som bruger typologi-data fra vandområderne til at modellere grænseværdierne, analogt til metoderne anvendt til fastsættelse af klorofyl-a (Timmermann et al 2021) og ålegræsreference (Timmermann et al 2020). Typologimodellen er en multiple lineær regression, hvor de mest forklarende, uafhængige variable er fundet ved "forward selection".

Som uafhængige variable har vi taget udgangspunkt i samtlige typologi-parametre (vandudveksling, ferskvands-påvirkning, gennemsnitlig vanddybde, lagdeling, sedimentets karakter, overflade salinitet og tidevand).

$$Tærskelværdi_{TN,TP,DIN,DIP} = \alpha + X_1\beta_1 + X_2\beta_2 + \dots + X_n\beta_n + \varepsilon$$

hvor α er støtteparametermodel-specifik skæring.

X_1, X_2, \dots, X_n er de uafhængige typologi-variable for et en givet støtteparameter-model.

$\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ er parametrene for de typologivariable som indgår i modellen.

Alle variable er blevet standardiseret til et gennemsnit på 1, for at få data på samme skala dvs.

$$z = \frac{X}{\mu}$$

hvor X er observeret data, på oprindelig skala og μ er gennemsnit af de observerede data, mens z er data på ny (enhedsløs) skala. Desuden blev alle afhængige variable (næringsstofkoncentrationerne) logaritme-transformeret for at få data normalfordelt – ligeledes blev ferskvandspåvirkning logaritme transformeret.

Overblik over, hvilke variable, der blev udvalgt til de endelige modeller ses i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Modelvariable som indgår i modellerne for de enkelte potentielle støtteparametre og den endelige R^2 -værdi for modellerne.

Støtteparameter	β_1	β_2	β_3	R^2
TN	Ferskvandspåvirkning	Overflade salinitet	Sedimentets karakter	0,63
TP	Ferskvandspåvirkning	Overflade salinitet	Vandudveksling	0,74
DIN	Ferskvandspåvirkning	Overflade salinitet	Sedimentets karakter	0,71
DIP	Ferskvandspåvirkning	Gennemsnitlig vanddybde	Vandudveksling	0,33

Konventionsregulerede områder (OSPAR og HELCOM)

For områder i Kattegat uden for vandplansområderne (OSPAR og HELCOM regulerede områder), men inklusiv de tre vandområder i og grænsende op til Kattegat (Læsø, Anholt og Skagerrak) blev DHIs model for indre danske farvande (DHI 2019a og DHI 2020) og deres referencescenarie anvendt, som udgangspunkt for grænseværdierne. Det blev gjort ved at beregne en "model-EQR", som både dækker over den økologiske kvalitetsratio og eventuel modelbias, for de vandområder der ellers ligger i Kattegat (kystvandområde ID: 141, 144, 145, 219 og 222). Den er udregnet som den gennemsnitlige ratio mellem DHIs modellerede referencekoncentrationer og de fundne G/M grænseværdier for vandområder i Kattegat. Dvs. de grænseværdier, der bliver beregnet med denne metode, vil være konsistente med G/M grænseværdierne i vandområdeplanerne og dermed Vandrammedirektivet. De fundne EQR-værdier er ikke generiske, men beskriver kun forholdet mellem VRD-grænseværdier og DHI's referencescenarie til brug for VOPIII. De fundne model-EQR-værdier ses i tabel 4.2.

Tabel 4.2. Fundne model-EQR for Kattegat. Baseret på DHIs referencescenarie for indre danske farvande, lavet i forbindelse med VOPIII

DIN-EQR	DIP-EQR	TN-EQR	TP-EQR
0.61	0.82	0.82	0.62

Metoden og de beregnede EQR-værdier gør det muligt at beregne grænseværdier for kvalitetselementerne TN, TP, DIN og DIP for OSPAR-områderne Kattegat deep (KD), Kattegat coastal (KC) og Skagerrak (SK).

4.2 Resultater

De beregnede grænseværdier for næringsstofindikatorer, som understøtter opnåelse af god økologisk tilstand i de danske VRD kystvandsområder kan ses i tabel 4.3.

