

Second opinion

Baggrundsanalyser

November 2024

An aerial photograph of a large lake at sunset. The sky is a mix of blue and purple, with the sun's reflection creating a bright pink and orange path on the water's surface. The lake is surrounded by green fields and a road in the foreground. The overall scene is peaceful and scenic.

Finansministeriet
Ministeriet for Grøn Trepert
Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Second opinion
Evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen
Baggrundsanalyser

November 2024

I tabeller kan afrunding medføre,
at tallene ikke summer til totalen.

Denne publikation er udarbejdet som led i second opinion af en taskforce bestående af
Finansministeriet (formand)
Miljøministeriet
Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Siden udkast til "*Second opinion – Evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen*" blev
sendt til følgegruppe til second opinion d. 27. august 2024, er ressort overført fra Miljøministeriet
til Ministerium for Grøn Trepert, som følge af kongelig resolution af 29. august 2024.

Der er ikke foretaget konsekvensjusteringer i second opinion rapporten eller i
denne baggrundsrapport, som følge af kongelig resolution af 29. august 2024.

Digital publikation
Produktion: Aliro Docs

Indhold

Forkortelser	5
1. Faktaark om Kystvande og oplande i VP3	9
2. Baggrundsanalyse om betydningen af nye belastningsdata	19
3. Baggrundsanalyse om Opgørelse af statusbelastning til genbesøg af vandområdeplanerne 2021-2027	39
4. Baggrundsanalyse om Klorofylmål i åbne kystvande	53
Bilag A Resultater fra baggrundsrapporter til interkalibreringer og anvendte miljømål i Sverige og Tyskland	71
Bilag B Resultater fra second opinion om interkalibrerede områder i indre danske farvande	79
Bilag C Oversigt over målværdier for klorofyl-a i åbne områder scenarie 1-3 i second opinion	83
Litteraturliste.....	89

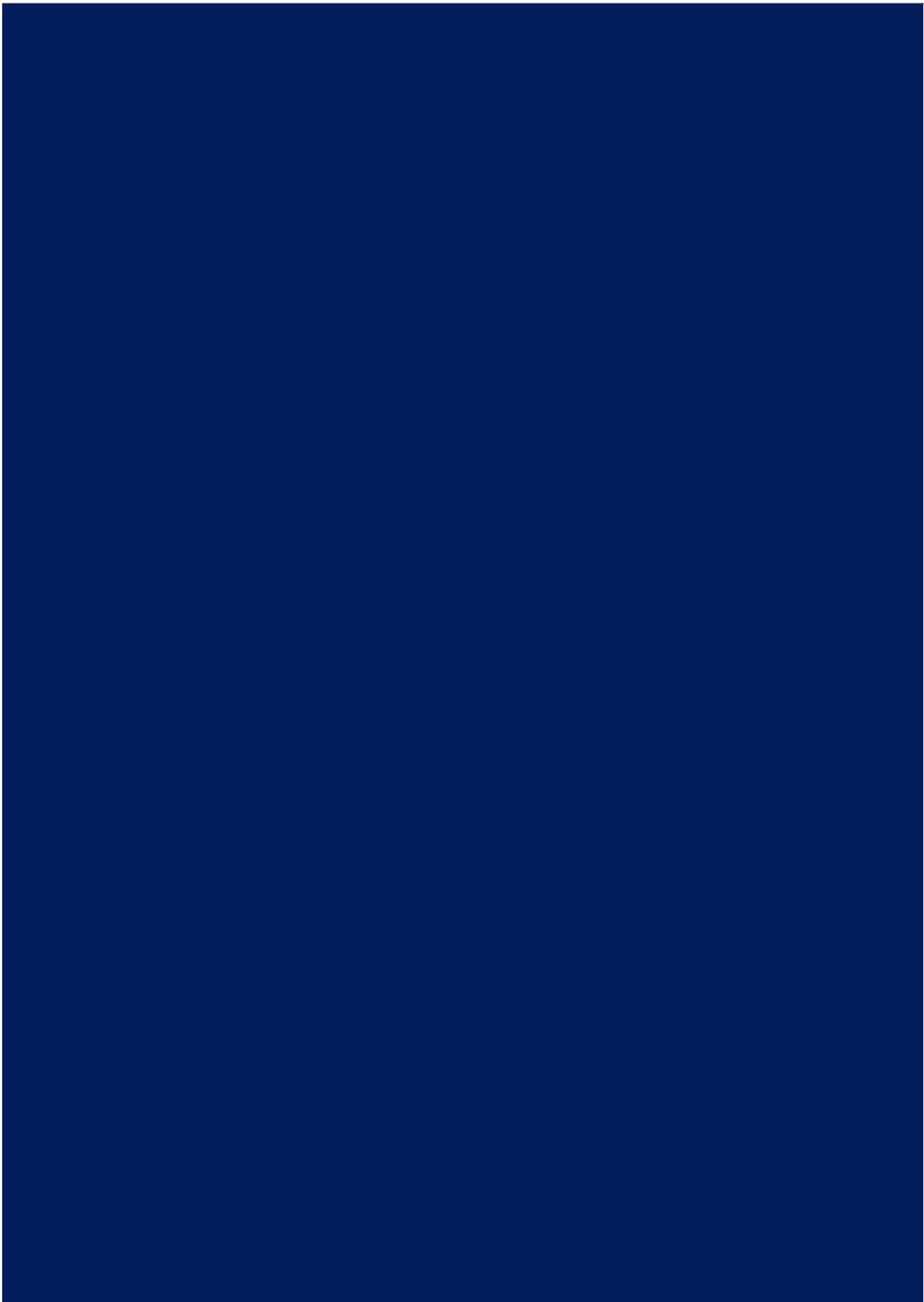


Forkortelser

AU	Aarhus Universitet
BKE	Biologisk kvalitetselement
CIS	Common Implementation Strategy
DCE	Nationalt Center for Miljø og Energi (AU)
DKI	Dansk Kvalitetsindeks (udtryk for bundfaunaens sammensætning og tæthed)
DHI	DHI A/S (rådgivnings- og forskningsorganisation)
DTU	Danmarks Tekniske Universitet
EQR	Ecological Quality Ratio (økologisk kvalitetsratio)
EU	Europæisk Union
FKE	Fysisk-kemisk kvalitetselement
FM	Finansministeriet
FVM	Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
GIG	Geografisk interkalibreringsområde
G/M-grænse	Grænsen mellem god og moderat tilstand
GØT	God økologisk tilstand
HELCOM	Helsinki Commission: Baltic Marine Environment Protection Commission (Havkonvention i Østersøområdet)
Kd	Lyssvækkelseskoefficienten i en vandsøjle
LBST	Landbrugsstyrelsen
LFA	Lokalt funderede analyser (kystvandråd)
MAI	Maximum Allowable Inputs = maksimale næringsstofudledninger/målbekæmpelse
MIM	Miljøministeriet
MST	Miljøstyrelsen
N	Kvælstof (nitrogen)
NEC	National Emissions Ceilings

Forkortelser

NLES	Nitrogen Leaching Estimator (AUs model for beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen)
NST	Naturstyrelsen
NOVANA	Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur
OSPAR	The Oslo and Paris Commission in the North-East Atlantic (Havkonvention i Nordøstatlanten, herunder Nordsøen)
OW	Open water (kystvandstypologi i VP2 for forholdsvis åbne kystvandområder)
P	Fosfor
RBU	Regnbetingede udledninger
SO	Second opinion
VP3	Vandområdeplaner 2021-2027 (danske)
VP3-G	Genbesøg af de danske vandområdeplaner 2021-2027
VRD	EU's vandrammedirektiv (2000/60/EF)



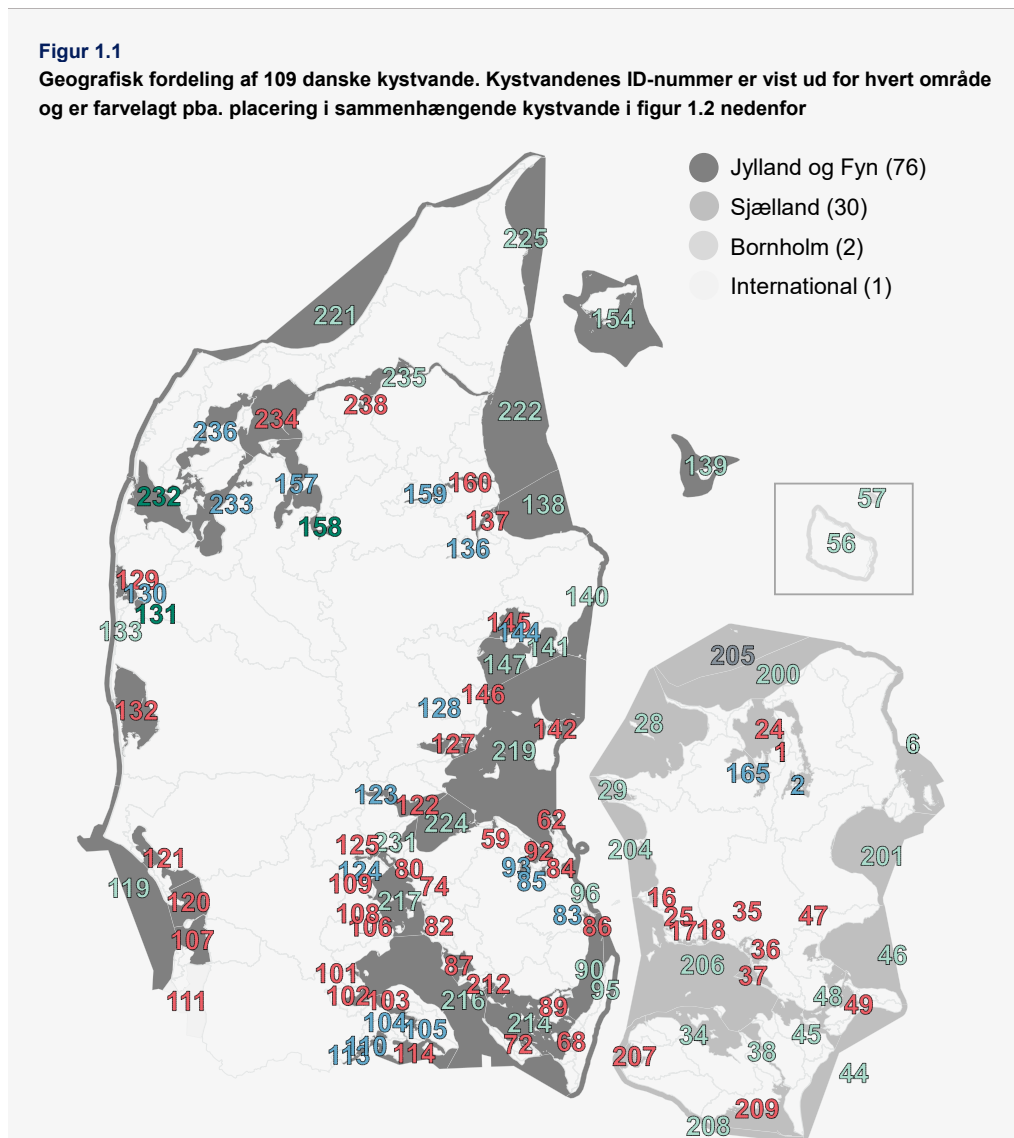
1. Faktaark

Kystvande og oplande i VP3

For at forstå det faglige grundlag for kvælstofindsatsen er det centralt at forstå opdelingen af kystvande og oplande i regi af vandområdeplanerne, 2021-2027 (VP3). Det følger af vandrammedirektivets bilag II, at medlemsstaterne skal "*angive overfladevandområdets beliggenhed og grænser og foretager en første karakterisering af sådanne vandområder*", og at "*medlemsstaterne kan gruppere overfladevandområder med henblik på denne første karakterisering*".

Opgørelser og afgrænsninger af kystvande og deres karakteristika, og afgrænsninger af oplande, som er tilknyttede specifikke kystvande, er imidlertid ikke kun begreber, som anvendes i beskrivelser af kvælstofindsatsbehovet. Det er også centrale elementer ift. den måde vandrammedirektivet rammesætter hovedformålet om god økologisk tilstand i alle kystvande. Det har dermed stor betydelig betydning for tilgangen til de danske opgørelser over de indsatser, der er nødvendige for at opnå en god økologisk tilstand.

De danske kystfarvande er i VP3 opdelt i 109 vandområder, der dækker alle kystområder inden for fire overordnede vandområdedistrikter, *jf. figur 1.1*.



Anm.: I tabel 1.1 fremgår en liste over alle 109 kystvande, med deres navn, oplandsstørrelse, hovedfarvand mv. Se derudover anmærkning til figur 1.2. Der er to vandområder der både hører med til Jylland og Fyn og til det internationale distrikt, men som i figuren er kategoriseret under kategorien "Jylland og Fyn".

Kilde: Egne illustrationer baseret på VP3 (Miljøministeriet, 2023, bilag 1.1).

For 108 af de 109 kystvande er der defineret et tilhørende opland, hvor vandet, som udledes fra land-baserede kilder i Danmark, kommer fra. Det er kun for området "Kattegat, Nordsjælland >20 m" (ID 205), som omkranser øen "Hesselø", der ikke er defineret et opland i VP3.

Vandområdeplaner udarbejdes for kystvande og andre vandforekomster inden for hver af de fire vandområdedistrikter i VP3, hvorfor de er afgørende for den geografiske opdeling af kystvande og oplande:

- Vandområdedistrikt Jylland og Fyn (Vandområdedistrikt I)
- Vandområdedistrikt Sjælland (Vandområdedistrikt II)
- Vandområdedistrikt Bornholm (Vandområdedistrikt III)
- Internationalt Vandområdedistrikt (Vandområdedistrikt IV)

Det bemærkes dog, at de fire distrikter indgår sammen i de samlede vandområdeplaner for 2021-2027.

Det danske indsatsprogram for kystvande i vandplanerne er baseret på marine modelleringer af de 109 kystvande, hvor relationer mellem næringsstoffilførsler og centrale miljøindikatorer anvendes sammen med belastningsopgørelser til at bestemme det nødvendige indsatsbehov for reducere af næringsstoffilførslerne. Disse indsatser gennemføres som udgangspunkt i oplandet til et vandområde med reduktionsbehov, og hvor indsatserne er med til at reducere næringsstoffilførslerne fra vandtransporten i oplandet, der omfatter bl.a. grundvandspassage, udledning via dræn til vandløb, gennemstrømning af søer med videre inden vandet - og de deri indeholdte stoffer (fx kvælstof) - når frem til kystvandet.

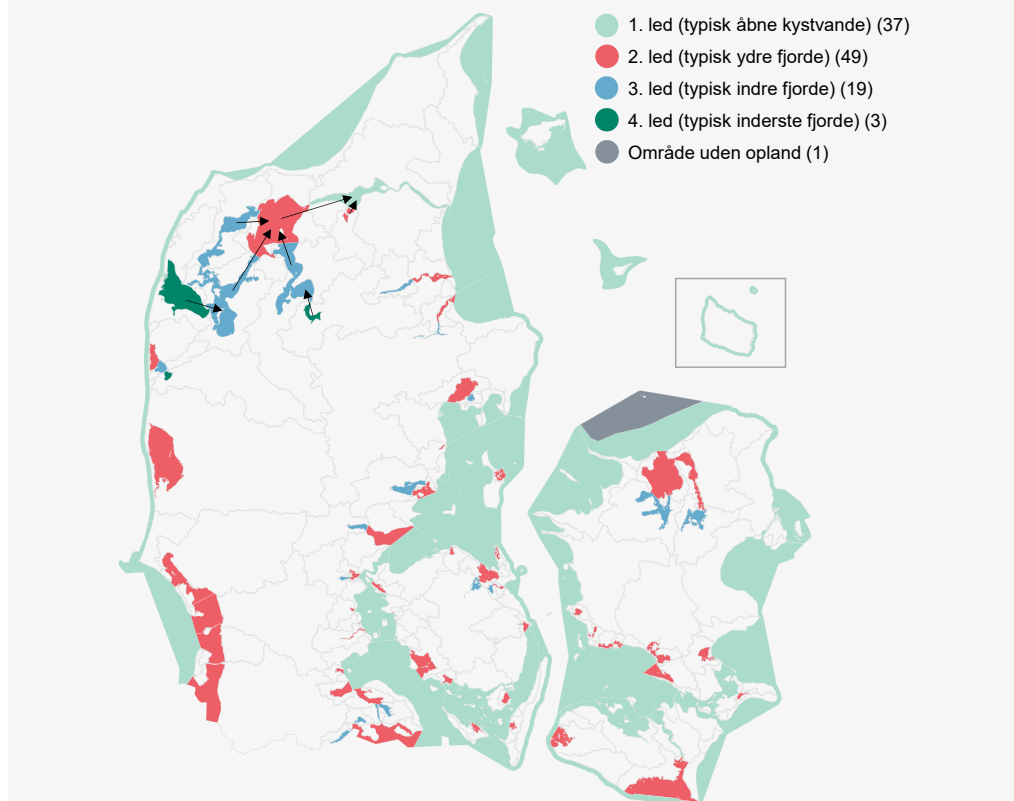
Efter vandtransporten rammer kystvandet fortsætter transporten gennem sammenhængende kystvande. I figur 1.2 fremgår de 109 kystvande, samt hvordan de er forbundet til op/nedstrøms vandområder i fx samme fjord. I figur 1.2 er de 109 vandområder præsenteret ved deres sammenhænge således, at lysegrønne områder ("1. led") repræsenterer det mest nedstrømsliggende kystvand (typisk åbne farvande) i en "kæde" af tilstødende områder, som ligger nedstrøms for røde områder ("2. led", typisk yderfjorde), der igen ligger nedstrøms for lyseblå områder ("3. led", typisk indre fjorde), som ligger nedstrøms mørkegrønne områder ("4. led", typisk den inderste del af en fjord). Forbindelsen mellem kystvande er relevant, da ændringer i næringsstofbelastninger fx i indre fjorde (lyseblå områder i figur 1.2) vil have indflydelse på næringsstoffilførslerne til nedstrøms ydre fjorde (røde områder).

Det bør bemærkes, at reduktioner i *Nissum Bredning* (det største mørkegrønne område, ID 232) kun har fuld effekt i det første nedstrøms område, *Kaas Bredning og Venø Bugt*. Det skal også bemærkes, at det lysegrå område i figur 1.2 (ID205) omkring den lille ø, Hesselø, ikke er inkluderet i beregningen af behovet for reduktioner i VP3, da Hesselø ikke betragtes som et opland i vandområdeplanerne.

Figur 1.2

De 109 kystvande, der repræsenterer danske kystfarvande, farvet på baggrund af placering i forhold til andre sammenhængende kystvande (dvs. deres placering i kæden af tilstødende kystvande)

ID-numre er vist i figur 1.1, hvor de er farvelagt svarende til kystvandene i nærværende figur



Anm.: De 109 vandområder er forbundet således, at lysegrønne områder repræsenterer åbent vand, der ligger nedstrøms til røde områder, som igen ligger nedstrøms til lyseblå områder og så videre. Forbindelserne mellem vandområder er relevante, da ændringer i næringsstofbelastninger i f.eks. indre fjorde (lyseblå områder) vil have indflydelse på nedstrøms ydre fjorde (røde områder). Hvert vandområde har et tilhørende opland på land. Det skal bemærkes, at reduktioner i Nissum Bredning (det store mørkegrønne område) kun har fuld effekt i det første nedstrøms område, Kaas Bredning og Venø Bugt. For hver figur er deloplande til hvert vandområde vist med lysegrå skel. Oplandet til hvert vandområde består af det tilhørende delopland og deloplande til opstrøms vandområder. Bemærk de særlige forhold i Limfjorden hvor Nissum Bredning karakteriseres som "4. led" (typisk inderste del af en fjord), men at der er udveksling af vand med Vesterhavet, og at Langerak ("1. led" i Limfjorden) reelt er en yderfjord og ikke et åbent kystvand.

Kilde: Egne illustrationer baseret på VP3 (Miljøministeriet, 2023, bilag 1.1).

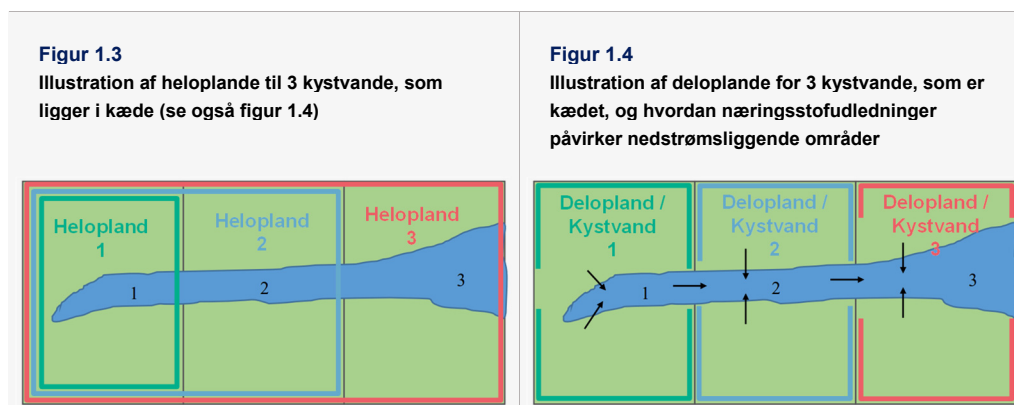
Miljøstyrelsen har med bistand fra Aarhus Universitet og DHI foretaget en gennemgang af det faglige grundlag for den afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande, som indgik i grundlaget for vandområdeplanerne 2015-2021 (VP2). På denne baggrund er den konkrete afgrænsning af kystvande i VP3 justeret i forhold til afgrænsningen i VP2 og omfatter nu 109 afgrænsede kystvande (mod

tidligere 119). Alle 109 områder har et ID-nummer, som dog ikke nødvendigvis er nummeret fortløbende. En oversigt over de 109 kystvande findes i tabel 1.1.

De 109 kystvande er inddelt i 39 typologier (mod tidligere 19 i VP2).¹ De 39 typologier kan henføres til seks overordnede typer (fjord, Vesterhavsfjord, Kattegat, Nordsø, Bælthav, Østersøen). Endvidere er kystvandene tilordnede til et af de ni hovedfarvande, også jf. tabel 1.1. Fire vandområder omfattende Ringkøbing Fjord, som udgør ét vandområde, og Nissum Fjord, som udgør tre vandområder, er udpeget som stærkt modificerede vandområder i VP3 på grund af slusedrift, jf. vandrammedirektivet (2000/60/EF).

Der findes flere kystvande, som "ligger i kæde". Det er f.eks. tilfældet, når vandet fra et vandløb først udledes til et forholdsvis lukket kystvand, f.eks. en fjord eller nor, hvorefter vandet (efter forskelligt opholdstid) strømmer videre til et mere åbent kystvand, f.eks. et bælt, et sund eller andre mere åbne kystnære farvande. Der skelnes derfor mellem et helopland, som er det samlede opland til et kystvand og som kan bestå af flere deloplande.

Den overordnede forskel mellem heloplande og deloplande er, at et helopland er en betegnelse for det samlede opland, der afvander til et kystvand, inkl. deloplande som afvander til evt. kystvande, som ligger "opstrøms". Et delopland angiver et oplandsareal, som afvander direkte til dets tilstødende kystvandområde. Deloplande er ikke overlappende. Det er illustreret skematisk i figur 1.3 og 1.4.



Kilde: Baseret på illustration fra VP3 (Miljøstyrelsen, 2023).

Indsatser i vandplaner er fordelt på deloplandsniveau. Dermed har indsatser i et delopland, som hører til et kystvand, som ligger opstrøms, en vis effekt på kystvandet – og dermed dimensionering af indsatserne i deloplandet - nedstrøms.

Størrelser (opgjort pba. areal eller vandvolumen) af kystvandene varierer i høj grad og korrelerer ikke med oplandsarealstørrelsen. Et forholdsvis lille kystvand kan dermed have et stort opland.

¹ Se BEK nr 795 af 13/06/2023 for typologi i VP3: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/795>. Se BEK nr 837 af 27/06/2016 for typologi i VP2: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/837>.

Tabel 1.1

Oversigt over de 109 kystvande jf. VP3 (sorteret efter hovedfarvand og mest nedstrømsliggende kystvand, og med angivelse af hhv. hovedfarvand, ID-nummer, betegnelse/navn, ID-numre af evt. nedstrøms-kystvand samt størrelsen af både heloplandet og deloplandet)

Hovedfarvand	Kystvand-ID	Navn	Nedstrøms-kystvand-ID	Oplandsareal, km ²	
				Helopland	Delopland
Nordsøen	111	Lister Dyb	119	1877,9	1877,9
Nordsøen	107	Juvre Dyb	119	284,4	284,4
Nordsøen	120	Knudedyb	119	1453,4	1453,4
Nordsøen	121	Grådyb	119	1820,4	1820,4
Nordsøen	119	Vesterhavet, syd		5776,4	340,4
Nordsøen	132	Ringkøbing Fjord	133	3476,5	3476,5
Nordsøen	131	Nissum Fjord, Felsted Kog	130	1202,5	1202,5
Nordsøen	130	Nissum Fjord, mellem	129	1311,9	109,4
Nordsøen	129	Nissum Fjord, ydre	133	1615,1	303,2
Nordsøen	133	Vesterhavet, nord		5123,8	32,2
Skagerrak	221	Skagerrak		1270,6	1270,6
Kattegat	225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt		538,3	538,3
Kattegat	232	Nissum Bredning	233	596,7	596,7
Kattegat	233	Kås Bredning og Venø Bugt	234	1330,0	733,2
Kattegat	234	Løgstør Bredning	235	5081,9	578,7
Kattegat	236	Thisted Bredning	234	552,0	552,0
Kattegat	158	Hjarbæk Fjord	157	1177,8	1177,8
Kattegat	157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	234	2621,2	1443,5
Kattegat	238	Halkær Bredning	235	273,5	273,5
Kattegat	235	Nibe Bredning og Langerak		7599,2	2243,7
Kattegat	159	Mariager Fjord, indre	160	268,7	268,7
Kattegat	160	Mariager Fjord, ydre	222	572,0	303,3
Kattegat	222	Kattegat, Aalborg Bugt		1307,0	735,0
Kattegat	136	Randers Fjord, indre	137	3105,1	3105,1
Kattegat	137	Randers Fjord, ydre	138	3254,2	149,1
Kattegat	138	Hevring Bugt		3457,0	202,8
Kattegat	139	Anholt		21,8	21,8
Kattegat	154	Kattegat, Læsø		118,5	118,5
Kattegat	165	Isefjord, indre	24	645,5	645,5
Kattegat	24	Isefjord, ydre	200	766,3	120,8

Tabel 1.1

Oversigt over de 109 kystvande jf. VP3 (sorteret efter hovedfarvand og mest nedstrømsliggende kystvand, og med angivelse af hhv. hovedfarvand, ID-nummer, betegnelse/navn, ID-numre af evt. nedstrøms-kystvand samt størrelsen af både heloplandet og deloplandet)

Hovedfarvand	Kystvand-ID	Navn	Nedstrøms-kystvand-ID	Oplandsareal, km ²	
				Helopland	Delopland
Kattegat	2	Roskilde Fjord, indre	1	448,9	448,9
Kattegat	1	Roskilde Fjord, ydre	200	1178,1	729,2
Kattegat	200	Kattegat, Nordsjælland		2324,0	379,6
Kattegat	205	Kattegat, Nordsjælland >20 m		-	-
Nordlige Bælthav	140	Djursland Øst		725,8	725,8
Nordlige Bælthav	141	Ebeltoft Vig		59,8	59,8
Nordlige Bælthav	144	Knebel Vig	145	21,1	21,1
Nordlige Bælthav	145	Kalø Vig	147	214,4	193,3
Nordlige Bælthav	147	Århus Bugt og Begtrup Vig		656,8	442,4
Nordlige Bælthav	146	Norsminde Fjord	219	108,6	108,6
Nordlige Bælthav	128	Horsens Fjord, indre	127	492,1	492,1
Nordlige Bælthav	127	Horsens Fjord, ydre	219	519,5	27,4
Nordlige Bælthav	59	Nærrå Strand	219	74,1	74,1
Nordlige Bælthav	93	Odense Fjord, Seden Strand	92	988,5	988,5
Nordlige Bælthav	92	Odense Fjord, ydre	219	1059,9	71,5
Nordlige Bælthav	62	Lillestrand	219	14,6	14,6
Nordlige Bælthav	142	Stavns Fjord	219	8,4	8,4
Nordlige Bælthav	219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav		2103,1	317,9
Nordlige Bælthav	28	Sejersø Bugt		313,8	313,8
Lillebælt	123	Vejle Fjord, indre	122	388,9	388,9
Lillebælt	122	Vejle Fjord, ydre	224	726,9	338,0
Lillebælt	224	Nordlige Lillebælt		1044,7	317,8
Lillebælt	124	Kolding Fjord, indre	125	320,3	320,3
Lillebælt	125	Kolding Fjord, ydre	231	359,5	39,2
Lillebælt	80	Gamborg Fjord	231	53,3	53,3
Lillebælt	231	Lillebælt, Snævringen		501,7	89,0
Lillebælt	109	Hejlsminde Nor	217	107,6	107,6
Lillebælt	108	Avnø Vig	217	44,8	44,8
Lillebælt	106	Haderslev Fjord	217	185,0	185,0
Lillebælt	82	Aborg Minde Nor	217	83,6	83,6

Tabel 1.1

Oversigt over de 109 kystvande jf. VP3 (sorteret efter hovedfarvand og mest nedstrømsliggende kystvand, og med angivelse af hhv. hovedfarvand, ID-nummer, betegnelse/navn, ID-numre af evt. nedstrøms-kystvand samt størrelsen af både heloplandet og deloplandet)

Hovedfarvand	Kystvand-ID	Navn	Nedstrøms-kystvand-ID	Oplandsareal, km ²	
				Helopland	Delopland
Lillebælt	74	Bredningen	217	111,3	111,3
Lillebælt	217	Lillebælt, Bredningen		741,7	209,3
Lillebælt	113	Flensborg Fjord, indre	114	42,1	42,1
Lillebælt	114	Flensborg Fjord, ydre	216	210,1	109,0
Lillebælt	110	Nybøl Nor	114	58,9	58,9
Lillebælt	105	Augustenborg Fjord	103	94,5	94,5
Lillebælt	104	Als Sund	103	44,9	44,9
Lillebælt	103	Als Fjord	216	239,2	99,7
Lillebælt	102	Åbenrå Fjord	216	81,1	81,1
Lillebælt	101	Genner Bugt	216	38,8	38,8
Lillebælt	87	Helnæs Bugt	216	183,3	183,3
Lillebælt	216	Lillebælt, syd		1131,9	379,4
Storebælt	29	Kalundborg Fjord		64,5	64,5
Storebælt	204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt		1088,7	1088,7
Storebælt	85	Kertinge Nor	84	17,3	17,3
Storebælt	84	Kerteminde Fjord	96	36,1	18,7
Storebælt	96	Storebælt, NV		148,6	112,5
Storebælt	95	Storebælt, SV		139,8	139,8
Storebælt	83	Holckenhavn Fjord	86	221,3	221,3
Storebælt	86	Nyborg Fjord	90	241,6	20,3
Storebælt	89	Lunkebugten	90	17,8	17,8
Storebælt	90	Langelandssund		538,4	279,0
Storebælt	68	Lindelse Nor	214	31,6	31,6
Storebælt	72	Kløven	214	26,3	26,3
Storebælt	212	Faaborg Fjord	214	28,6	28,6
Storebælt	214	Det sydfynske Øhav		434,5	348,1
Storebælt	16	Korsør Nor	206	30,0	30
Storebælt	25	Skælskør Fjord og Nor	206	26,1	26,1
Storebælt	17	Basnæs Nor	206	43,3	43,3
Storebælt	18	Holsteinborg Nor	206	19,0	19,0

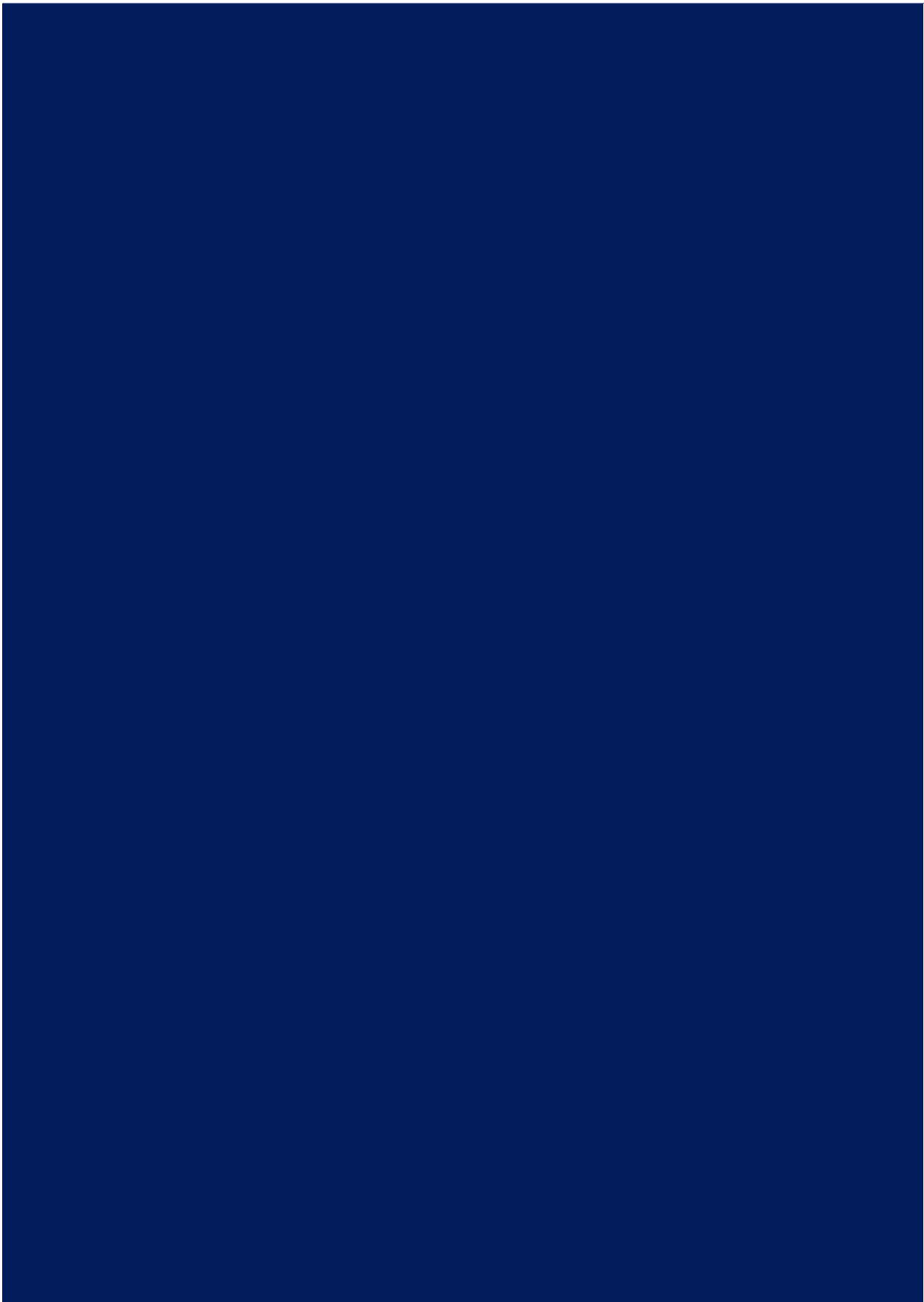
Tabel 1.1

Oversigt over de 109 kystvande jf. VP3 (sorteret efter hovedfarvand og mest nedstrømsliggende kystvand, og med angivelse af hhv. hovedfarvand, ID-nummer, betegnelse/navn, ID-numre af evt. nedstrøms-kystvand samt størrelsen af både heloplandet og deloplandet)

Hovedfarvand	Kystvand-ID	Navn	Nedstrøms-kystvand-ID	Oplandsareal, km ²	
				Helopland	Delopland
Storebælt	35	Karrebæk Fjord	206	1105,0	1105
Storebælt	36	Dybsø Fjord	206	43,6	43,6
Storebælt	37	Avnø Fjord	206	137,4	137,4
Storebælt	206	Smålandsfarvandet, åbne del		1541,2	136,8
Storebælt	34	Smålandsfarvandet, syd		433,6	433,6
Storebælt	38	Guldborgsund		263,1	263,1
Storebælt	45	Grønsund		192,5	192,5
Sydlig Bælthav	207	Nakskov Fjord	208	246,1	246,1
Sydlig Bælthav	209	Rødsand og Bredningen	208	300,3	300,3
Sydlig Bælthav	208	Femberbælt		857,9	311,5
Øresund	6	Nordlige Øresund		601,5	601,5
Øresund	201	Køge Bugt		872,3	872,3
Østersøen	49	Stege Nor	48	18,0	18,0
Østersøen	48	Stege Bugt		230,6	212,6
Østersøen	47	Præstø Fjord	46	151,5	151,5
Østersøen	44	Hjelm Bugt		106,2	106,2
Østersøen	46	Fakse Bugt		369,7	218,2
Østersøen	57	Østersøen, Christiansø		0,4	0,4
Østersøen	56	Østersøen, Bornholm		589,3	589,3

Anm.: Bemærk, at heloplande kan overlape hinanden. Kun summen af det samlede heloplandsareal i områder uden nedstrøms ID svarer til Danmarks samlede areal.

Kilde: Baseret på data fra Miljøstyrelsen.



2. Baggrundsanalyse

Betydningen af nye belastningsdata

Af *Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug* fra 2021 følger, at der, i regi af second opinion, skal foretages en opdatering af belastningsopgørelserne for kvælstof (N) og fosfor (P) til kystvande og søer på baggrund af de seneste tilgængelige data.

Denne baggrundsanalyse redegør for ændringer i belastningsdata fra Aarhus Universitet siden udarbejdelsen af vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3), der anvendes som datagrundlag ved opgørelse af statusbelastninger til genbesøg af VP3 (VP3-G) og second opinion, og som også anvendes ved opgørelse af målbelastninger for næringsstoffer i second opinion.

Analysen sammenligner herefter nationale belastningsopgørelser fra data til VP3 og VP3-G for perioden 2014-2018 og beskriver den nationale udvikling i kvælstofbelastninger fra 2018 til 2021. Analysen illustrerer endvidere, ved et regneeksempel, betydningen af det opdaterede datagrundlag i forhold til opgørelse af indsatsbehov og målbelastninger. Den viser også hvordan dataopdateringer kan resultere i ændringer i både målbelastninger og kvælstofindsatsbehov på tværs af landet. Konkret opstiller analysen et regneeksempel for hvordan et tænkt ("hvad nu hvis" eller kontrafaktisk) indsatsbehov i VP3 kunne have set ud, hvis opdaterede data til brug for VP3-G anvendes til opgørelse af henholdsvis statusbelastning for 2018 (middel af afstrømningsnormaliserede data for 2016-2018) og opdaterede målbelastninger (procentvise kvælstofreduktioner med udgangspunkt i middel af årsaktuelle næringsstofbelastninger for 2014-2018). Analysen anvender således ikke data for kvælstofbelastninger i årene efter 2018 eller de opdaterede kvælstofbaselineeffekter for 2022-2027. Regneeksemplet tager udgangspunkt i opdaterede målbelastninger fra second opinion scenarie 1.¹

Præsenterede resultater på baggrund af regneeksemplet kan ikke sammenlignes med indsatsbehovene jf. scenarie 1-3 i second opinion. Det skyldes, at ændringerne i indsatsbehov mellem VP3 og scenarie 1-3 i second opinion også kan henføres til en række andre justeringer, og at det ikke vurderes muligt at adskille effekten af disse justeringer på en meningsfuld måde. Justeringerne dækker bl.a. over opdaterede belastningsopgørelser og metode anvendt til beregning af statusbelastning for 2021, opdateret baselineeffekter for 2022-2027, samt opfølgning på anbefaling fra internationale eksperter om justering af miljømål for klorofyl-a i åbne kystvandområder i scenarie 2-3 i second opinion.