Tabel 4.3. Potentielle grænseværdier og status værdier for næringsstofindikatorerne DIN, DIP, TN, TP i µg/L, for danske VRD kystvandsområder. De angivne grænseværdier understøtter opnåelse af god økologisk tilstand.

Vandområde ID	Vandområde navn	Grænseværdier				Status værdier			
		Vinter DIN	Vinter DIP	TN årlig	TP årlig	Vinter DIN 2014-2018	Vinter DIP 2014-2018	TN 2014-2018	TP 2014-2018
1	Roskilde Fjord, ydre	222	15	348	33	143	20	424	48
2	Roskilde Fjord, indre	401	18	503	43	685	102	877	148
6	Nordlige Øresund	83	9	220	16				
16	Korsør Nor	276	11	392	28	228	6	384	22
17	Basnæs Nor	192	8	334	23	177	11	352	23
18	Holsteinborg Nor	266	10	398	28	755	9	590	37
24	Isefjord, ydre	140	15	269	26	147	11	330	27
25	Skælskør Fjord og Nor	390	12	479	32	488	20	555	40
28	Sejerø Bugt	57	13	172	16				
29	Kalundborg Fjord	54	14	171	17	73	17	245	22
34	Smålandsfarvandet, syd	106	9	245	19	143	14	316	22
35	Karrebæk Fjord	866	18	753	49	1882	48	1194	50
36	Dybsø Fjord	506	14	562	37	295	7	456	23
37	Avnø Fjord	317	12	442	29	746	10	583	21
38	Guldborgsund	162	9	314	22				
44	Hjelm Bugt					58	17	268	25
45	Grønsund	132	9	294	18				
46	Fakse Bugt	103	9	259	15	86	20	283	25
47	Præstø Fjord	477	13	565	36	437	24	583	42
48	Stege Bugt	143	7	306	19	93	16	338	26
49	Stege Nor	200	10	370	30	347	9	552	32
56	Østersøen, Bornholm								
57	Østersøen, Christiansø								
59	Nærrå Strand	505	16	526	41	815	4	838	66
62	Lillestrand	83	7	207	17	103	9	311	24
68	Lindelse Nor	188	10	324	24	212	12	342	21
72	Kløven	103	8	237	18	74	12	284	25
74	Bredningen	1412	47	1040	90	3473	70	2355	124
80	Gamborg Fjord	129	12	255	23	142	20	290	30
82	Aborg Minde Nor					5199	48	3519	124
83	Holckenhavn Fjord	680	19	662	49	4523	52	2192	64
84	Kerteminde Fjord	255	11	362	28	312	14	373	29

Tabel 4.3. Potentielle grænseværdier og status værdier for næringsstofindikatorerne DIN, DIP, TN, TP i µg/L, for danske VRD kystvandsområder. De angivne grænseværdier understøtter opnåelse af god økologisk tilstand.