¹ Det bemærkes, at de opdaterede målbelastninger er korrigeret for ændringer i fosforbelastninger mellem 2014-2018 til den opdaterede fosforstatusbelastning for 2021 i second opinion og opdaterede fosfor-baselineeffekter for 2022-2027, mens målbelastninger i VP3 er korrigeret for fosforbaselinen for 2018-2027.

Målet med analysen er således ikke at forklare ændringerne i indsatsbehov mellem VP3 og second opinion, men at beskrive de underliggende ændringer i det opdaterede datagrundlag, som anvendes til beregninger af indsatsbehov, og illustrere hvordan ændringer i disse – isoleret set og under forudsætning om ikke-forringelse af vandmiljøet – kan påvirke indsatsbehovet. Analysen viser også, at dataopdateringerne som udgangspunkt ikke medfører ændringer i det procentvise reduktionsbehov i kystvandene, som estimeres af marine modeller ifm. opgørelse af målbelastninger.

Det bemærkes, at ændringer mellem det nationalt opgjorte indsatsbehov i VP3 og det kontrafaktiske VP3-indsatsbehov præsenteret i nærværende analyse primært forudsættes at være en direkte konsekvens af at der nu opgøres lavere kvælstofbelastninger for perioden 2016-2018 (de år der indgik statusbelastning i VP3), end statusbelastningerne, som fremgår af VP3. Analysen forholder sig ikke til, hvordan udviklingen i belastninger fra 2018-2021 påvirker indsatsbehovet.

Taskforcen bemærker i forhold til dataopdateringerne siden VP3, at den seneste forskning og viden naturligvis bør finde anvendelse ved opdateringer af belastningsdata i regi af det danske overvågningsprogram, NOVANA, men bemærker også, at de årlige justeringer af historiske belastningsopgørelser giver geografiske forskydninger i det faglige grundlag i forhold til VP3. Jævnfør resultater fra second opinion vurderes det faglige grundlag at være robust i forhold til opgørelse af indsatsbehovet.

2.1 Baggrund

I forbindelse med second opinion foretages en opdatering af baselinebelastningen for 2027, herunder opdatering af statusbelastning og baselineeffekterne. Statusbelastningen er et udtryk for "det aktuelle niveau" af den danske landbaserede tilførsel af kvælstof og fosfor til de danske marine vandområder, rensat for år-til-år variation og baseret på de senest tilgængelige data ved opgørelsestidspunktet. Baselineeffekterne omfatter en fremskrivning af kvælstof- og fosforeffekten af allerede iværksatte eller planlagte tiltag (på nær indsatser i gældende vandområdeplaner) og generel udvikling i perioden mellem statusbelastning og udgangen af vandplanperioden (dvs. baselineeffekterne beregnet for perioden 2022-2027 anvendes i forbindelse med genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3)). Den estimerede baselinebelastning i 2027 opgøres som statusbelastningen fratrukket baselineeffekterne.

Indsatsbehovet for kystvande kan herefter som udgangspunkt opgøres som differencen mellem baselinebelastningen og målbelastningen, hvor målbelastningen er den danske belastning, der understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand. Se også faktaark om Kystvande og oplande i VP3 og kapitel 3 i second opinion rapporten.

Jævnfør kommissorium for second opinion skal den tidsserie for belastningsdata, som indgår i opgørelse for kvælstofindsatsbehovet undersøges, herunder *"Betydningen af at inkludere forskellige årstal i opgørelsen, herunder 2019-2022"*.

I second opinion er statusbelastningen opdateret med data frem til 2021, som er seneste tilgængelige år for data på deloplandsniveau, som er nødvendigt for opgørelse af indsatsbehovet. Som en del af det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur, NOVANA, opdateres belastningsdata årligt af Aarhus Universitet (AU), hvor der med ca. 1-1½ års forskydning foreligger data på nationalt plan og for såkaldte "farvand4-områder". De landsdækkende tal for 2022 forelå således i februar

2024. Når belastningsdata fra AU skal indgå i grundlaget for vandområdeplanerne, herunder ift. kystvande, foretager Miljøstyrelsen en opgørelse på de enkelte kystvandområder til brug i vandplanlægningen, som har en anden afgrænsning end farvand4-områder. Herefter vil baselineeffekter, baselinebelastning, evt. målbelastninger og indsatsbehov mv. skulle beregnes i Miljøstyrelsen og med bidrag fra forskningsinstitutioner. En mulig opdatering af statusbelastning til 2022-data ville tidligst kunne foreligge ultimo 2024 eller primo 2025. Nye belastningsdata fra AU for 2023 forventes at foreligge med udgangen af 2024 eller primo 2025.

Aarhus Universitet vurderer om belastningsdata fra 2022, at den normaliserede kvælstoftilførsel i 2022 overordnet er på niveau med de seneste års data fra 2017-2021.²

Nyt datagrundlag til second opinion

For at kunne opdatere statusbelastninger med data frem til 2021, og dermed for at kunne gennemføre en second opinion med opdatering af kvælstofindsatsbehovet, er der behov for at anvende de mest opdaterede belastningsdata fra Aarhus Universitet fra marts 2023, som er beregnet med en metode, som er modificeret/forbedret i forhold til den metode, som blev anvendt til at oparbejde VP3-belastningsdata. Disse data adskiller sig fra data anvendt til brug fra VP3, hvor belastningsdata frem til 2018 blev anvendt.³

Nedenfor følger overordnede beskrivelser af de forskellige typer justeringer, som er foretaget ifm. opdateringen af datagrundlaget fra Aarhus Universitet, og hvad opdateringerne af data frem til 2018 isoleret set medfører af ændringer på kvælstofindsatsbehovet, sammenlignet med belastningsniveauer i VP3.

Beskrivelser af ændringer i belastningsdata ift. VP3

I forbindelse med VP3 blev aktuelle (ikke-afstrømningsnormaliserede) data for perioden 2014-2018 anvendt til brug for modelberegninger af maksimale kvælstoftilførsler (MAI), mens statusbelastningen blev beregnet som løbende middelværdi af afstrømningsnormaliserede årlige belastninger i 2016-2018. Der blev, til brug for statusbelastningen, anvendt 3 års data og ikke en længere tidsperiode, da der på dette tidspunkt var problemer med data fra tidligere år på grund af en analysefejl. Data for perioden 2009-2015 er siden blevet genoprettet ved at korrigere for analysefejlen, så der nu foreligger en hel dataserie for 1990-2021. I den opdaterede statusbelastning anvendes tidsserier for 1990-2021, som er geografisk fordelt. Dog anvendes der for afstrømningsnormaliseringen af vandmængder en 30-årig periode, dvs. 1992-2021. Data er leveret af Aarhus Universitet, som er Fagdatacenter for Ferskvand, der inkluderer belastning og stoftransport i NOVANA. Den opdaterede statusbelastning i second opinion er beskrevet i kapitel 1 i second opinion rapporten og i *Baggrundsanalyse om Opgørelse af statusbelastning til genbesøg af vandområdeplanerne 2021-2027*.

Opgørelser af udledningen til kystvande foretages årligt af AU i NOVANA afrapporteringen og bygger på såvel måledata som modeldata i de områder, hvor der ikke foreligger målinger. Områder med

² Se s. 23 i Hansen et al (2024).

³ Se nærmere beskrivelser af dataopdateringer siden VP3 i Thodsen et al., 2021a (NOVANA Vandløb 2019), Thodsen et al., 2021b (NOVANA Vandløb 2020) og Thodsen et al., 2023 (NOVANA Vandløb 2021).

målinger er udvidet siden 2016-2017. Anvendelsen af flere målestationer i den nye tidsserie for de senere år følger af beslutning om yderligere målestationer i Aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015, hvilket har medført, at omfanget af umålt opland er reduceret. Antallet af målestationer i AU's datagrundlag var 169 målestationer i 2017 og 237 målestationer i 2018⁴. I opgørelserne for 2019 og 2020 indgik data fra 233 målestationer⁵. I 2021 var antallet af målestationer 230, hvor de dækkede cirka 60 % af Danmarks areal. Opgørelser af næringsstofbelastninger fra umålte dele af oplandene foretages ved modelberegninger af Aarhus Universitet. Antal målestationer i det enkelte år kan variere afhængigt af, om der har været målestationer med driftsproblemer og generel justering af antal målestationer i overvågningsprogrammet.

AU foretager løbende opdateringer af det faglige grundlag. Siden opgørelserne i VP3 er der inddraget nyeste måledata fra perioden 2019-2021 og foretaget opdateringer af den opgjorte vandafstrømning og udledning fra de umålte oplande, ligesom nyeste data fra udledningen fra punktkilder indgår. AU bemærker i de årlige opdateringer, at der, for hver opgørelse (hver ny rapportering) af vandafstrømning og næringsstofforførsler til havet, foretages en ny beregning for hele perioden fra 1990 til aktuelt opgørelsesår, for at sikre en konsistent tidsserie.⁶ Det betyder, at flere parametre (fx målestationsgrundlaget, modelgrundlag og inputparametre som fx nedbør og punktkildedata) kan ændre sig imellem hver opgørelse. Derudover bemærker AU, at der løbende foretages rettelser i måledata, der fører til mindre ændringer i de opgjorte tilførsler, samt at der med mellemrum sker forbedringer af opgørelsesmetoderne. Tilsammen medfører de løbende ændringer, at opgørelser af (både aktuelle og normaliserede) tilførsler, afstrømninger og stoftransporter af kvælstof (N) og fosfor (P) ændres også for tidligere år, når der præsenteres nye NOVANA-tal for seneste opgørelsesår.⁷ At tilføje et nyt års data til tidsserierne medfører således i sig selv mindre ændringer bagud i tid da relationer anvendt til fx hulludfyldning, normalisering og biaskorrektion af afstrømning påvirkes.

I boks 2.1 præsenteres de overordnede ændringer, som sker i forbindelse med årlige NOVANA-opgørelser.

⁴ Se s. 34 i Thodsen et al., 2019a (Vandløb 2018. NOVANA).

⁵ Se s. 46 i Thodsen et al., 2023 (Vandløb 2021. NOVANA).

⁶ Se s. 10 i Thodsen et al., 2023.

⁷ Thodsen & Tornbjerg, 2022.

Boks 2.1**Overordnede ændringer, som indgår i årlige opdateringer af belastningsdata fra NOVANA**

Næringsstoffilførsler til kystvande, opgjort i tons N eller P, kan overordnet opgøres ved "*Stoftransport = vandafstrømning x næringsstofkoncentrationer i vandet*". Ændringerne i belastningsdata, som sker hvert år i forbindelse med nye NOVANA-opgørelser, vedrører både opgørelser af vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer, og kan overordnet opdeles i

1. "Huludfyldning" af næringsstofkoncentrationer for stationer, som er umålte i nogle år, men målte i andre år. Der beregnes en relation mellem målte og modellerede koncentrationer (for hele den målte periode). Denne relation anvendes sammen med modellerede koncentrationer til at udfylde de manglende år. En tilsvarende fremgangsmåde anvendes til huludfyldning af vandafstrømningen.
2. Opdateringer af modellerede afstrømninger fra den nationale vandressource model (GEUS's "DK-model"), hvoraf der også foretages trend- og biaskorrektioner,
3. Opdateringer af modellerede næringsstofkoncentrationer i umålt opland enten pga. ændrede model-input data eller ny model. Desuden påvirkes de anvendte modellerede koncentrationer for umålt opland af bias-korrektioner på baggrund af sammenligninger imellem målestationsdata og model-output-data for stationer i sammenlignelige områder.
4. Permanente eller midlertidige korrektioner af tidligere anvendt data pba. nye forskningsresultater eller kvalitets-sikring, samt opdateringer af punktkildedata.

Dertil kommer opdateringer vedr. metode og data til afstrømningsnormalisering af næringsstoffilførslerne, som anvendes til "normaliserede" opgørelser frem for års-"aktuelle" opgørelser.

Kort om "huludfyldning" af vandafstrømningstidsserier

"Huludfyldning" af stationer uden fuld måletidsserie foregår ved at sammenstille afstrømninger fra DK-Modellen og hydrometriske måledata. I forbindelse med hver ny afrapportering køres DK-modellen for hele perioden fra 1990, således at den nyeste version af modellen anvendes, og der anvendes en konsistent tidsserie.

Kort om modellering af afstrømning

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det metodiske grundlag, der er beskrevet i Thodsen et al. (2019a, Vandløb 2018. NOVANA) og som løbende justeres (Thodsen et al., 2024 (Vandløb 2022. NOVANA)). For målt opland er metoderne beskrevet i tekniske anvisninger. Afstrømningen fra det umålte opland beregnes med "Den Nationale Vandresourcemodel", som er en hydrologisk model (benævnt "DK-Modellen"). Den målte afstrømning for hydrometri-målestationer og DK-modellens afstrømning har ikke helt samme udvikling siden 1990 (primært pga. inhomogenitet i den nedbørstidsserie siden 1990 i det data, som DMI stiller til rådighed), og det har ikke været muligt helt at eliminere denne forskel. Derfor har forskerne bag opgørelserne vurderet det nødvendigt at lave en trendkorrektion af DK-modellens afstrømning, som genberegnes for hvert rapportingsår.²⁾ Der blev frem til 2018-opgørelsen (Vandløb 2018) kun foretaget trend- og bias-korrektion på baggrund af havnære hydrometri-målestationer med fuld måletidsserie i 9 biasregioner.¹⁾ Det er dog senere erfaret at dette ikke er optimalt for alle biasregioner og fra NOVANA Vandløb 2020 anvendes dette princip ikke for biasregionerne hhv. Lolland-Falster og Bornholm. Disse to biasregioner er karakteriseret ved en høj andel af umålt opland og få, forholdsvis små, vandløb med forholdsvis høj usikkerhed på afstrømningsopgørelsen. Dette medfører justeringer i opgørelser af afstrømning for dele af det umålte opland i hele tidsserien 1990-2021.

Boks 2.1 (fortsat)**Overordnede ændringer, som indgår i årlige opdateringer af belastningsdata fra NOVANA****Kort om modellering af koncentrationer i umålt opland**

For de umålte oplande er tilførslen af total-kvælstof beregnet ved brug af empiriske/statistiske modeller for tilførsel og omsætning af kvælstof i overfladevandssystemet, samlet i den såkaldte DK-QNP-model ²⁾.

Kort om permanente eller midlertidige korrektioner

Der er foretaget korrektion (genopretning) af data for kvælstofkoncentrationer fra 2009 til første kvartal 2017. ³⁾ Der er ligeledes foretaget korrektion for fosforkoncentrationer fra 2016 til første kvartal 2017, men ikke for perioden 2009-2015. AU bemærker, at det ikke kan udelukkes, at det kan blive relevant at korrigere data for fosfor fra 2009-2015 på et senere tidspunkt. ⁴⁾ For punktkilder er der anvendt nye metoder til opførelse af månedlige punktkildetilførsler. ⁵⁾

Kort om afstrømningsnormalisering

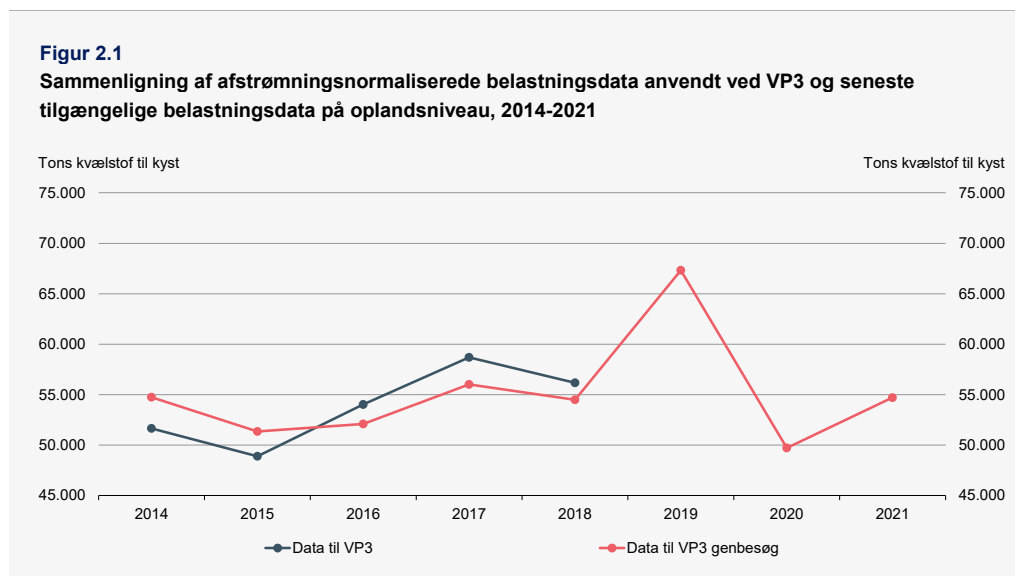
År-til-år variationer i kvælstofudledningen til kystvande er i væsentlig grad påvirket af klimatiske/vejmæssige forhold, herunder særligt mængden og den tidlige fordeling af nedbør i det enkelte år. For at håndtere effekten af år-til-år variationer i den resulterende vandafstrømning foretager Miljøstyrelsen en afstrømningsnormalisering af belastningen for at estimere den belastning, der havde været, såfremt vandføringen de enkelte år havde været lig med normalvandføringen i de seneste 30 år (dvs. perioden 1992-2021 fsva. belastning i 2021). Metoden bag denne afstrømningskorrektion er udviklet af Aarhus Universitet. ⁶⁾ Vandføringsnormaliseringen foretages på månedsniveau og er specifik for hvert opland.

Anm.: 1) En **hydrometri-station** er en målestation i et vandløb, hvor der måles vandføring. En **biasregion** er et afgrænset område, hvor man sammenholder observerede data fra vandløb med modelberegne værdier de samme steder, og korrigerer vandafstrømningen eller næringsstofkoncentrationerne i umålt opland ud fra de fundne forskelle.

Kilde: 2) Thodsen et al. (2019b), 3) Se s. 12 i Thodsen et al., 2023 (Vandløb 2021, NOVANA), 4) Se s. 14 i Thodsen et al., 2023. 5) Se s. 19 i Thodsen et al., 2023. 6) Se metode J i Larsen et al. (2020).

Figur 2.1 viser dels ændring i data ift. opgørelsen for 2014-2018 og nye data for 2019-2021. Det ses, at der for perioden 2014-2018 er år, hvor belastningen er estimeret større og år, hvor der estimeres lavere belastning end i dataserien fra VP3. En del af ændringerne kan tilskrives genopretning af måledata pga. analysefejl, jf. boks 2.1. Desuden ses at selv om data er afstrømningsnormaliseret var belastningen for 2019 større end forudgående normaliserede år på grund af tørken i 2018, der gav ringere høstudbytter og større udvaskning af uforbrugt kvælstof i det følgende år. ⁸⁾

⁸⁾ Se s. 39 i Thodsen et al., 2021 (Vandløb 2019 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA).



Anm.: Figuren viser nationale opgørelser af afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsler til kyst, baseret på belastningsdata for heloplande.