Vandområde ID	Vandområde navn	Grænseværdier				Status værdier			
		Vinter DIN	Vinter DIP	TN årlig	TP årlig	Vinter DIN 2014-2018	Vinter DIP 2014-2018	TN 2014-2018	TP 2014-2018
85	Kertinge Nor	360	14	435	34	369	7	465	34
86	Nyborg Fjord	106	15	237	24	101	16	258	35
87	Helnæs Bugt	125	11	263	21	203	19	355	28
89	Lunkebugten	49	10	161	17	77	16	289	32
90	Langelandssund	69	12	191	17	101	20	277	30
92	Odense Fjord, ydre	303	16	390	35	682	21	537	43
93	Odense Fjord, Seden Strand	863	20	730	51	1579	31	1166	65
95	Storebælt SV	93	14	233	18				
96	Storebælt NV	90	13	224	19				
101	Genner Bugt	80	18	205	19	136	28	287	29
102	Aabenraa Fjord	41	22	145	14	117	23	299	29
103	Als Fjord	83	19	209	19	142	31	283	25
104	Als Sund	160	16	294	27				
105	Augustenborg Fjord	225	17	349	32	186	22	318	33
106	Haderslev Fjord	347	22	444	50	905	33	947	100
107	Juvre Dyb					586	13	711	98
108	Avnø Vig	392	25	463	46	568	22	584	43
109	Hejlsminde Nor	617	21	584	47	1216	28	884	63
110	Nybøl Nor	231	15	354	31	344	46	504	99
111	Lister Dyb					579	24	591	69
113	Flensborg Fjord, indre	79	13	206	18	249	44	329	39
114	Flensborg Fjord, ydre	87	19	217	18	101	25	268	26
119	Vesterhavet, syd					397	23	455	36
120	Knudedyb					479	18	577	51
121	Grådyb					723	19	720	52
122	Vejle Fjord, ydre	89	20	207	23				
123	Vejle Fjord, indre	206	22	321	37	252	27	327	35
124	Kolding Fjord, indre	232	21	349	42	547	29	539	40
125	Kolding Fjord, ydre	183	17	314	32	237	27	372	35
127	Horsens Fjord, ydre	123	10	247	21				
128	Horsens Fjord, indre	149	14	267	27	482	18	472	40
129	Nissum Fjord, ydre	227	8	384	23	1644	13	1256	63
130	Nissum Fjord, mellem	276	9	449	26	1961	21	1383	62
131	Nissum Fjord Felsted Kog	1033	17	941	54	1999	15	2205	67
132	Ringkøbing Fjord	894	22	784	55	1334	17	1017	79
133	Vesterhavet, nord					305	22	371	36
136	Randers Fjord, indre	615	23	651	61				
137	Randers Fjord, ydre	369	42	444	68				
138	Hevring Bugt	74	15	179	21				
139	Anholt*	72	19	191	25				
140	Djursland Øst	71	19	188	17				
141	Ebeltoft Vig	59	13	173	18	77	18	244	17

Tabel 4.3. Potentielle grænseværdier og status værdier for næringsstofindikatorerne DIN, DIP, TN, TP i µg/L, for danske VRD kystvandsområder. De angivne grænseværdier understøtter opnåelse af god økologisk tilstand.

Vandområde ID	Vandområde navn	Grænseværdier				Status værdier			
		Vinter DIN	Vinter DIP	TN årlig	TP årlig	Vinter DIN 2014-2018	Vinter DIP 2014-2018	TN 2014-2018	TP 2014-2018
142	Stavns Fjord					63	12	286	22
144	Knebel Vig	67	9	174	15	96	17	257	18
145	Kalø Vig	74	12	193	19	129	19	251	25
146	Norsminde Fjord	457	16	509	40	1458	20	1358	61
147	Aarhus Bugt og Begtrup Vig	49	17	152	17	108	19	241	21
154	Kattegat, Læsø*	83	19	187	27				
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	139	20	250	30	535	20	718	69
158	Hjarbæk Fjord	481	21	570	53	1804	28	1700	113
159	Mariager Fjord, indre	233	28	371	39	1277	94	1201	74
160	Mariager Fjord, ydre	324	15	417	37	1039	48	903	50
165	Isefjord, indre	231	15	346	31	135	12	393	35
200	Kattegat, Nordsjælland					101	17	246	20
201	Køge Bugt	111	9	268	16	73	19	283	24
204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	104	14	250	19	124	18	281	24
206	Smålandsfarvandet, åbne del	102	11	246	18	111	18	293	28
207	Nakskov Fjord	179	8	324	22	240	10	400	23
208	Femberbælt	100	9	249	17				
209	Rødsand og Bredningen	116	7	265	17	413	5	478	21
212	Fåborg Fjord	54	12	172	18	138	20	329	32
214	Det Sydfynske Øhav	87	11	219	17	92	15	303	23
216	Lillebælt, syd	70	28	195	17	76	20	255	24
217	Lillebælt, Bredningen	66	13	183	16	121	22	274	27
219	AarhusBugt, syd, Samsø og Nordlige Bælthav	61	16	172	17	104	20	236	22
221	Skagerrak*	141	22	185	28				
222	Kattegat, Aalborg Bugt	127	20	236	27	96	15	214	22
224	Nordlige Lillebælt	72	17	188	19	124	21	240	24
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	62	24	154	22				
231	Lillebælt Snævringen								
232	Nissum Bredning	52	10	138	16	298	18	372	34
233	Kås Bredning og Venø Bugt	82	14	179	22				
234	Løgstør Bredning	110	17	217	26	353	18	527	47
235	Nibe Bredning og Langerak	153	16	266	32	687	22	592	41
236	Thisted Bredning	112	5	217	27	139	6	459	37
238	Halkær Bredning	756	20	720	54	2193	16	2091	145

Det er også muligt at beregne grænseværdi for næringsstof-indikatorerne TN, TP, DIN og DIP for OSPAR-områderne Kattegat deep (KD), Kattegat coastal (KC) og Skagerrak (SK) ved brug af de beregnede EQR-værdier (tabel 4.2) og modelberegnete reference værdier for områderne. Ved denne metode opnås

en række anbefalede grænseværdier for OSPAR-områderne i de indre danske farvande, som vist i tabel 4.4.

Tabel 4.4. Anbefalede grænseværdier for næringsstoffer i OSPAR-områder i indre danske farvande, baseret på DHI's model for de indre danske farvande og en estimeret model-EQR.

	Grænseværdi GM [$\mu\text{g/L}$]			
	Vinter DIN	Vinter DIP	TN - årlig	TP - årlig
KD	75	18	181	25
KC	77	19	194	26
SK	96	20	161	25

5 Diskussion

Den anvendte metode til fastlæggelse af næringsstofgrænseværdier er konsistent med metoden anvendt til fastlæggelse af målbelastning til brug for VOPIII. Dette inkluderer bl.a., at der tages højde for andre landes næringsstofudledninger (opfyldelse af internationale aftaler som Baltic Sea Action Plan og NEC-direktivet foruden implementering af VRD-reduktioner i nabolande) og at der kan være en tidsforsinkelse fra opnåelse af målbelastninger til den fulde økologiske effekt i havmiljøet indtræffer. Den metodemæssige overensstemmelse i beregning af god-moderat (tilstand) næringsstofgrænseværdier og målbelastning sikrer, at de beregnede næringsstofgrænser vil understøtte opnåelse af god-mod tilstand for de indikatorer som indgår i målbelastningsberegningerne.

Det er ikke umiddelbart muligt at sammenligne grænseværdier for TN, TP, DIN og DIP direkte med andre lande idet der er forskel i beregningsmetoder for indikatorerne og typen af vandområder. ECOSTAT arbejdsgruppen har forsøgt at compilere de enkelte medlemslandes grænseværdier og koble dem til fælles interkalibrerede vandområde typer (Teixeira et al., 2021). Flere medlemslande inklusiv Danmark har imidlertid ingen eller få interkalibrerede vandområder, hvilket vanskeliggør en direkte sammenligning. En mere overordnet sammenligning af danske grænseværdier med resultaterne af ECOSTATS undersøgelse viser som forventet, at spændet i de danske grænseværdier er større end spændet vist i ECOSTAT rapporten (tabel 5.1), hvilket skyldes den meget større differentiering af danske vandområder som repræsenterer et større spænd i fysiske, kemiske og biologiske karakteristika relativt til de vandområdetyper, der indgår i ECOSTAT-rapporten. De danske grænseværdier er dog generelt på niveau med de grænseværdier der er afrapporteret i ECOSTAT rapporten, dog med lidt større spredning, på nogle af værdierne hvilket kan skyldes, at de danske områder, går fra indelukket, meget ferskvandspåvirket til relativt åbent vand.

Tabel 5.1. God-moderat grænseværdier for næringsstof-indikatorer for hhv. danske vandområder og interkalibrerede vandområder kompileret af ECOSTAT (Teixeira et al., 2021). Bemærk der er forskel på beregning af indikatorer og vandområde typer, hvilket gør en direkte sammenligning vanskelig.