Kilde: Afstrømningsnormaliseret belastningsdata fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

I second opinion fase II konkluderede internationale eksperter, at metoden for opgørelsen af statusbelastningen overordnet set er pålidelig, og at det vurderes anbefalelsesværdigt at opdatere statusbelastninger i second opinion fase III med de seneste konsoliderede overvågningsdata. Panelet anbefaler dog også, at ny videnskabelig viden indarbejdes i opdatering af vandplaner i senere faser og at der forudsættes videnskabelig konsensus herom, før der foretages revision af beregninger. Når datagrundlag er fastlagt, bør det fastholdes i vandplanperioden.

Taskforcen har dog noteret sig, at der er sket væsentlige dataopdateringer siden 2018, og at disse dækker over både konsekvensjusteringer af opdagede datafejl, samt løbende metodiske opdateringer og opdateringer, som har til formål at sikre, at der anvendes det nyeste og mest opdaterede faglige grundlag og sikre en konsistent tidsserie i hele opgørelsesperioden. Der savnes konsekvensvurderinger og dokumentation for AU's løbende metodiske opdateringer og justeringer til specifikke data, som anvendes som datagrundlag for de danske vandområdeplaner for 2021-2027 (VP3). Taskforcen bemærker, at den seneste forskning og viden naturligvis bør finde anvendelse ved opdateringer af belastningsdata i regi af det danske overvågningsprogram, NOVANA. I forhold til den administrative anvendelse af data som grundlag til VP3, bemærkes dog også, at de årlige justeringer af historiske belastningsopgørelser besværliggør formidlingen af det faglige grundlag, og at de i nogle tilfælde kan være mindre hensigtsmæssigt ift. administrativ anvendelse af data i regi af vandplanlægningen i VP3. Taskforcen vurderer, at det til den fremtidige vandplanlægning bør overvejes, om der kan etableres en fagligt funderet metodisk tilgang for opdatering af belastningsdata, som potentielt vil kunne understøtte, at ikke alle data tilbage i tid vil skulle opdateres med ét års mellemrum.

2.2 Opgørelse af dataopdateringens betydning for indsatsbehovet sammenlignet med VP3

De årlige opdateringer af belastningsdata fra AU har betydning for hele tidsserien af belastningsdata og derfor også for både opgørelse af statusbelastning, baselinebelastning og for målbelastninger, som understøtter god økologisk tilstand i kystvandene. Dette er beskrevet nærmere på de følgende sider.

Betydningen af opdateringen kan illustreres ved, som regneeksempel, at sammenligne opgørelser af statusbelastning, baseline og målbelastninger fra VP3 med genberegnete opgørelser, baseret på belastningsdata for samme periode i det opdaterede datagrundlag fra AU. I regneeksemplet anvendes afstrømningsnormaliserede belastningsdata for perioden 2016-2018 til opgørelse af "statusbelastning for 2018", samt samme antagelser og dataperiode (aktuelle belastninger i 2014-2018) til opgørelser af kvælstofmålbelastninger. Konkret anvendes målbelastninger fra VP3 og opdaterede målbelastninger fra second opinion scenarie 1.⁹ Der anvendes derudover samme baselineeffekter for kvælstof for perioden 2019-2027, som i VP3. Belastningsdata fra 2018-2021 anvendes ikke i regneeksemplet.

Af tabel 2.1 fremgår, at opdateringen af belastningsdata på landsplan medfører ændringer i både kvælstof-målbelastninger ift. VP3¹⁰ og "statusbelastning for 2018", som er udgangspunktet for beregning af baselinebelastningen i 2027. Samlet set betyder opdateringen fra VP3-datagrundlaget til det opdaterede datagrundlag – isoleret set og under forudsætning om ikke-forringelse af vandmiljøet¹¹ – at det samlede kvælstofindsatsbehov reduceres med ca. 900 tons (fra ca. 13.000 tons til ca. 12.100 tons), *jf. tabel 2.1*. Som nævnt ovenfor, er denne ændring baseret på en kontrafaktisk (tænkt) beregning af indsatsbehovet, hvor alle antagelser bag opgørelsen af indsatsbehovet i VP3 fastholdes og overføres til det nye datagrundlag.

Det fremgår også af tabel 2.1, at belastningsdata for 2016-2018, svarende til statusbelastningen for 2018 i VP3, på landsplan er ca. 2.000 tons lavere i det opdaterede datagrundlag til brug for second opinion og genbesøget af VP3. En opdatering af MAI under forudsætning af en kontrafaktisk baselinebelastning på 49.300 tons opgøres til 37.200 tons, hvilket er ca. 1.100 tons lavere end i VP3.

⁹ Det bemærkes, at kvælstofmålbelastningerne, som anvendes til second opinion scenarie 1, er korrigeret for opdaterede for fosfor-baselinebelastninger i 2027, og ændringer i målbelastninger i tabel 2.1 inkluderer således også et mindre bidrag fra effekten af opdaterede fosfor-baselinebelastninger.

¹⁰ Her tages der både højde for ændrede opgørelser af N- og P-belastning og at de samlede målbelastninger opgøres under forudsætning om ikke-forringelse af vandmiljøet.

¹¹ Forudsætningen om "ikke-forringelse" betyder, at hvis baselinebelastningen i et område er lavere end den opgjorte målbelastning, så vil indsatsbehovet opgøres til 0 og målbelastningen sættes lig baselinebelastningen. Ændringer i baselinebelastninger kan derfor få betydning for den nationale opgørelse af målbelastninger.

Tabel 2.1

Regneeksempel, som illustrerer isolerede effekter på kvælstofindsatsbehov fra VP3 som følge af opdateret belastningsdata fra Aarhus Universitet

		VP3-data	Kontrafaktiske VP3-opgørelser (baseret på nye belastningsdata frem til 2018)	Ændring
Tons kvælstof pr. år				
"Baselinebelastning i 2027"	Opdatering af baselinebelastning (baseret på opdateret statusbelastning samt baselineeffekter som i VP3)	51.300	49.300	-2.000
	- heraf Statusbelastning 2018 (gns af normaliseret belastning 2016-2018)	56.200	54.200	-2.000
	- heraf Baselineeffekt fra VP3 (2019-2027)	-4.900	-4.900	0
Målbekastninger	Opdatering af MAI (forudsat hhv. den gamle og den nye fosfor-baselinebelastning i 2027)	38.300	37.200	-1.100
Indsatsbehov	Samlet kvælstofindsatsbehov (netto)	13.000	12.100	-900

Anm.: Data i tabellen er afrundet til nærmeste 100 tons kvælstof pr. år, hvilket kan medføre inkonsistente summerede tal. Opgørelserne baseret på nye belastningsdata og antagelser fra VP3 er ikke repræsentative som et potentielt indsatsbehov til genbesøget af VP3. I opdaterede målbekastninger forudsættes opdaterede belastningsdata for fosfor, herunder realisering af fosforbaseline for 2022-2027, som beskrevet i kapitel 2 i second opinion rapporten.

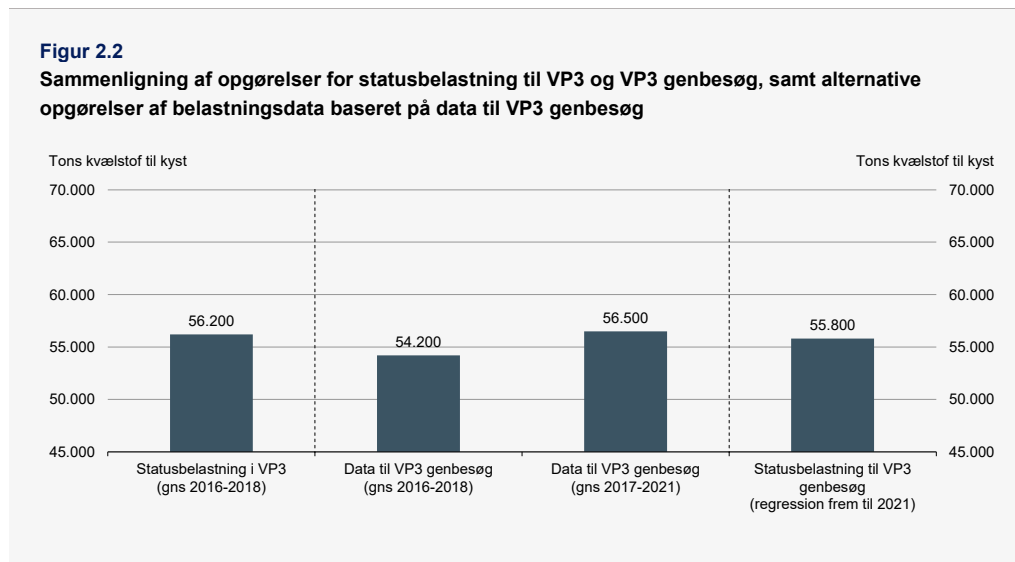
Kilde: Egne beregninger baseret på data til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet, og Vandområdeplanerne 2021-2027.

Det bemærkes, at justeringerne i eksemplet ikke kan betragtes som en alternativ opgørelsesmetode til det, som præsenteres med second opinion, idet data i regneeksemplet beror på udvalgte informationer fra efter 2018, jf. beskrivelser i boks 2.1. Det indebærer bl.a., at selvom konkrete belastningsopgørelser for 2019, 2020 og 2021 ikke anvendes i eksemplet, så er de opdaterede belastningsdata fra AU fra før 2018 bl.a. ændret som følge af nye afstrømningsdata fra 2019-2021. Dertil bemærkes, at der i forbindelse med second opinion er udarbejdet opdaterede baselinefremskrivninger og dermed ny information om forventede næringsstofudviklinger i perioden 2022-2027, som man også ville se bort fra, hvis man fortsat anvendte baselineeffekterne fra VP3.

De præsenterede værdier i tabel 2.1 ovenfor skal derfor alene betragtes som en illustration af betydningen af de justeringer, som er foretaget fsva. data, som blev anvendt til at regne indsatsbehov i VP3.

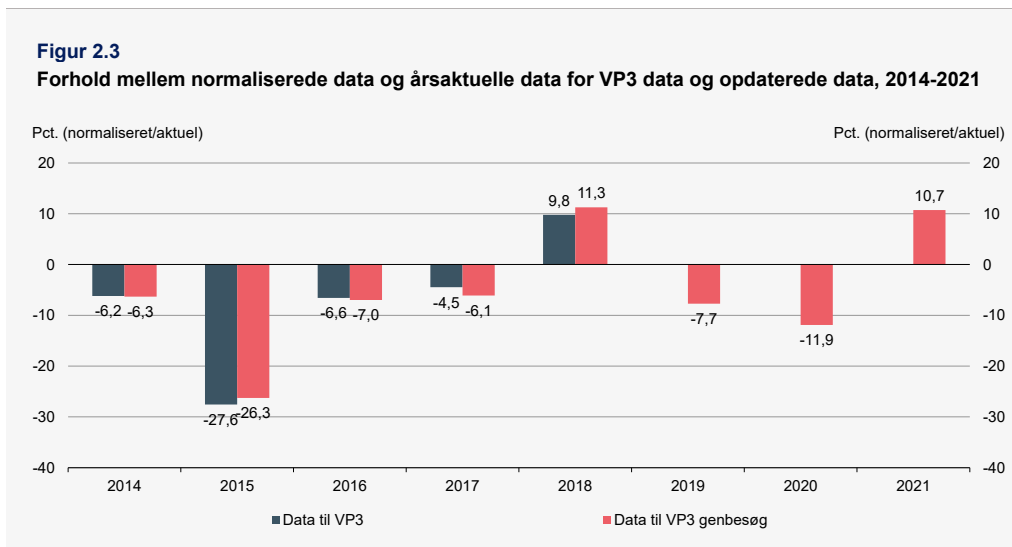
1) Betydning for statusbelastning

Det ses af figur 2.2 at en opdatering af statusbelastning i VP3 til de nye belastningsdata, opgjort for 2016-2018, er 2.000 tons lavere end opgørelsen i VP3. Dette kan henføres til opdateringer af beregningsmetoder særligt for det umålte opland, men også at der indgår flere års data i vandføringsnormaliseringen. Ses der på belastningsopgørelser med data fra efter 2018, viser et 5-årigt gennemsnit med data for 2017-2021 en stigning i den samlede kvælstofbelastning siden statusårene i VP3 (2016-2018). Til sammenligning er statusbelastningen for 2021 til VP3-G (som er baseret på stykvis regression) opgjort til 55.800 tons kvælstof.



Anm.: Figuren viser vandføringsnormaliserede belastningsopgørelser. Opgørelserne er afrundet til nærmeste 100 tons.
 Kilde: Egne beregninger af gennemsnit, baseret på data til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet, og Vandområdeplanerne 2021-2027.

Idet opgørelser af statusbelastninger til VP3 anvender vandføringsnormaliserede data, er det relevant at undersøge, om ændrede belastningsopgørelser skyldes ændret vandføringsnormalisering eller ændrede opgørelser af "års-aktuelle belastninger". En del af ændringerne i data vil således kunne henføres til opdateret vandføringsnormalisering, som er lettere justeret mellem VP3 og VP3-G, *jf. figur 2.3*. Det bemærkes, at vandføringsnormaliserede data anvendes til brug for opgørelse af status- og baselinebelastninger for at sikre at indsatsbehovet opgøres under forudsætning af "neutrale" vejrforhold i 2027. Derfor anvendes korrektion for gennemsnitlige nedbørforhold baseret på de sidste 30 års vandføringsdata, som er almindelig praksis. I de senere år, har der været en tendens til, at gennemsnit af de normaliserede belastninger er lidt lavere end gennemsnit af de aktuelle belastninger på landsplan, men der vurderes ikke at være grundlag for at sige, at det også gør sig gældende i kommende år.

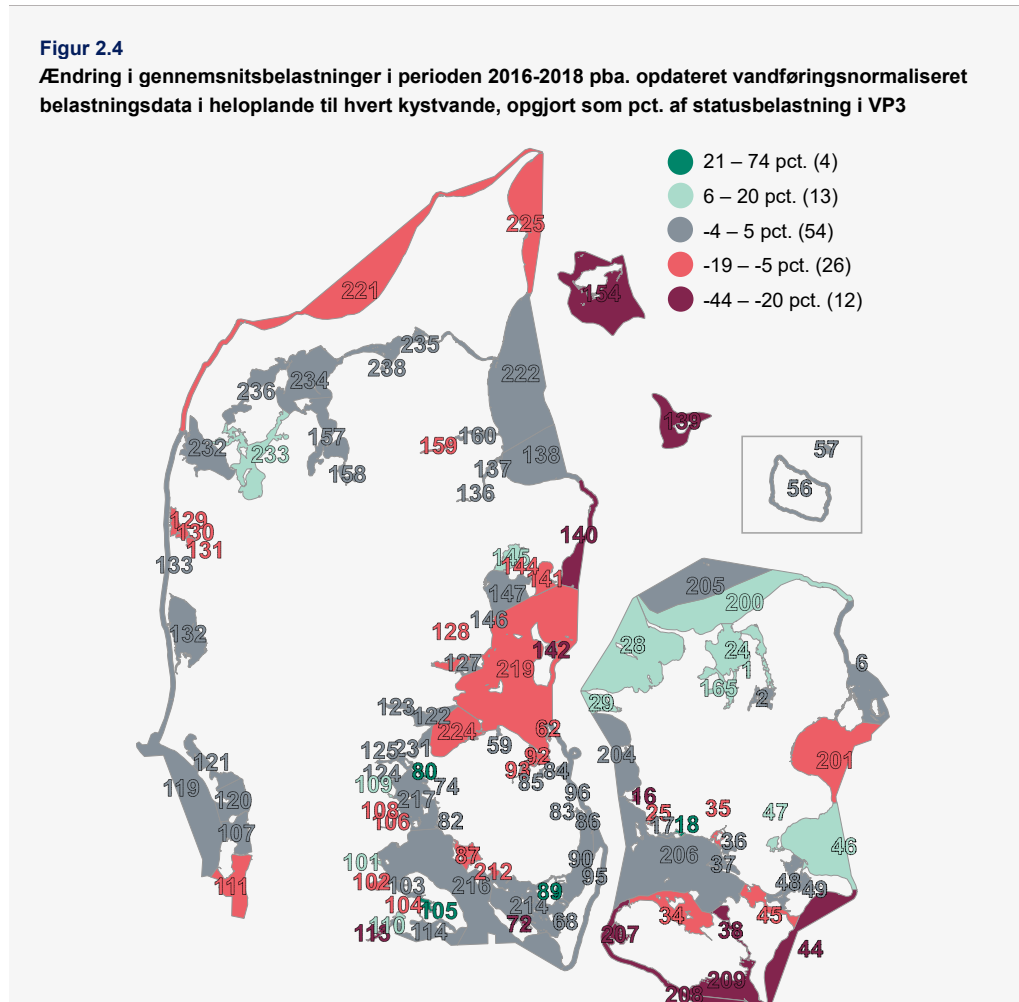


Anm.: Figuren viser procentvise forskelle mellem normaliserede belastninger og årsaktuelle belastninger i perioden 2014-2021, ved data til VP3 og data til VP3 genbesøg. Forholdet mellem normaliserede data og årsaktuelle data er baseret på samme datagrundlag for nationale opgørelser som i figur 2.1, og er opgjort ved:

$$\left(\frac{\text{Normaliseret}}{\text{Aktuel}} - 1\right) \cdot 100$$

Kilde: Egne beregninger på data til VP3 og til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

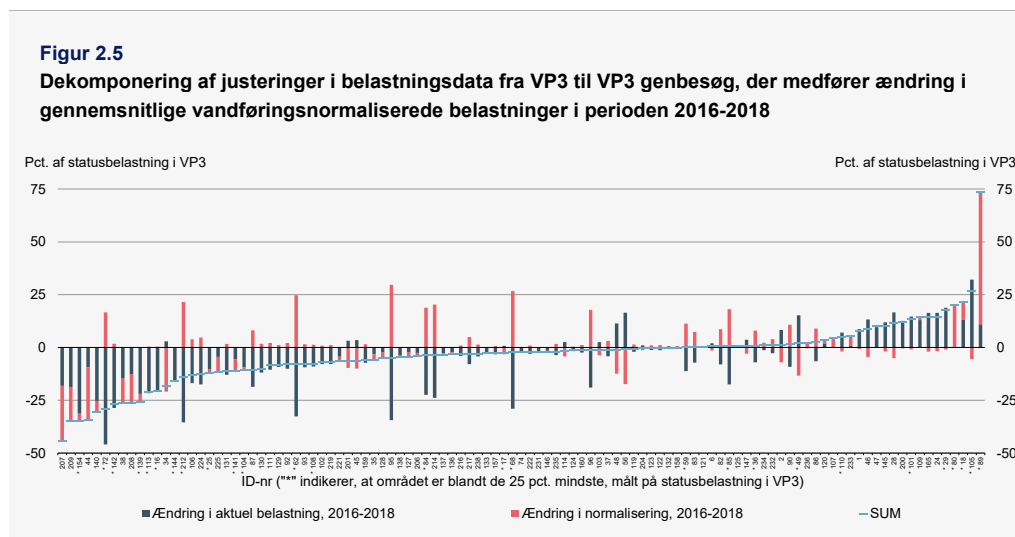
En sammenligning af belastningsdata, til hhv. VP3 og til second opinion for perioden 2016-2018, viser, at ændringerne i belastningsopgørelserne for hvert kystvand er inden for ± 5 pct. af statusbelastningen i VP3 i 54 ud af 108 områder, jf. figur 2.4. Belastningsopgørelsen er steget med over 20 pct. i 4 områder, mens den er faldet med mere end 20 pct. i 12 områder. Det bemærkes, at det særligt er mindre oplande eller oplande med relativt meget umålt opland, hvor der ses større procentvise ændringer ift. VP3-data.