	Potentielle grænseværdier for danske kystvand-områder angivet som min-max af beregnede god-mod grænseværdier.	ECOSTAT grænseværdier (Teixeira et al., 2021) Angivet som min-max af god-mod grænseværdier for interkalibrerede vandområder
DIN	41-1412 µg/L	100-500 µg/L
DIP	5-47 µg/L	2-60 µg/L
TN	138-1040 µg/L	120-1000 µg/L
TP	15-90 µg/L	3-50 µg/L

Ved en kvalitativ analyse ses det, at er relativt god overensstemmelse mellem tilstanden i vandområderne (MiljøGIS), vurderet på fytoplankton (klorofylkoncentration) og den procentuelle afstand fra nuværende (2014-2018) næringsstofkoncentrationer til de foreslåede næringsstofgrænseværdierne. De tre eneste områder som er under grænseværdien for alle fire næringsstof-indikatorer er; 222 Ålborg Bugt, 16 Korsør Nor og 36 Dybsø fjord og de tre områder er i hhv. høj, god og moderat tilstand for fytoplankton. De vandområder

som er i den dårligste tilstand, målt på fytoplankton, er også de områder, som relativt (procentuelt) er længst fra næringsstofgrænseværdierne (primært i Limfjorden, Mariager fjord, Nissum fjord og Flensborg fjord. For vandområder, hvor fytoplankton er i god tilstand ses dog de fleste steder (en mindre) overskridelse af grænseværdierne for en eller flere af næringsstofferne. Dette indikerer at mange af de områder, som er i god tilstand i dag, målt på fytoplankton, er i risiko for at falde en enkelt tilstandsklasse (målt på fytoplankton), alene som følge af den naturlige variation. Derfor giver en nedgradering som følge af en overskridelse af næringsstofgrænseværdierne, i mange tilfælde, et mere retvisende billede af tilstanden.

Næringsstofindikatorerne, og særligt DIN og DIP, forventes at respondere væsentligt hurtigere på ændringer i næringsstofflørsler relativt til de biologiske kvalitetselementer (i særdeleshed lysforhold og angiospermer). Således indikerer resultater fra VOPII og VOPIII og Windolf et al (2012), at der i mange danske vandområder er en tæt år-til-år sammenhæng mellem N udledninger og N-koncentrationer i recipienten uden væsentlig tidsforsinkelser/autokorrelation. Det betyder at næringsstofindikatorerne er velegnet som understøttende indikatorer for de biologiske indikatorer og kan anvendes til løbende tilstandsvurdering af danske kystvande med henblik på udvikling, stabilitet i tilstand og modstandskraft over for naturlige udsving.

6 Konklusion

Der er udviklet metode til beregning af potentielle grænseværdier for støtteparametrene TN, TP, DIN og DIP for hovedparten af de danske VRD kystvandsområder. Grænseværdierne for danske kystvandsområder vil understøtte god økologisk tilstand (eller en tilstand på grænsen mellem god og moderat) og næringsstof-indikatorerne kan anvendes til løbende at vurdere processen frem mod opnåelse af god økologisk tilstand og til nedklassificering, som beskrevet i kapitel 2 og CIS-guidance 13.

Ved brug af samme metode er der etableret grænseværdier for næringsstof-indikatorerne i OSPAR-områderne Kattegat deep (KD), Kattegat coastal (KC) og Skagerrak (SK). Grænseværdier for disse områder er generelt noget lavere end grænseværdier for danske kystvandsområder, men på niveau med grænseværdier for de mest åbne kystvandsområder. Disse foreslåede grænseværdier kan anvendes i det internationale samarbejde om tilstanden i Østersøen og Nordatlanten.

7 Referencer

Christensen, J.P.A., Shetty, N., Andersen, N.R., Damgaard, C. & Timmermann, K. 2021. Modelling light conditions in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Model documentation. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 48 pp. Scientific Report No. 422

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

DHI (2019a) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Inner Danish

Waters. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019b) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the North Sea. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019c) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Ringkøbing Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019d) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Nisum Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019e) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Limfjorden. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019f) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Mariager Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019g) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Odense Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019h) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Roskilde Fjord. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019i) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Northern Belt Sea. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019j) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Southern Belt Sea. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2019k) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Smålandsfarvandet. Hydrodynamic model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020a) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Inner Danish Waters. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020b) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the North Sea. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020c) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Ringkøbing Fjord. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020d) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Nisum Fjord. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020e) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Limfjorden. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020f) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Mariager Fjord. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020g) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Odense Fjord. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020h) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for Roskilde Fjord. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020i) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Northern Belt Sea. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020j) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Southern Belt Sea. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

DHI (2020k) Development of Mechanistic Models. Mechanistic Model for the Smålandsfarvandet. Biogeochemical model documentation. DHI report (project no. 11822245)

Duarte CM (1991) Seagrass depth limits. *Aquatic Botany* 40(4):363-377. doi:10.1016/0304-3770(91)90081-F.