Anm.: Kystvandenes ID-nummer er vist for alle 109 kystvande, og kan bruges til at aflæse hvor de dekomponerede ændringerne figur 2.5 er geografisk placeret. Se også ændringer i figur 2.5.

Kilde: Egne beregninger på data til VP3 og til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

Figur 2.5 viser hvordan de procentvise ændringer i figur 2.4 kan dekomponeres (adskilles) ud på ændringer i "årsaktuelle data" og ændringer i "vandføringsnormaliseringen". Af figur 2.5 fremgår, at ændringer i de normaliserede data i de fleste områder primært skyldes ændrede belastningsdata frem for ændret vandføringsnormalisering. I nogle områder er vandføringsnormaliseringen dog den største effekt.



Anm.: Dekomponeringen i figur 2.5 er beregnet ved summen af A) og B) nedenfor, hvor der også indgår et ”krydsprodukt” fra ændringer i både aktuel belastning og i forholdet mellem normaliseret og aktuel belastning ved overgang fra VP3-data til data til brug for genbesøget (VP3G):

A) Ændring i aktuel belastning $((VP3G_{aktuel} - VP3_{aktuel}) * (VP3_{normaliseret}/VP3_{aktuel}) + 1/2 * (VP3G_{aktuel} - VP3_{aktuel}) * (VP3G_{normaliseret}/VP3G_{aktuel} - VP3_{normaliseret}/VP3_{aktuel}))$.

B) Ændring i forholdet mellem normaliseret og aktuel belastning $(VP3_{aktuel} * (VP3G_{normaliseret}/VP3G_{aktuel} - VP3_{normaliseret}/VP3_{aktuel}) + 1/2 * (VP3G_{aktuel} - VP3_{aktuel}) * (VP3G_{normaliseret}/VP3G_{aktuel} - VP3_{normaliseret}/VP3_{aktuel}))$.

Det bemærkes, at ”krydsproduktet” af begge ændringer er fordelt ligeligt i de to dekomponeringskategorier i figuren, men at det også kunne være fordelt efter andre dekomponeringsmetoder.

Kilde: Egne beregninger på data til VP3 og til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

De opdaterede belastningsdata har også betydning for opgørelser af fosfortilførsler til kyst. Statusbelastningen for fosfor (P) blev på landsplan beregnet til 1.870 tons i VP3, på baggrund af en løbende middelværdi for vandføringsnormaliserede fosforbelastninger for perioden 2016-2018. Ved opdatering til seneste datagrundlag fra AU, er middelværdien for fosfor i 2016-2018 ændret til 1.780 tons pr. år. Til sammenligning er den samlede opdaterede statusbelastning til kystvande for 2021, til brug for genbesøget af VP3, opgjort til 1.670 tons fosfor pr. år på landsplan. Det fremgår således af rapport fra Miljøstyrelsen (2023, Punktkilder 2021, se s.8, figur 1.2) at der i perioden 2015-2021 har været et tydeligt fald i den samlede udledning af fosfor fra punktkilder.

For de aktuelle fosforbelastninger i perioden 2014-2018, som indgår i grundlaget for målbelastninger, er de nationale opgørelser ca. 2.000 tons fosfor i data til VP3 og i det opdaterede data til genbesøget. Idet de anvendte kvælstofmålbelastninger i VP3 er efter-korrigeret, så de tager højde for udviklingen i fosforbelastninger efter 2018 og frem til 2027, vil den lavere fosforbelastning i 2016-2018 i det opdaterede data i forhold til oprindelig VP3 – isoleret set – generelt medføre stigninger i kvælstof-målbelastningerne, som følge af fosforkorrekationer med det opdaterede datagrundlag.

Betydning for baselinebelastningen i 2027

I regneeksemplet til tabel 2.1 anvendes samme baselineeffekter som i VP3, og der er ikke ændring i baselineeffekterne, som fastholdes af hensyn til regneeksemplet i denne analyse. Som tidligere nævnt skal det understreges, at der er tale om et regneeksempel, da det ikke vurderes fagligt

meningsfuldt lave opgørelser, hvor der kun anvendes data frem til 2018 og en baselinedremskrivning fra 2019-2027, når der er belastningsdata frem til 2021 og der er udarbejdet en baselinedremskrivning for 2022-2027. Og så bemærkes, at opdateret status for 2027 delvist bruger informationer fra 2019-2021, da det for hele tidsserien indgår i metoden for normalisering af belastningsdata og til korrektioner i umålt opland i data fra AU.

De isolerede ændringer i baselinedremskrivningen for 2027 som følge af det opdaterede datagrundlag svarer derfor til ændringerne i statusbelastningen for 2018 i nærværende regneeksempel.

2) Betydning for målbelastninger

Opdateringer af hele tidsserien for belastningsdata har også betydning for opgørelsen af målbelastninger for næringsstoffer. Behovet for at opdatere målbelastninger følger dels af de opdaterede status- og baselinedremskrivninger for fosfor, men også som følge af opdaterede kvælstofbelastninger i perioden 2014-2018, som anvendes til beregning af målbelastninger fra danske forskere. Modelgruppen, bestående af forskere fra AU/DTU/DHI, har i forbindelse med second opinion genberegnet målbelastninger på baggrund marine modeller og opdaterede belastningsopgørelser, og Miljøstyrelsen har efterfølgende justeret disse til et fosforbelastningsniveau svarende til den opdaterede statusbelastning for fosfor. Opgørelserne af målbelastninger fra danske forskere er nærmere beskrevet i kapitel 2 i second opinion rapporten, men kan helt overordnet beregnes på baggrund af to centrale input:

1. Opgørelse af behovet for miljøforbedring, opgjort ved pct. ændring ift. status for miljøindikatorerne (fx klorofyl som vist i figur 2.6).
2. Estimering af relationer ("Hældninger" eller "slopes") mellem ændringer i næringsstofførsler og miljøindikatorer, som kan bruges til at omregne, hvor meget det procentvise ændringsbehov for miljøindikatoren svarer til i procentvis ændring for næringsstofførsler.

Model-hældninger (slopes) beregnes ved brug af belastningsdata fra 1990-2016 (statistiske modeller) og 2006-2016 (mekanistiske modeller) og slopes vurderes at være relativt robuste overfor mindre justeringer af udledningsniveauet. Til beregninger af målbelastninger anvendes slopes sammen med den aktuelle ikke-afstrømningskorrigerede kvælstofbelastning fra 2014-2018 og denne beregning er følsom overfor justeringer i belastningsniveauet i den anvendte tidsperiode. Idet der til beregning af målbelastninger til VP3-G fortsat anvendes samme data for observerede tilstande for miljøindikatorerne i perioden 2014-2018 som i VP3, anvendes der til genbesøget fortsat også belastningsdata for denne tidsperiode, men med samme opdaterede datagrundlag, som anvendes til statusbelastninger til VP3-G. I forhold til datagrundlaget bag beregninger af målbelastningerne fra modelgruppen til VP3, er det således kun opgørelser for næringsstofbelastninger opdateret, mens "slopes" og observerede tilstande for miljøindikatorerne er uændrede.

Givet at data for miljøindikatorerne er uændret, er behovet for miljøforbedring i ovenstående punkt (1) uændret, og givet at de opdaterede belastningsdata ikke har givet anledning til ændrede relationer i ovenstående punkt (2), så vil det procentvise kvælstofreduktionsbehov som udgangspunkt ikke blive påvirket af opdaterede belastningsdata. Det betyder, at en nominel ændring i den opgjorte tons kvælstofbelastning til et kystvand i perioden 2014-2018 vil medføre en tilsvarende proportionel ændring i den nominelle kvælstofmålbelastning.

For at illustrere hvordan ændrede belastningsdata kan påvirke målbelastningerne viser figur 2.6 en simplificeret sammenligning af målbelastninger, baseret på data for kystvandet "Rødsand og

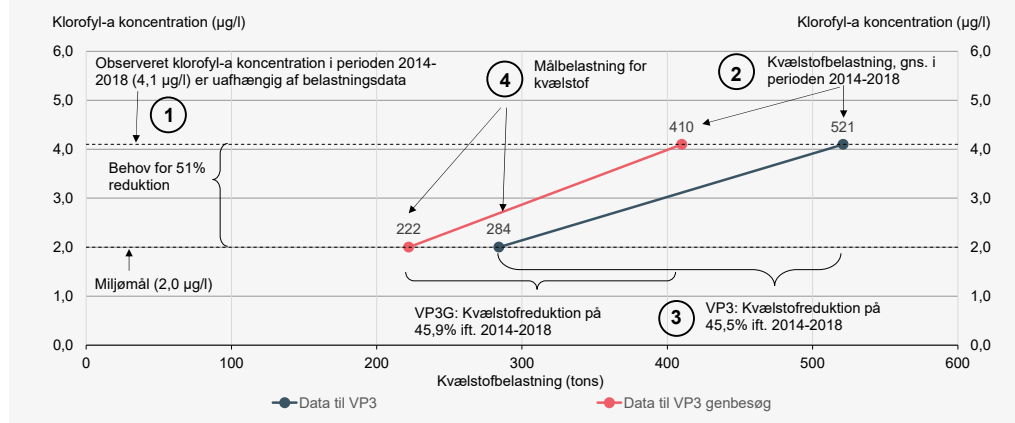
Bredningen" (ID209), baseret på beregninger fra modelgruppen til VP3 og til VP3 genbesøg.¹² I dette område vil en ændring i kvælstofbelastningen på 1 pct. ifølge mekanistiske modelberegninger medføre en ændring i klorofylkoncentrationen på ca. 1,1 pct. Figur 2.6 viser følgende:

1. I kystvandet er der observeret en klorofyl-a-koncentration på 4,1 µg/l og et miljømål på 2,0 µg/l, hvilket svarer til et reduktionsbehov ift. klorofyl-a på ca. 51 pct.
2. Aktuelle kvælstofbelastninger til "Rødsand og Bredningen" for 2014-2018 er opgjort til 521 tons i data til VP3 og til 410 tons i opdaterede data for 2014-2018.
3. De opdaterede kvælstofdata har *ikke* påvirket den opgjorte relation på ca. 1,1 pct. ændring i klorofyl ved en 1,0 pct. ændring i kvælstoftilførsel, og der er derfor behov for samme procentvise kvælstof-reduktion på godt 45 pct. før og efter opdateringen af belastningsdata.
4. Det betyder, at de estimerede målbelastninger for klorofyl med mekanistisk model går fra 284 tons i VP3 til 222 tons i beregninger til second opinion.

Det bemærkes, at der for hvert kystvand – hvor det er muligt – er beregnet målbelastninger for 2 modelindikatorer (klorofyl og lys) med 2 uafhængige modeltyper (statistiske og mekanistiske), og de endelige målbelastninger, der anvendes i VP3, er beregnet på baggrund af midling mellem modeltyper. Denne fremgangsmåde antages at resultere i robuste målbelastninger, som tager højde for usikkerheder ved de individuelle estimater og relationer for hver model og miljøindikator. Internationale eksperter i second opinion bakker op om metoden til beregning af målbelastninger baseret på flere modeltyper og modelindikatorer, jf. kapitel 2 i second opinion rapporten.

Figur 2.6

Eksempel: Illustration af hvordan opdaterede belastningsdata kan påvirke kvælstof-målbelastninger i kystvandet "Rødsand og Bredningen", baseret på mekanistiske modelberegninger for klorofyl-a



Anm.: Figuren er baseret på grundscenarier for N-MAI i "Rødsand og Bredningen" (ID209) med mekanistisk model for klorofyl fra danske forskere, uden fosforkorrektion ift. perioden 2014-2018 (P0-scenarier).

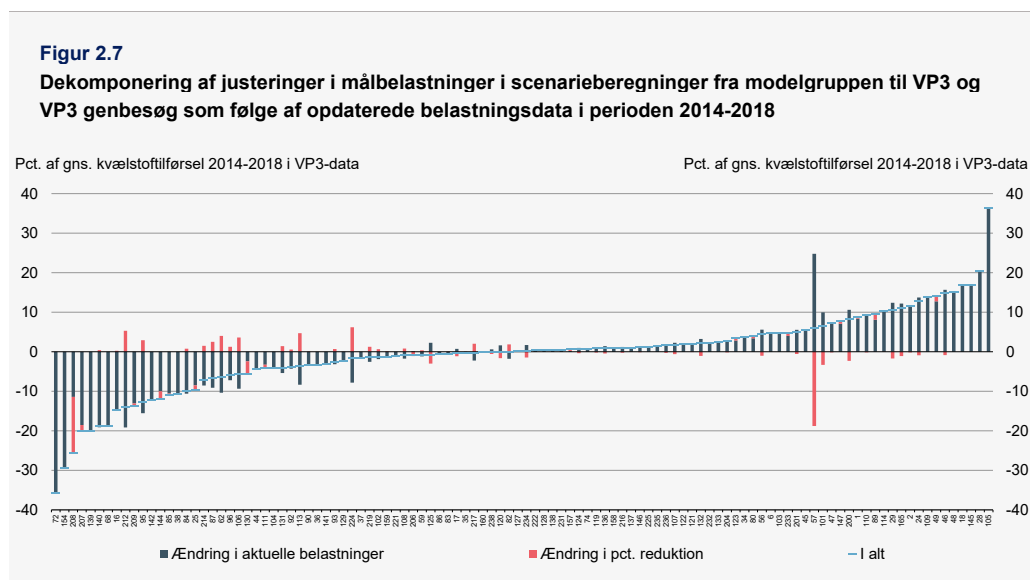
Reduktionsprocenterne i figuren er beregnet på baggrund af de viste tons kvælstofbelastninger.

Kilde: Egne beregninger baseret på scenarieberegninger fra modelgruppen: Erichsen et al., 2020a (scenarieberegning 2d, bilag A til VP3), samt Timmermann et al., 2024b (scenarieberegning 1, bilag A til second opinion).

¹² Alle hældningskoefficienter og reduktionsbehov er baseret på data om aktuelle belastninger og målbelastninger fra scenarieberegningerne. Der tages derfor forbehold for afrunding af opgørelserne i eksemplet.

Med afsæt i eksemplet ovenfor foretages der i figur 2.7 en sammenligning af målbelastninger i modelgruppens scenarieberegninger til VP3 og scenarie 1 i second opinion ved uændrede fosforbelastninger (P0-scenarier), som er baseret på antagelser og samme miljømål, men med opdaterede belastningsdata fra AU. Figuren viser, at ændringerne i MAI kun i mindre grad skyldes ændrede procentvise reduktionsbehov ift. de anvendte belastningsdata, og at årsagen til ændringerne i stedet ses ved de ændrede belastningsdata for perioden 2014-2018.

Som nævnt ovenfor, har opdateringerne i belastningsdata ikke medført opdateringer i relationerne ("slopes") mellem ændringer i næringsstoffer og ændringer i klorofyl-a (eller lys), hvorfor der som udgangspunkt vil være et uændret kvælstofreduktionsbehov (som pct. af belastningsdata), såfremt reduktionsbehovet for miljøindikatoren er uændret. De bidrag fra "ændring i pct. reduktion", som fremgår af figur 2.7, skyldes derfor som udgangspunkt trunkeringer af de beregnede målbelastninger. Den gennemsnitlige belastning for perioden 2014-2018, som indgår i modelgruppens beregninger af målbelastninger, er på landsplan på samme niveau i VP3 og VP3 genbesøg.



Anm.: Dekomponeringen i figur 2.7 er beregnet ved summen af A) "Ændring i aktuelle belastninger" og B) "Ændring i pct. reduktion" nedenfor, opgjort som pct. af aktuel belastning i VP3-grunddata, hvor der også indgår et "krydsprodukt" fra ændringer i både aktuel belastning og reduktionsprocenten ved overgang fra VP3-data til data til brug for genbesøget (VP3G):

$$\text{A) } \Delta \text{ i aktuel belastning} = ((VP3G_{\text{aktuel}} - VP3_{\text{aktuel}}) * VP3_{\text{reduktionspct.}} + \frac{1}{2} * (VP3G_{\text{aktuel}} - VP3_{\text{aktuel}}) * (VP3G_{\text{reduktionspct.}} - VP3_{\text{reduktionspct.}}))$$

$$\text{B) } \Delta \text{ i reduktionspct.} = (VP3_{\text{aktuel}} * (VP3G_{\text{reduktionspct.}} - VP3_{\text{reduktionspct.}}) + \frac{1}{2} * (VP3G_{\text{aktuel}} - VP3_{\text{aktuel}}) * (VP3G_{\text{reduktionspct.}} - VP3_{\text{reduktionspct.}}))$$

Det bemærkes, at "krydsproduktet" af begge ændringer er fordelt ligeligt i de to dekomponeringskategorier i figuren, men at det også kunne være fordelt efter andre dekomponeringsmetoder.

Kilde: Egne beregninger baseret på scenarieberegninger til VP3 og second opinion fra AU/DTU/DHI: Erichsen et al., 2020a (Bilag A i scenarieberegning 2d, for områder i Bælthavet, Kattegat og Østersøen), Erichsen et al., 2020b (Bilag F i scenarieberegning 2e, for områder i Nordsoen og Limfjorden), samt Timmermann et al., 2024b (bilag A om scenarieberegning til scenarie 1 i second opinion).

Betydning for referencetilstande for klorofyl-a

Referencetilstande for miljø-indikatoren "klorofyl-a" er beregnet på baggrund af de marine modeller, med afsæt i forskellen mellem opgjorte belastningsdata for naturvandløb (baggrundsbelastninger) og belastningsdata fra perioden 2014-2018. Opgørelserne af baggrundsbelastninger i forbindelse med modelberegninger anvender data om næringsstofkoncentrationer i såkaldte naturvandløb, der ikke eller kun i lille grad er påvirket af de årlige opdateringer af belastningsdata fra AU. Ved beregning af baggrundsbelastning fra de enkelte deloplande, anvendes den nutidige vandmængde fra oplandet som et gennemsnit for perioden 2012-2018 (Erichsen og Timmermann, 2022). Ændringer i vandføringsdata vil således påvirke både årsaktuelle belastninger og opgørelser af baggrundsbelastninger, men vil ikke medføre ændrede referencer for klorofyl-a, idet ændringerne i vandføringsdata vil være proportionale for begge belastningsopgørelser, hvorfor påvirkningen på den procentvise forskel vil afspejle illustrationen i figur 2.6 ovenfor.

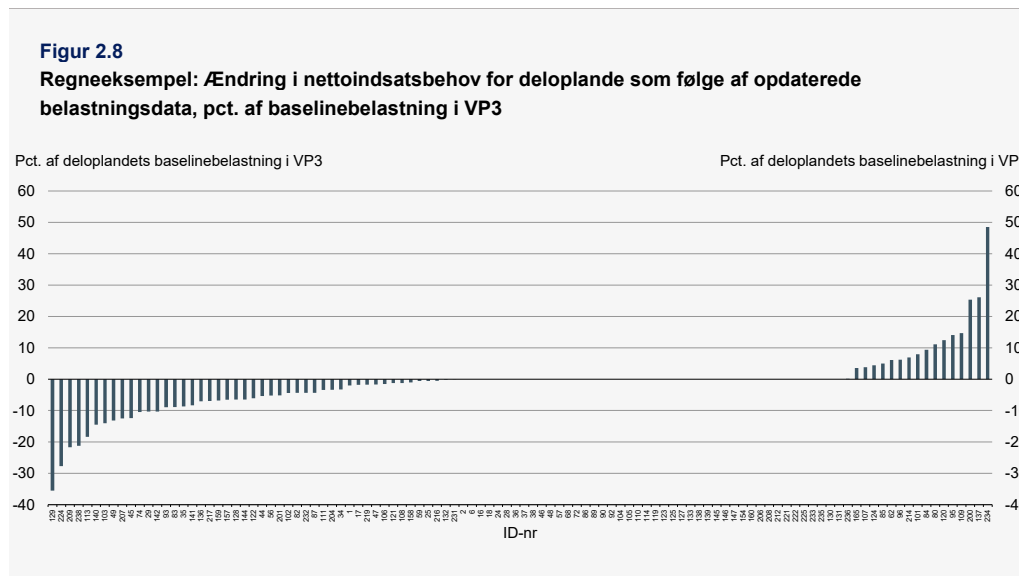
Det vurderes ikke, at de seneste års opdateringer af belastningsdata giver anledning til at genberegne referencetilstande for klorofyl-a.

3) Betydning for indsatsbehov

Som det fremgår af regneeksemplet i tabel 2.1, kan der regnes et kontrafaktisk netto-indsatsbehov på 12.100 tons kvælstof/år på baggrund af de opdaterede belastningsdata fra AU, hvilket er ca. 900 tons lavere end netto-indsatsbehovet i VP3. Det kontrafaktiske indsatsbehov er baseret på en opdateret baselinebelastning i 2027 for kvælstof, som er opdateret til 49.300 tons på landsplan (pba. opdaterede vandføringsnormaliserede belastninger 2016-2018 og baselineeffekter fra VP3) og de målbelastninger, som anvendes til opgørelse af indsatsbehov i scenarie 1 i second opinion (der er baseret på opdaterede belastningsdata for kvælstof og korrigeret for den opdaterede fosfor-baselinebelastning i 2027).

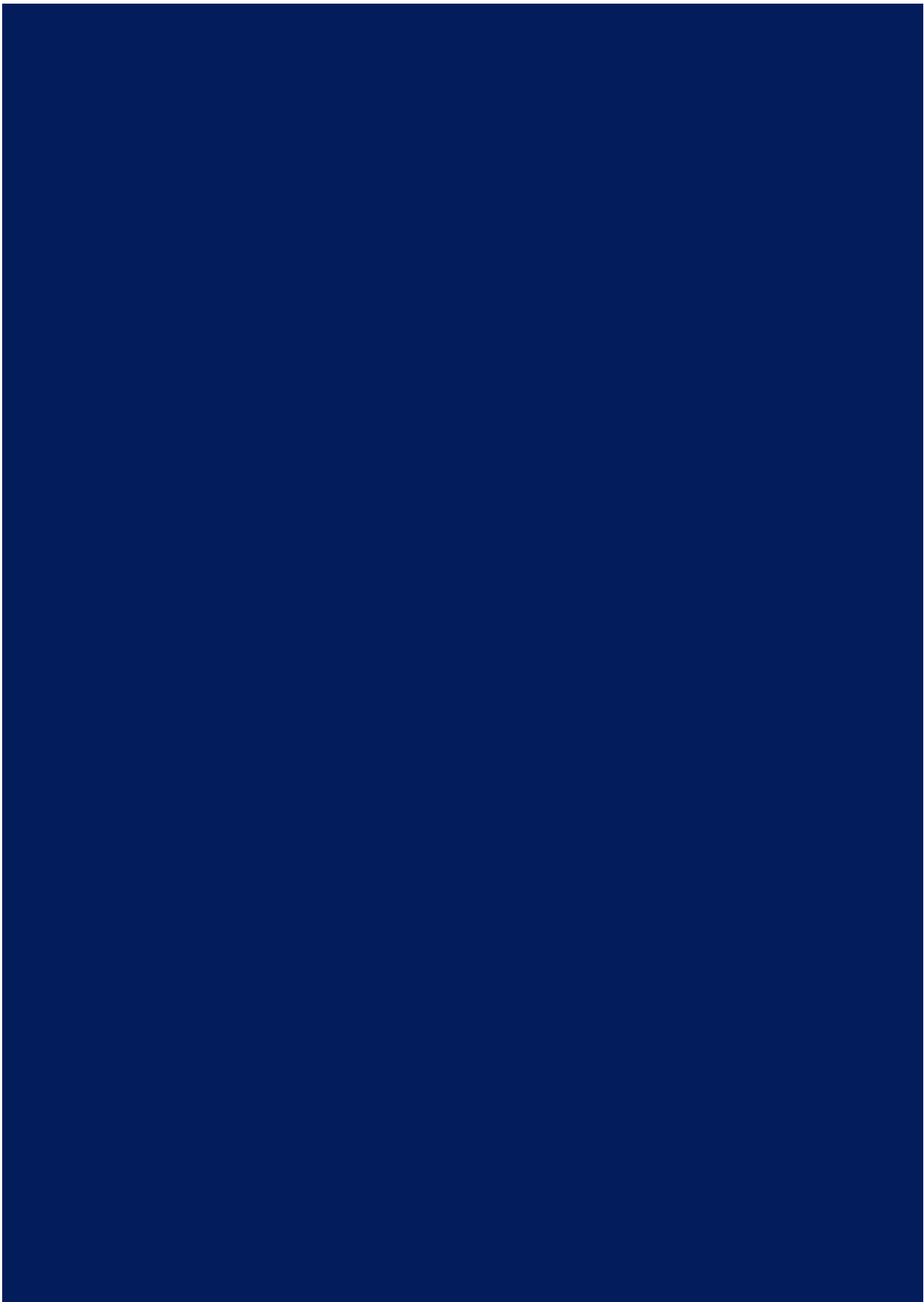
Beregningen af netto-indsatsbehovet på 12.100 tons/år i nærværende regneeksempel følger samme tilgang og data for målbelastninger, som angivet i kapitel 3 i second opinion rapporten, men adskiller sig ved ikke at anvende den opdaterede kvælstof-baselinebelastning med belastningsdata frem til 2021 og opdaterede kvælstof-baselineeffekter.

I figur 2.8 er ændringerne mellem netto-indsatsbehov i VP3 og indsatsbehov i ovenstående regneeksempel vist for hvert delopland, som pct. af baselinebelastningen i VP3. Figuren viser, som regneeksempel, at de opdaterede belastningsdata fra AU i perioden 2014-2018, herunder de genbereggede målbelastninger inkl. opdateret fosfor-baselinebelastning i 2027 – isoleret set – vil medføre ændringer i indsatsbehovet inden for +/-5 pct. af baselinebelastningen fra VP3 i ca. 65 deloplande, og ændringer på mere end +/- 20 pct. af baselinebelastningen fra VP3 i 6 områder.



Anm.: Figuren præsenterer kontrafaktiske ændringer i indsatsbehov som følge af opdaterede belastningsdata fra Aarhus Universitet ift. datagrundlaget til VP3 (regnet som ("kontrafaktisk indsatsbehov" - "indsatsbehov i VP3") / "baselinebelastning i VP3"). Figuren skal betragtes som et illustrativt regneeksempel for betydningen af de opdaterede belastningsdata.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af bilag 1 og bilag 1.1 i vandområdeplanerne 2021-2027 og data fra Miljøstyrelsen til scenarie 1 i second opinion.



3. Baggrundsanalyse

Opgørelse af statusbelastning til genbesøg af vandområdeplanerne 2021-2027

Af *Aftale om Grøn omstilling af dansk landbrug* fra 2021 følger, at der, i regi af second opinion, skal foretages en opdatering af belastningsopgørelserne for kvælstof (N) og fosfor (P) til kystvande og søer på baggrund af senest tilgængelige data¹. Miljøstyrelsen har derfor beregnet en ny statusbelastning på landsplan og for alle kystvand-deloplade for perioden frem til og med 2021. Denne baggrundsanalyse præsenterer overordnet det opdaterede datagrundlag og opgørelsesmetode, som ligger til grund for den opdaterede statusbelastning.

Til brug for genbesøget af vandområdeplanerne for 2021-2027 (VP3-G) har Miljøstyrelsen beregnet en samlet statusbelastning på landsplan på ca. 55.800 tons N og 1.670 tons P for 2021. Statusbelastningen skal, sammen med en opdateret kvælstof- og fosforbaseline og marine målbelastninger, bidrage til opgørelse af et opdateret indsatsbehov.

3.1 Baggrund

Statusbelastningen i VP3 repræsenterede belastningsniveauet i 2018 og blev opgjort til 56.200 ton N og 1.860 tons P på landsplan på baggrund af en løbende middelværdi for perioden 2016-2018. Der gøres dog opmærksom på, at statusbelastningen i VP3 er baseret på et tidligere datagrundlag. Foretages en beregning af belastninger for perioden 2016-2018 på det nye data, der anvendes til VP3-G, opgøres belastningsniveauet til 54.200 tons N/år og 1.780 tons P/år, jf. Baggrundsanalyse om Betydningen af nye belastningsdata.

Til brug for genbesøget (VP3-G) har Miljøstyrelsen anvendt et datagrundlag, som består af en månedlig tidsserie for belastning, som strækker sig fra 1990-2021, fordelt geografisk på "farvand4-niveau", da det var nyeste tilgængelige data afleveret fra Aarhus Universitet (AU) (leveret i marts 2023), hvor arbejdet med at opdatere statusbelastning blev påbegyndt. Tidsserien bygger bl.a. på data indhentet fra målestationer igennem NOVANA-programmet. Omfanget af målestationer i AU's

¹ Se også Baggrundsanalyse om Betydningen af nye belastningsdata.

datagrundlag var 169 målestationer i 2017 og 237 målestationer i 2018². I 2021 var antallet af målestationer 230. I opgørelserne for 2019 og 2020 indgik data fra 233 målestationer³.

Det bemærkes, at 2022-data på nuværende tidspunkt (september 2024) kun foreligger samlet på nationalt niveau og derfor ikke kan bruges til oplandsspecifikke opgørelser. Det bemærkes, at Aarhus Universitet vurderer, at den normaliserede kvælstoftilførsel i 2022 på landsplan er på niveau med de seneste års data fra 2017-2021.⁴

Kvælstofudledninger til kystvande er i væsentlig grad præget af vejrforholdene i det enkelte år og især bestemt af årets nedbør. For at håndtere effekten af år-til-år variationer i vandafstrømningen foretager Miljøstyrelsen en vandføringsnormalisering af belastningen for at beregne den belastning, der havde været, såfremt vandføringen de enkelte år havde været lig med den gennemsnitlige normalvandføring i de seneste 30 år (dvs. perioden 1992-2021). Vandføringsnormaliseringen foretages på månedsniveau og er specifik for hvert opland. Den metodiske fremgangsmåde er beskrevet af AU (Larsen et al. 2020), hvor der i Miljøstyrelsens opgørelser tages udgangspunkt i metode J, som statistisk betegnes "lineær regression med 1. ordens autokorrelation".

I forbindelse med udarbejdelsen af VP3 blev det undersøgt, om der skulle anvendes en anden udglatningsmetode end løbende middelværdi til at repræsentere en statusbelastning, mhp. at lave så robust en opgørelse af udledningen på baggrund af de foreliggende data som muligt.

Her anbefalede AU at udskifte middelværdien med "stykvise lineær regression", da stykvise lineær regression vurderes at være den metode, der statistisk afspejler data på bedste vis. De to metoder er forskellige på den måde, at metoden med beregning af en 5-årig middelværdi beregner den gennemsnitlige vandføringskorrigerede belastning i den valgte periode, i dette tilfælde 2017-2021, hvor stykvise lineær regression anvender hele tidsrækken (1990-2021), hvor forløbet af kurven kan variere /"knække", afhængig af data for udledningen i en årrække inden for hele tidsserien. Miljøstyrelsen undersøgte de to metoders evne til at beskrive data i årene 1990-2021 og fandt, at metoden stykvise lineær regression statistisk var mere robust og resulterede i en bedre afvejning af bias og varians for udglatningen af tidsrækken (dvs. hensyntagen til at opgøre belastningsniveauet bedst muligt ift. de tilgængelige data, uden at lægge for meget vægt på det seneste års data for 2021, og den statistiske usikkerhed forbundet hertil). Stykvise lineær regression følger også den metodik, som anvendes i HELCOM til analyse af trends i næringsstofbelastningen til havområder i Østersøen.

Til udarbejdelsen af VP3 blev stykvise lineær regression ikke anvendt, da den kræver en fuld tidsserie, hvilket ikke var tilgængelig på daværende tidspunkt, grundet analysefejl i data fra ca. 2009 til 2015. Af samme årsag blev der kun anvendt 3 års løbende middelværdi ifm. statusbelastning til VP3 (2016-2018) frem for 5 års data (2014-2018).

Data for perioden 2009-2015 er nu korrigeret for analysefejl og derfor kunne stykvise lineær regression bringes i spil i genbesøget. På baggrund af anbefalingerne fra AU og statistiske analyser af de to metoder for så vidt angår kystvande, har de internationale eksperter i second opinion fase II også bakket op om, at denne udglatningsmetode benyttes til beregning af statusbelastningen i VP3-G. Det internationale panel vurderede bl.a. i sin evaluering, at den foreslåede stykvise lineære regression har fordele

² Se s. 34 i Thodsen et al., 2019 (Vandløb 2018. NOVANA).

³ Se s. 46 i Thodsen et al., 2023 (Vandløb 2021. NOVANA).

⁴ Se s. 22-23 i Hansen et al., 2024 (Vandmiljø og Natur 2022. NOVANA).

i forhold til det anvendte treårige gennemsnit i VP3. Panelet bemærkede desuden, at den ikke forventede, at ændring af metoden vil medføre mange kvantitative ændringer i statusbelastningerne, og at den godkender fase III-indsatsen for at opdatere statusbelastningerne til de seneste konsoliderede data.

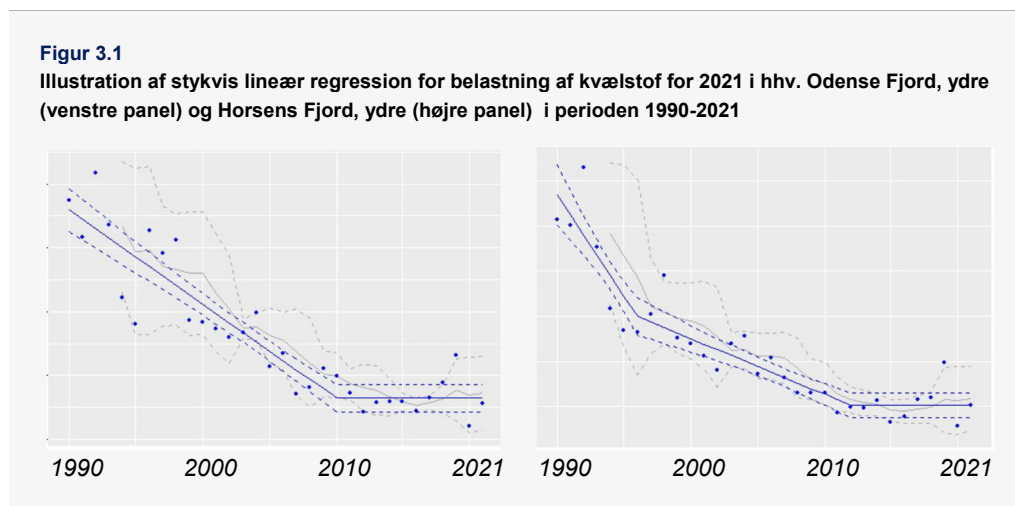
Efter samme principper som anvendt i VP3 (og af hensyn til, at den mest vestlige del af Limfjorden ikke belaster den mest østlige del af Limfjorden) er der ved opgørelse til genbesøget indregnet, at belastninger og indsatser til *Nissum Bredning* kun har fuld effekt i det første nedstrøms område, *Kaas Bredning* og *Venø Bugt*.

3.2 Statusbelastning til genbesøget af VP3

Som nævnt indledningsvist, er den samlede statusbelastning for kvælstof på landsplan frem til 2021 til kyst, opgjort til 55.800 tons N pr. år. Tilsvarende er fosforstatusbelastning opgjort til 1.670 tons P pr. år. Dette er opgjort ved brug en stykvis lineær regression for hvert opland i perioden 1990-2021, hvor statusbelastningen for 2021 baseres med udgangspunkt i en lineær regression for de seneste års data frem til og med 2021, *jf. illustration med eksempel fra Odense og Horsens Fjord i figur 3.1*.

Metoden indebærer for hvert kystvand en kvantitativ vurdering pba. statistiske tests, om hvor mange, og i hvilke årstal, der skal være "knæk" i regressionen fra 1990-2021. Antal og placering af knækpunkter er for hvert helopland bestemt ud fra statistisk test og krydsvalidering af stort udfaldsrum af mulige modeller (med varierende antal knæk i forskellige år), med henblik på at finde den model der bedst generaliserer til data. Der tages udgangspunkt i den stykvisse regressionsmodel med laveste "root mean square error", som anvendes til at finde den bedste afvejning af bias og varians (dvs. afvejning mellem en overfitted og en underfitted model). Det undersøges således for hvert kystvand, hvornår i perioden der er tilstrækkeligt signal i de statistiske data og trends til at stoppe med ét stykke af den lineære regression og påbegynde en ny periode. Belastningsniveauerne i år med "knækpunkter" er ens, uanset om man tager sidste år i den forrige regression eller startåret i regressionen for de efterfølgende år. For de fleste kystvande i statusopgørelsen for 2021 anvendes en lineær regression med start i perioden 2010-2015, hvor niveauet i startåret hænger sammen med slutåret på den forrige regression.

Det vurderes, at de statistiske fordele, såsom robusthed over for korrektioner til historiske belastningsdata og evne til at afveje bias for udglatningen af tidsrækken gør den mere anvendelig til brug for VP3-G end et 5-årigt glidende gennemsnit fra 2017-2021, baseret på normaliserede data.



Anm.: De enkelte års belastninger er angivet med prikker og regressionen og konfidensinterval med hhv. optrukket og stiplede linjer. Figuren illustrerer alene forløbet af udviklingen og ikke størrelsesorden af belastningerne.

Kilde: Miljøstyrelsen.

3.3 Sammenligning med statusbelastningen i VP3 og alternative opgørelser

For at undersøge hvilken model, der bedst beskriver data for de vandføringsnormaliserede kvælstof- og fosforbelastninger i perioden 1990-2021, har Miljøstyrelsen udført statistiske analyser. De statistiske analyser tester modellerne i forhold til hvilken model, der har laveste valideringsfejl og dermed bedst estimerer afvejning af bias og fejl for statusbelastningen for henholdsvis kvælstof og fosfor i de enkelte kystvande. De statistiske analyser viser, at i 99 ud af 109 kystvande vil en type af stykvis lineær regression beskrive data for kvælstof bedst, mens løbende 5-årigt midtpunktsmiddel kun vil beskrive data bedst i 10 kystvande, og løbende 5-årigt slutpunktsmiddel ikke i nogen tilfælde beskriver data bedst. For fosfor ses et tilsvarende mønster, idet stykvis lineær regression bedst beskriver data i 92 kystvande, mens løbende 5-årigt midtpunktsmiddel beskriver data bedst i 17 kystvande.