Erichsen AC, Birkeland M (2020b). Development of Mechanistic Models. Short Technical Description of Biogeochemical Model Input Data. Technical Note (DHI project no. 11822245).

Erichsen A (DHI), Møhlenberg F. (DHI), Timmermann K (AU), Christensen JPA (AU), Göke C (AU) 2019 Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne.

Erichsen AC, Birkeland M, Timmermann K, Christensen J & Markager S (2020a). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs. Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020b). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 1 - Regional Treaties and River Basin Management Plans 2015-2021. Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020c). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2a - Land-based nutrient scenarios (basis period 1997-2001). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020d). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2b - Land-based nutrient scenarios (equal anthropogenic loadings (kg/ha)). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020e). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2c - Land-based nutrient scenarios (loadings from neighbouring countries unchanged). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020f). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2d - Land-based nutrient scenarios (updated BSAP ceilings). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020g). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2e - Land-based nutrient scenarios (additional Wadden Sea reductions). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020h). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 3a - Atmospheric N scenarios (NEC prognosis). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020i). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management

Plans 2021-2027. Management Scenario 3b – Atmospheric N scenarios (synergy impacts from climate actions). Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020j). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Water Framework Directive Scenario 1a – Increased likelihood for achieving GES. Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020k). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Water Framework Directive Scenario 1b – One-out-all-out. Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & Markager S (2020l). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Water Framework Directive Scenario 1c – Ignoring System Contribution. Technical report. DHI

GEUS sedimentkort <http://data.geus.dk/geusmap/?lang=da&map-name=denmark#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=-609943.182441701,5644318.6254000915,1724943.182441701,6805681.374599908>
5

Krause-Jensen D, Carstensen J, Nielsen SL, Dalsgaard T, Christensen PB, Fossing H, Rasmussen MB (2011) Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 425:91-102. doi:10.3354/meps09026

Lee KS, Park SR, Kim YK (2007) Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 350:144-175. doi:10.1016/j.jembe.2007.06.016

Poikane, S., Kelly, M., Salas Herrero, M., Pitt, J., Jarvie, H., Claussen, U., Leujak, W., Lyche Solheim, A., Teixeira, H. and Phillips, G., Nutrient criteria for surface waters under the European Water Framework Directive: Current state-of-the-art, challenges and future outlook, *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, ISSN 0048-9697, 695, 2019, p. 133888, JRC117506.

Shetty N, Christensen JPA, Damgaard C & Timmermann K. 2021. Modelling chlorophyll-a concentrations in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Documentation report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 62 pp. Scientific Report No. 469.

Timmermann K, Christensen JPA, & Erichsen A. 2020. Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390.

Timmermann, K, Christensen, J.P.A. & Erichsen, A. 2021. Establishing Chlorophyll-a reference conditions and boundary values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 461

CIS 4, WFD CIS Guidance Document No. 4 Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003 ISBN 92-894-5124-6

CIS 13, WFD Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003 ISBN 92- 894-6968-4

Phelan N, Rumley J, Salas Herrero F (2021) Hydromorphological assessment and monitoring methodologies in coastal and transitional waters. EUR 30891 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-43480- 1, doi:10.2760/735195, JRC127038.

Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021 [Rapport \(mim.dk\)](#)

Teixeira H, Salas-Herrero F, Kelly M, Phillips G, Solheim AL, Poikane S (2021) Physico-chemical supporting elements: transitional and coastal waters. A review of national standards to support good ecological status

Windolf J., Blicher-Mathiesen G., Carstensen J., Kronvang B. 2012. Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of governmental action plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analysing regional responses.

TILVEJBRINGELSE AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK- KEMISKE KVALITETSELEMENTER FOR DANSKE KYSTVANDE

Denne rapport beskriver, hvordan grænseværdierne for fysisk-kemiske kvalitetselementer er blevet bestemt, og ligeledes hvordan de hydromorfologiske parametre er blevet anvendt, så de understøtter god økologisk tilstand i de danske kystvande.