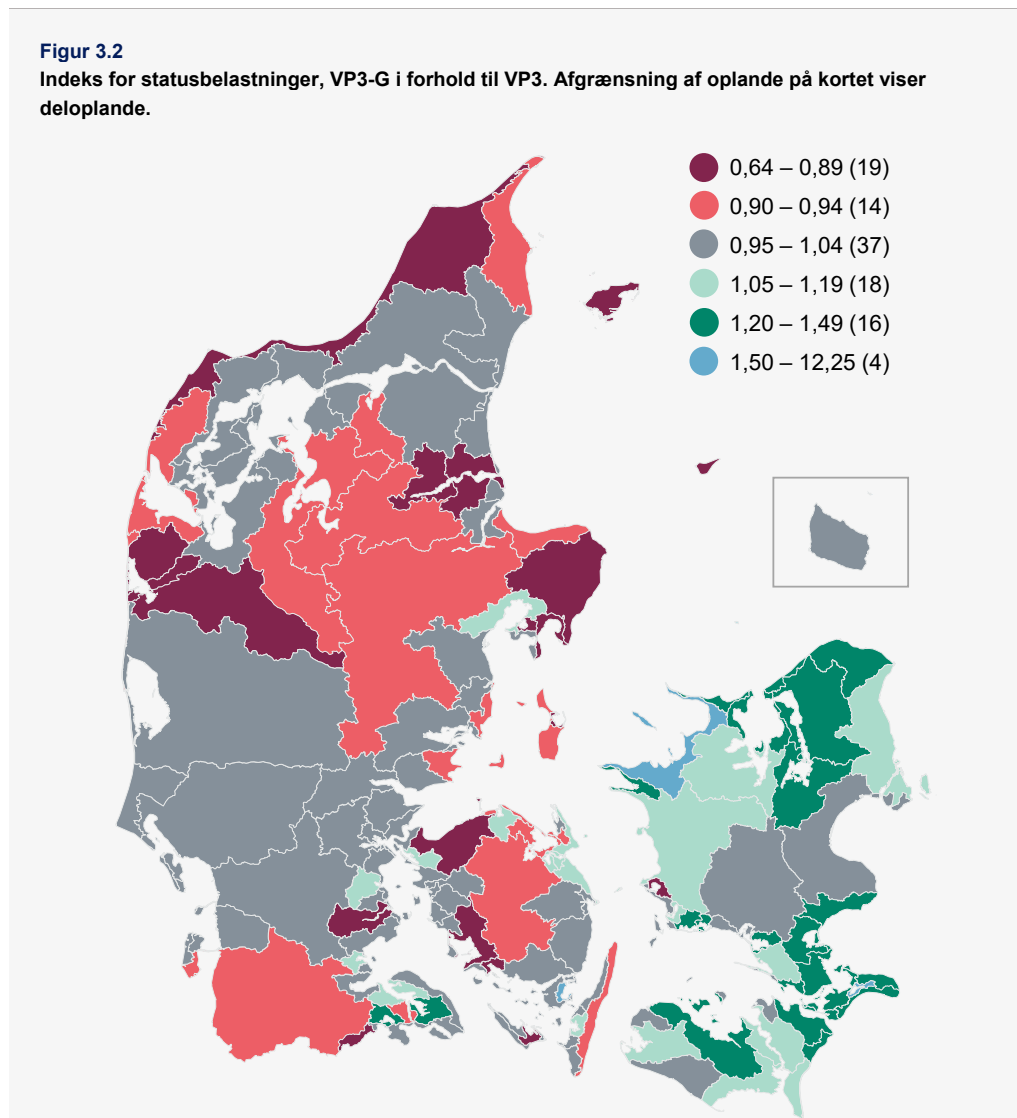
Sammenstilles stykvis lineær regression og en løbende 5-årigt middel over en 30-årig periode (1990-2021) for hver af de 109 kystvande er der generelt en lavere statusbelastning og et betydeligt mindre konfidensbånd ved anvendelse af stykvis lineær regression, hvilket også afspejles på landsplan. For ca. 75 pct. af kystvandene ligger statusbelastning af kvælstof opgjort med stykvis lineær regression lavere end, hvis den opgøres som et 5-årigt middel. Det samme er gældende for ca. 50 pct. af kystvandene ift. statusbelastningen af fosfor.

Når der ses på forskellen i statusbelastning beregnet som 5-årigt middel og stykvis lineær regression, er der for kvælstofbelastningen nogle regionale tendenser i forhold til hvilken af de to metoder, der resulterer i den højeste/laveste statusbelastning. Kvælstofbelastningen beregnet som 5-årigt middel resulterer i den højeste statusbelastning for hovedparten af oplandene i Jylland. Omvendt er kvælstofbelastningen beregnet vha. stykvis lineær regression højest i oplandene i Sydsjælland og

hovedparten af oplandene på Lolland, Falster og Bornholm. For fosfor ses ikke samme regionale tendenser. I oplande i den vestlige del af landet, hvor stykvis lineær regression giver en lavere statusbelastning for kvælstof, er der tale om forskelle på op til ca. 10 pct., mens der i den sydøstlige del af landet, hvor stykvis lineær regression giver den største værdi, er tale om statusbelastninger i de enkelte oplande, som er op til ca. 10-15 pct. højere. For fosfor er det tale om forskelle i de enkelte oplande på op til ca. 15-20 pct., for hovedstadsområdet dog op til 35 pct.

Som det fremgår af figur 3.2 nedenfor ses for mange oplande, at der ikke er forskel mellem VP3 og resultatet til genbesøget af VP3, eller disse forskelle er forholdsvis små og kan henføres til opdatering af tidsserie mv.

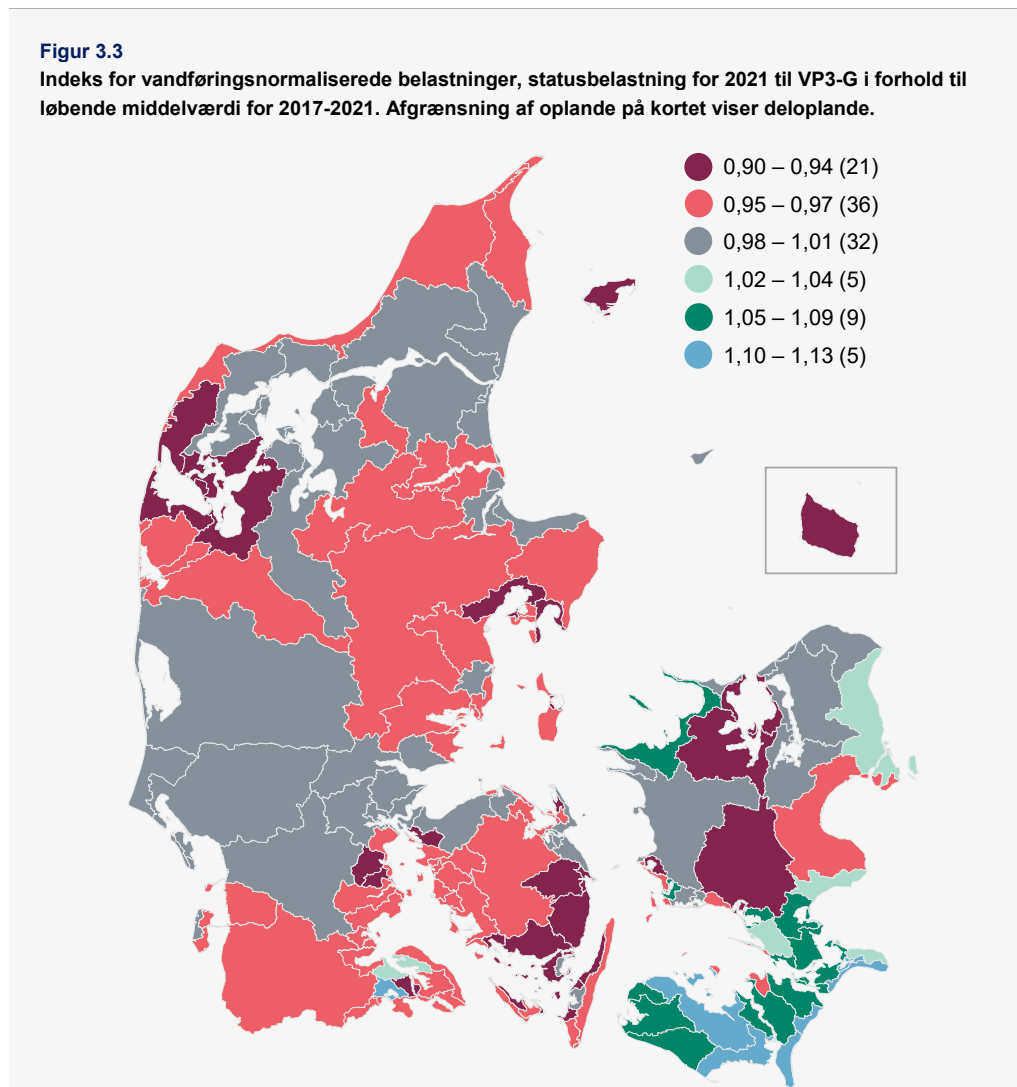
Der ses dog også, at der er oplande med relativt store forskelle og, at forskellene ikke fordeler sig jævnt henover landet, idet der er en tendens til en lavere statusbelastning i Jylland og på Fyn ved genbesøget, mens statusbelastning er steget på Sjælland og Lolland-Falster, jf. nedenstående bemærkninger om den vandføringskorrektur, der foretages i opgørelserne. Indeksintervallet spænder fra 0,64-1,98 (når der ses bort fra Christiansø, som er en outlier på 12,25). Indeksverdierne har et spænd i forskelle fra et fald på ca. 40 pct. til en fordobling af statusbelastning i enkelte oplande, f.eks. på Djursland, oplandet til Sejrø Bugt, dele af Lolland og små oplande, som f.eks. oplandet til Stege Nor, Lunkebugten m.fl.



Anm.: Indeks er beregnet på vandføringsnormaliseret belastningsdata på heloplandsniveau. Indeksændringerne er regnet ved $\text{Statusbelastning}_{\text{VP3-G}} / \text{Statusbelastning}_{\text{VP3}}$.

Kilde: Egne beregninger baseret på data fra VP3 og til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

Sammenlignes belastningerne ved den stykvisse lineære regression med en løbende middelværdi for 2017-2021, ses at opgørelserne fra de to metoder meget tætte på hinanden med 74 ud af 108 oplande med et indeksspænd på mellem 0,95 og 1,05 i forholdet mellem statusbelastning til VP3-G og gennemsnitlige belastninger for 2017-2021, jf. figur 3.3. Statusbelastningen for VP3-G er i alle områder inden for +/- 13 pct. af gennemsnits-belastningerne for 2017-2021 (indeksspænd på 0,9-1,13).



Anm.: Indeksændringerne er regnet ved $\text{Statusbelastning}_{\text{VP3-G}} / \text{Belastning}_{\text{middel af 2017-2021, VP3-G-data}}$. Indeks er beregnet på belastningsdata på heloplandsniveau.

Kilde: Egne beregninger baseret på data fra VP3 og til VP3 genbesøg fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

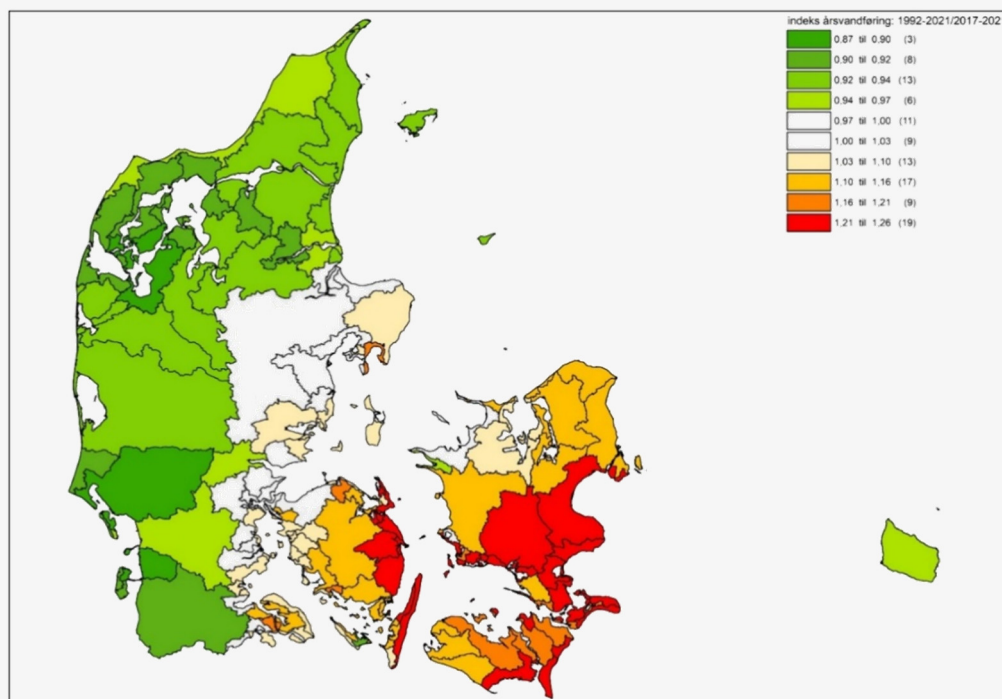
3.4 Betydning af vandføringsnormaliseringen af næringsstofbelastninger

Vandbelastningen har betydning for vandføringsnormaliseringen af kvælstof- og fosforbelastningen og dermed for beregningen af den belastning, der havde været såfremt vandføringen havde været lig med normalvandføringen for perioden 1992-2021. For perioden 2017-2021 ses en geografisk forskel i forholdet mellem vandføring og normalvandføring.

Som det fremgår af figur 3.4 nedenfor, kan der i den østlige del af Danmark generelt observeres relativt lave vandføringer for flere af årets måneder, mens der for den vestlige del ses større vandføringer sammenlignet med vandføringsnormalen.

Dette indebærer, at vandføringsnormaliseringen har forskellig effekt fra øst mod vest. I den østlige del medfører vandføringsnormaliseringen typisk en opjustering af belastningen, mens den i den vestlige del medfører en nedjustering af belastningen. Effekt af vandføringsnormalisering kan lokalt være mere end 20 pct. op-/nedjustering af den aktuelle belastning.

Figur 3.4
Indeks for årsvandføring 1992-2021 og 2017-2021



Anm.: Indeks for årsvandføring er baseret på samme datagrundlag som belastningsdata til VP3-G, og er regnet ved $\frac{\text{årsvandføring}_{1992-2021}}{\text{årsvandføring}_{2017-2021}}$.

Kilde: Data fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.

For flere kystvande ses nogle relativt store kvælstofbelastninger i 2019. Dette kan formentlig forklares med et større kvælstofoverskud skabt af tørken i sommeren 2018 og relativ meget nedbør i 2019.

Der er forskelle i forhold til, hvordan den vandføringsnormaliserede belastning udvikler sig henover årene. Generelt ses fald i kvælstof- og fosforbelastningen fra 1990 og fremefter. I de senere år op til statusåret 2021 kan der dog være forskelle på, om belastningen er stigende eller faldende eller ligger på et plateau over længere tid. Eksempler på stigende tendens frem til status er Roskilde Fjord. Eksempel på faldende tendens er Mariager Fjord. For oplande på Lolland og i det sydsjællandske ses et spring ned i belastning omkring 2011 efterfulgt af stigende belastning frem til status. Dette forløb er særligt karakteristisk for dette område på Lolland og i det sydsjællandske.

Ændring i statusbelastning mellem beregninger til VP3 og VP3-G kan have flere forklaringer. Opdaterede versioner af AUs belastningsberegninger kan være en forklaring, hvilket primært har betydning for de dele af landet, hvor der ikke foreligger målinger. Miljøstyrelsen har udarbejdet en analyse, som viser, at den anvendte version af belastningsberegning for en række kystvandsoplande kan forklare en betydelig del af den variation, der ses for en periodemiddel for kvælstofbelastning, især for umålte oplande, hvor der ikke foretages målinger. En anden forklaring kan være, at belastningen har udviklet sig over tid (fx fra statusåret 2018 til statusåret 2021). Anvendelsen af stykvis lineær regression i stedet for gennemsnit til VP3-G kan også i sig selv være en medvirkende årsag til forskelle i belastningsopgørelser.

Tabel 3.1 viser statusbelastninger i second opinion.

Tabel 3.1
Statusbelastninger i second opinion, opdelt på 108 oplande. Statusbelastninger er vist for både helopland og delopland
 (Tabellen er sorteret efter hovedfarvand og netværk med mest nedstrømsliggende kystvand)

Hovedfarvand		Opland		Mest nedstrøms kystvand i "netværk"	Nedstrøms kystvand	Statusbelastning, helopland	Statusbelastning, delopland
ID	Farvand	ID	Navn	ID	ID	Tons N/år	Tons N/år
1	Nordsøen	111	Lister Dyb	119	119	1.701	1.701
1	Nordsøen	107	Juvre Dyb	119	119	315	315
1	Nordsøen	120	Knudedyb	119	119	2.993	2.993
1	Nordsøen	121	Grådyb	119	119	2.683	2.683
1	Nordsøen	119	Vesterhavet, syd	119		7.691	-
1	Nordsøen	132	Ringkøbing Fjord	133	133	4.461	4.461
1	Nordsøen	131	Nissum Fjord, Felsted Kog	133	130	1.490	1.490
1	Nordsøen	130	Nissum Fjord, mellem	133	129	1.619	129
1	Nordsøen	129	Nissum Fjord, ydre	133	133	1.946	327
1	Nordsøen	133	Vesterhavet, nord	133		6.286	-
2	Skagerrak	221	Skagerrak	221		1.177	1.177

Tabel 3.1**Statusbelastninger i second opinion, opdelt på 108 oplande. Statusbelastninger er vist for både helopland og delopland**

(Tabellen er sorteret efter hovedfarvand og netværk med mest nedstrømsliggende kystvand)

Hovedfarvand		Opland		Mest nedstrøms kystvand i "netværk"	Nedstrøms kystvand	Statusbelastning, helopland	Statusbelastning, delopland
ID	Farvand	ID	Navn	ID	ID	Tons N/år	Tons N/år
3	Kattegat	225	Nordlige Kattegat, Albæk Bugt	225		615	615
3	Kattegat	232	Nissum Bredning	235	233	791	791
3	Kattegat	233	Kås Bredning og Venø Bugt	235	234	1.754	963
3	Kattegat	234	Løgstør Bredning	235	235	6.193	896
3	Kattegat	236	Thisted Bredning	235	234	1.061	1.061
3	Kattegat	158	Hjarbæk Fjord	235	157	1.630	1.630
3	Kattegat	157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	235	234	3.273	1.643
3	Kattegat	238	Halkær Bredning	235	235	556	556
3	Kattegat	235	Nibe Bredning og Langerak	235		10.311	3.563
3	Kattegat	159	Mariager Fjord, indre	222	160	416	416
3	Kattegat	160	Mariager Fjord, ydre	222	222	804	387
3	Kattegat	222	Kattegat, Aalborg Bugt	222		1.751	948
3	Kattegat	136	Randers Fjord, indre	138	137	2.628	2.628
3	Kattegat	137	Randers Fjord, ydre	138	138	2.893	265
3	Kattegat	138	Hevring Bugt	138		3.010	118
3	Kattegat	139	Anholt	139		7	7
3	Kattegat	154	Kattegat, Læsø	154		48	48
3	Kattegat	165	Isefjord, indre	200	24	974	974
3	Kattegat	24	Isefjord, ydre	200	200	1.130	156
3	Kattegat	2	Roskilde Fjord, indre	200	1	470	470
3	Kattegat	1	Roskilde Fjord, ydre	200	200	987	517
3	Kattegat	200	Kattegat, Nordsjælland	200		2.560	443
4	Nordlige Bælthav	140	Djursland Øst	140		671	671
4	Nordlige Bælthav	141	Ebeltoft Vig	141		15	15
4	Nordlige Bælthav	144	Knebel Vig	147	145	17	17
4	Nordlige Bælthav	145	Kalø Vig	147	147	208	191
4	Nordlige Bælthav	147	Århus Bugt og Begtrup Vig	147		649	442

Tabel 3.1**Statusbelastninger i second opinion, opdelt på 108 oplande. Statusbelastninger er vist for både helopland og delopland**

(Tabellen er sorteret efter hovedfarvand og netværk med mest nedstrømsliggende kystvand)

Hovedfarvand		Opland		Mest nedstrøms kystvand i "netværk"	Nedstrøms kystvand	Statusbelastning, helopland	Statusbelastning, delopland
ID	Farvand	ID	Navn	ID	ID	Tons N/år	Tons N/år
4	Nordlige Bælthav	146	Norsminde Fjord	219	219	131	131
4	Nordlige Bælthav	128	Horsens Fjord, indre	219	127	706	706
4	Nordlige Bælthav	127	Horsens Fjord, ydre	219	219	755	49
4	Nordlige Bælthav	59	Nærá Strand	219	219	108	108
4	Nordlige Bælthav	93	Odense Fjord, Seden Strand	219	92	1.258	1.258
4	Nordlige Bælthav	92	Odense Fjord, ydre	219	219	1.323	64
4	Nordlige Bælthav	62	Lillestrand	219	219	10	10
4	Nordlige Bælthav	142	Stavns Fjord	219	219	4	4
4	Nordlige Bælthav	219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	219		2.625	294
4	Nordlige Bælthav	28	Sejerø Bugt	28		239	239
5	Lillebælt	123	Vejle Fjord, indre	224	122	541	541
5	Lillebælt	122	Vejle Fjord, ydre	224	224	948	407
5	Lillebælt	224	Nordlige Lillebælt	224		1.364	416
5	Lillebælt	124	Kolding Fjord, indre	231	125	507	507
5	Lillebælt	125	Kolding Fjord, ydre	231	231	557	50
5	Lillebælt	80	Gamborg Fjord	231	231	90	90
5	Lillebælt	231	Lillebælt, Snævringen	231		799	152
5	Lillebælt	109	Hejlsminde Nor	217	217	186	186
5	Lillebælt	108	Avnø Vig	217	217	65	65
5	Lillebælt	106	Haderslev Fjord	217	217	198	198
5	Lillebælt	82	Aborg Minde Nor	217	217	147	147
5	Lillebælt	74	Bredningen	217	217	136	136
5	Lillebælt	217	Lillebælt, Bredningen	217		973	242
5	Lillebælt	113	Flensborg Fjord, indre	216	114	38	38
5	Lillebælt	114	Flensborg Fjord, ydre	216	216	200	79
5	Lillebælt	110	Nybøl Nor	216	114	83	83
5	Lillebælt	105	Augustenborg Fjord	216	103	75	75
5	Lillebælt	104	Als Sund	216	103	59	59

Tabel 3.1**Statusbelastninger i second opinion, opdelt på 108 oplande. Statusbelastninger er vist for både helopland og delopland**

(Tabellen er sorteret efter hovedfarvand og netværk med mest nedstrømsliggende kystvand)

Hovedfarvand		Opland		Mest nedstrøms kystvand i "netværk"	Nedstrøms kystvand	Statusbelastning, helopland	Statusbelastning, delopland
ID	Farvand	ID	Navn	ID	ID	Tons N/år	Tons N/år
5	Lillebælt	103	Als Fjord	216	216	288	154
5	Lillebælt	102	Åbenrå Fjord	216	216	115	115
5	Lillebælt	101	Genner Bugt	216	216	40	40
5	Lillebælt	87	Helnæs Bugt	216	216	193	193
5	Lillebælt	216	Lillebælt, syd	216		1.226	391
6	Storebælt	29	Kalundborg Fjord	29		76	76
6	Storebælt	204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	204		1.546	1.546
6	Storebælt	85	Kertinge Nor	96	84	24	24
6	Storebælt	84	Kerteminde Fjord	96	96	48	24
6	Storebælt	96	Storebælt, NV	96		217	169
6	Storebælt	95	Storebælt, SV	95		126	126
6	Storebælt	83	Holckenhavn Fjord	90	86	292	292
6	Storebælt	86	Nyborg Fjord	90	90	319	27
6	Storebælt	89	Lunkebugten	90	90	19	19
6	Storebælt	90	Langelandssund	90		792	453
6	Storebælt	68	Lindelse Nor	214	214	40	40
6	Storebælt	72	Kløven	214	214	16	16
6	Storebælt	212	Faaborg Fjord	214	214	23	23
6	Storebælt	214	Det sydfynske Øhav	214		520	441
6	Storebælt	16	Korsør Nor	206	206	27	27
6	Storebælt	25	Skælskør Fjord og Nor	206	206	43	43
6	Storebælt	17	Basnæs Nor	206	206	86	86
6	Storebælt	18	Holsteinborg Nor	206	206	29	29
6	Storebælt	35	Karrebæk Fjord	206	206	1.327	1.327
6	Storebælt	36	Dybsø Fjord	206	206	81	81
6	Storebælt	37	Avnø Fjord	206	206	246	246
6	Storebælt	206	Smålandsfarvandet, åbne del	206		2.106	267
6	Storebælt	34	Smålandsfarvandet, syd	34		790	790
6	Storebælt	38	Guldborgsund	38		426	426
6	Storebælt	45	Grønsund	45		366	366

Tabel 3.1**Statusbelastninger i second opinion, opdelt på 108 oplande. Statusbelastninger er vist for både helopland og delopland**

(Tabellen er sorteret efter hovedfarvand og netværk med mest nedstrømsliggende kystvand)

Hovedfarvand		Opland		Mest nedstrøms kystvand i "netværk"	Nedstrøms kystvand	Statusbelastning, helopland	Statusbelastning, delopland
ID	Farvand	ID	Navn	ID	ID	Tons N/år	Tons N/år
7	Sydlig Bælthav	207	Nakskov Fjord	208	208	461	461
7	Sydlig Bælthav	209	Rødsand og Bredningen	208	208	557	557
7	Sydlig Bælthav	208	Femerbælt	208		1.571	553
8	Øresund	6	Nordlig Øresund	6		1.191	1.191
8	Øresund	201	Køge Bugt	201		1.105	1.105
9	Østersøen	49	Stege Nor	48	48	43	43
9	Østersøen	48	Stege Bugt	48		391	348
9	Østersøen	47	Præstø Fjord	46	46	281	281
9	Østersøen	44	Hjelm Bugt	44		129	129
9	Østersøen	46	Fakse Bugt	46		695	415
9	Østersøen	57	Østersøen, Christiansø	57		1	1
9	Østersøen	56	Østersøen, Bornholm	56		920	920

Anm.: Belastninger i tabellen er afrundet til nærmeste tons N/år. For nærmere beskrivelse af forskellen mellem "Statusbelastning, helopland" og "Statusbelastning, delopland" henvises til Faktaark om Kystvande og oplande i VP3.

Kilde: Data fra Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet.



4. Baggrundsanalyse

Klorofylmål i åbne kystvande

Denne baggrundsanalyse handler om klorofylmål i åbne kystvande, og er udarbejdet ifm. second opinion, i forlængelse af anbefalingerne fra det internationale panel fra fase II. Analysen fokuserer på panelets argumenter vedr. anbefalinger om refitting af klorofylmål i åbne kystvande i indre danske farvande og redegør for relevante underliggende data, som er udarbejdet i forbindelse med VP3 og second opinion.

Analysen belyser bl.a. antagelser om kilder til næringsstofbelastninger i danske kystvande, idet det som grundlag for vandplanlægningen er vist, at både danske og udenlandske næringsstofførsler har stor betydning for den økologiske tilstand for bl.a. fytoplankton (opgjort ved klorofyl-a koncentration), og vandmiljøet generelt, i åbne danske kystvande. Der redegøres også for ændringer mellem VP2 og VP3 ift. god/moderat-grænseværdier for klorofyl-a-koncentrationer (dvs. grænser for hvornår klorofyl-a-koncentrationer er i god tilstand), samt hvilken betydning ændringerne har for opgørelsen af indsatsbehovet i VP3.

Analysen viser endvidere, at der i nogle åbne kystvande (fx Bornholm og områder omkring Fyn) kan være tegn på, at de danske klorofylmål i VP3 ikke vil være mulige at indfri uden yderligere indsatser fra andre lande eller supplerende indsatser målrettet atmosfærisk kvælstofdeposition, som vil ligge udover de reduktioner, som landene har forpligtet sig til i internationale havkonventioner og i deres nationale vandområdeplaner mhp. at sikre god økologisk tilstand i egne vandområder.¹ Endelig redegør analysen for, at tyske og svenske myndigheder i deres respektive vandområdeplaner for 2021-2027 fortsat bruger resultater om miljømål for god tilstand for fytoplankton, som fremgår af tidligere gennemførte interkalibreringer i vandområder med samme type som danske vandområder.

4.1 Baggrund

I forbindelse med second opinion skal der, jf. kommissoriet for projektet, ses på opgørelserne af referencetilstand for miljøindikatorer og fastsættelse af miljømål for god økologisk tilstand. Dette er bl.a. blevet undersøgt og analyseret i fase I i second opinion og efterfølgende af et panel af internationale eksperter i fase II. Det internationale panel konkluderede i sin evalueringsrapport i fase II, at genberegningen af klorofylreferencetilstande til VP3 er en forbedring af det faglige grundlag, og at de opdaterede referenceværdier for både lukkede og åbne kystvandområder i VP3 dermed er mere

¹ Det bemærkes hertil, at der i VP3, på baggrund af oplysninger fra tyske vandområdeplaner og internationale havkonventioner (HELCOM), samt NEC-direktivet, er gjort antagelser om væsentlige reduktioner fra andre kilder end danske landbaserede kilder til næringsstofførsler til kystvandene. Indsatsbehovet i VP3 og i scenarierne i second opinion er opgjort under forudsætning af realisering af disse antagelser.

retvisende end tidligere. Lukkede områder refererer i denne analyse til områder som i mindre grad påvirkes af vand og næringsstofudveksling med åbne farvandsområder og dermed tilførsler fra andre lande (fx den centrale del af Limfjorden), mens åbne vandområder refererer til kystvande, som i højere grad påvirkes af tilførsler fra andre lande (fx det sydlige Lillebælt).

Genberegningen af klorofylreferencetilstande til VP3 er gennemført bl.a. på baggrund af anbefalinger fra den internationale evaluering af de danske havmodeller og metodegrundlaget bag VP2, som blev gennemført i 2017 (Herman et al., 2017), og hvor daværende panel tilkendegav, at den rummelige/geografiske opløsning af indsatsbehovene i VP2 var nødvendig grov, og at en videreudvikling af modellerne og databaser ville kunne føre til forbedrede vandområdespecifikke målbelastninger. Den tidligere anbefaling er således efterkommet i det faglige grundlag i VP3 (Erichsen et al., 2023).

Det internationale ekspertpanel i second opinion (Herman et al., 2023) påpeger dog, selvom det faglige grundlag for klorofylreferenceværdierne er forbedret, at opdateringen af referenceværdier i VP3 har ført til uoverensstemmelser mellem de afledte G/M-grænseværdier og interkalibrerede G/M-grænseværdier. Ekspertpanelet i second opinion anbefaler på den baggrund, at G/M grænserne for klorofyl i åbne vandområder tilpasses interkalibreringsresultater så godt som muligt, jf. også tabel 2.1 i kapitel 2 i second opinion rapporten:

” Opdateringen af referenceværdier i VP3 har – på grund af en tilsvarende justering af G/M-grænseværdier – ført til uoverensstemmelser mellem de afledte G/M-grænseværdier og de interkalibrerede G/M-grænseværdier, som ligger til grund for EU-Kommissionsbeslutning 2018/229.”

” Der rådes til at sikre, at G/M-grænseværdier i åbne kystvande stadig er i overensstemmelse med Europa-Kommissionens beslutning. Det anbefales især at opbevare nedjustering af G/M-grænseværdierne i de åbne danske kystvande. ”

Anm.: Der gøres opmærksom på, at der i forbindelse med ministeriernes oversættelse kan være truffet redaktionelle valg for at understøtte formidlingen af panelets anbefalinger. Der henvises til den internationale rapport (Herman et al., 2023) for panelets præcise formuleringer.

Kilde: Se hhv. s. 66 og 18 i Herman et al., 2023.

Opdraget til opgaven med second opinion var at undersøge, om der er foretaget antagelser eller valg, som vil kunne lede til et andet kvælstofindsatsbehov end det, som er præsenteret i VP3. Der er på den baggrund undersøgt, om der vil kunne gøres andre antagelser om miljømål for klorofyl-a i åbne kystvande i indre danske farvande ifm. beregning af kvælstof-indsatsbehovet. Vurderinger af hvilken økologisk tilstand de justerede klorofyl-a-målværdier indebærer, og hvordan disse kan finde anvendelse i et genbesøg af vandområdeplanerne 2021-2027 ligger uden for kommissorium for second opinion.

4.2 Argumentation fra internationale eksperter, der understøtter behov for refitting af miljømål for klorofyl-a

I forhold til den konkrete anbefaling fra det internationale panel i fase II, bemærker panelet følgende forhold i sin argumentation, som de mener understøtter behovet for en refitting i åbne danske kystvande:

- I åbne kystvandområder bestemmes vandkvaliteten i høj grad af kvaliteten af det åbne havvand (som ikke er omfattet af vandrammedirektivet, men hvor aftaler fra de regionale havkonventioner, jf. EU's Havstrategirammedirektiv, gælder) på grund af den omfattende udveksling mellem kyst og åbent hav. I disse tilfælde, hvis koncentrationerne i det åbne hav er over G/M-målværdierne, er det ikke altid muligt at opnå en god økologisk tilstand ved at reducere de danske landbaserede tilførsler til kystvandområdet (s.13 i Herman et al., 2023).
- God/moderat (G/M) grænseværdierne for klorofyl-a i åbne interkalibrerede vandområder er blevet væsentligt nedjusteret i forhold til EU-kommissionsgodkendte interkalibrerede grænseværdier for klorofylkoncentrationer. Jævnfør panelet, foreligger der ikke argumenter for, at der med de opdaterede referenceværdier er etableret ny viden om G/M-grænseværdier for klorofyl-a i åbne kystvande ift. tidligere (som oprindeligt var baseret på ekspertvurdering om at det svarer til estimerede klorofyl-a koncentrationer fra midten af det 20. århundrede²). Her bemærker panelet, at ændringen i de danske miljømål for klorofyl fra VP2 til VP3 er et resultat af anvendelsen af de opdaterede referenceberegninger (som panelet dog anerkender som fagligt mere robuste) på interkalibrerede EQR-værdier (som er baseret på tidligere datagrundlag). Panelet fremhæver i forlængelse af dette, at de ændrede miljømål ikke er et resultat af nye betragtninger, vurderinger eller viden om grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand for klorofyl-a koncentrationer (s. 13-14 i Herman et al., 2023).
- Panelet vurderer, at nedjusteringen i de åbne kystvande ikke følger retningslinjer på området, særligt når nedjusteringen har medført G/M-grænseværdier, som er (næsten) uopnåelige alene via reduktion af danske landbaserede næringsstofreduktioner (s. 18 i Herman et al., 2023).
- Hvis åbne danske farvande ikke kan opnå en nationalt besluttet målværdi, der ligger under målkoncentrationerne af det indstrømmende åbne havvand fra enten områder, som er omfattet af Havstrategirammedirektivet (fx fra den åbne del af Østersøen) eller fra sammenlignelige kystnære områder i nabolande, som er omfattet af interkalibrerede miljømål i regi af vandrammedirektivet, vurderer panelet, at der er stor sandsynlighed for, at andre lande vil betragte dette som et selvforskyldt problem (s. 35 i Herman et al., 2023).

² Carstensen og Henriksen (2009); Carstensen et al. (2008).

I det følgende gennemgås de fire argumenter og underliggende datadokumentation i hvert sit separate afsnit.

Betydningen af åbent havvand og andre landes næringsstofftilførsler i åbne kystvande

De internationale panel i second opinion bemærker, at de danske kystvande påvirkes i varierende grad af hhv. danske og andre landes næringsstofftilførsler. I mere lukkede kystvande (fx fjorde) påvirkes vandmiljøet primært af danske tilførsler, hvorimod åbne kystvande i højere grad påvirkes af andre landes tilførsler. Den større påvirkning fra andre landes tilførsler skal ses i lyset af Danmarks placering mellem Nordsøen og Østersøen, hvor danske kystvande generelt ligger nedstrøms de kystnære områder i Østersøen, som andre lande afvander til. Derimod vil vand, der tilføres fra Nordsøen, ramme de danske vandområder før andre landes vandområder i Østersøen bliver påvirket.

Når næringsstoffer fra et opland transporteres fra vandløb til floder til mere lukkede kystvande (som fjorde) til mere åbne kystvand til sidst til det åbne hav, så sker der en gradvis fortynding og omsætning, som reducerer næringsstofkoncentrationer i vandet. Denne fortynding og omsætning indebærer også en opblanding med næringsstoffer, som kommer fra det åbne hav. Opblandingen medfører, at områderne i takt med graden af "åbenhed" bliver mindre følsomme over for næringsstofbelastninger fra danske landbaserede kilder, og i højere grad påvirkes af tilførsler, som kommer fra andre belastningskilder i opstrøms havområder og atmosfæriske bidrag, hvoraf en del udgøres af danske emissioner. Hvis opblandingen med tilstedende åbne farvande er stor, så vil det kræve væsentlig anderledes næringsstofkoncentrationer i det vand, som udledes til de danske kystnære områder, for at få betydning for de samlede næringsstofkoncentrationer.

I en dansk kontekst indikerer denne gradvise opblanding, at hvor den økologiske tilstand i de mere lukkede områder er stærkt afhængig af tilførsler fra danske landbaserede kilder, så kan der være behov for at sikre tæt koordination med andre lande, mhp. at sikre god økologisk tilstand i de åbne kystvande.

I vandområdeplanerne indregnes betydningen af næringsstoffer fra andre lande og atmosfæren ved at anvende statistiske og mekanistiske økosystemmodeller, der tager højde for vandstrømme og tilledningen af næringsstoffer fra forskellige kilder (dansk og udenlandsk landbaseret næringsstoffildning og næringsstofbelastning fra atmosfæren). De danske VP3-målbekendtgørelser, som er beregnet med udgangspunkt i miljømålene til VP3, tager således højde for andelen af udenlandske næringsstofftilførsler, samt antagelser om at andre lande reducerer deres næringsstoffudledninger markant i årene, der kommer.

Konkret forudsættes, på baggrund af tyske vandområdeplaner for 2021-2027 og BSAP (Baltic Sea Action Plan, som er aftalt i regi af HELCOM-samarbejdet), at kvælstofftilførsler fra andre lande reduceres med 31 pct. i kystvande i Nordsøen og Limfjorden, 44 pct. i det sydlige Lillebælt, 35 pct. i Kattegat og 12 pct. i øvrige kystområder i den vestlige del af Østersøen, i forhold tilførsler i perioden 2014-2018. Tilsvarende forudsættes fosfortilførsler fra andre lande reduceret med 27 pct. til Lillebælt, Kattegat og Østersøen, og med 30 pct. til kystvande i Nordsøen og Limfjorden. For tilførsler fra

atmosfærisk deposition forudsættes en ens reduktion på 16 pct. i forhold til 2014-2018-niveauet i alle kystvande, som følge af indfrielse af EU's NEC-direktiv.³

For at forstå betydningen af antagelser om andre landes reduktioner og mål, kan man, som illustrativt eksempel, forestille sig et åbent vandområde, hvor Danmark sigter efter et klorofylmål på 1,7 µg/l, og hvor danske landbaserede tilførsler, efter opblanding med tilførsler fra åbent hav, udgør 50 pct. af næringsstoffers påvirkning af klorofylkoncentrationen, og andre landes tilførsler udgør de resterende 50 pct. Hvis andre lande i egne områder sigter efter klorofylmål og tilsvarende næringsstofftilførsler, der understøtter klorofylkoncentrationer i det danske område på 1,9 µg/l, så vil danske næringsstofftilførsler skulle reduceres til et niveau, som isoleret set understøtter en klorofylkoncentration på 1,5 µg/l, for at de opblandede koncentrationer resulterer i et gennemsnit på 1,7 µg/l. Det bemærkes hertil, at marine økosystemer er komplekse, og at der gælder mange forudsætninger om bl.a. næringsstoffernes transport og bio-tilgængelighed ift. deres påvirkning af marine økosystemer, som gør, at ovenstående eksempel skal tages med væsentlige forbehold.

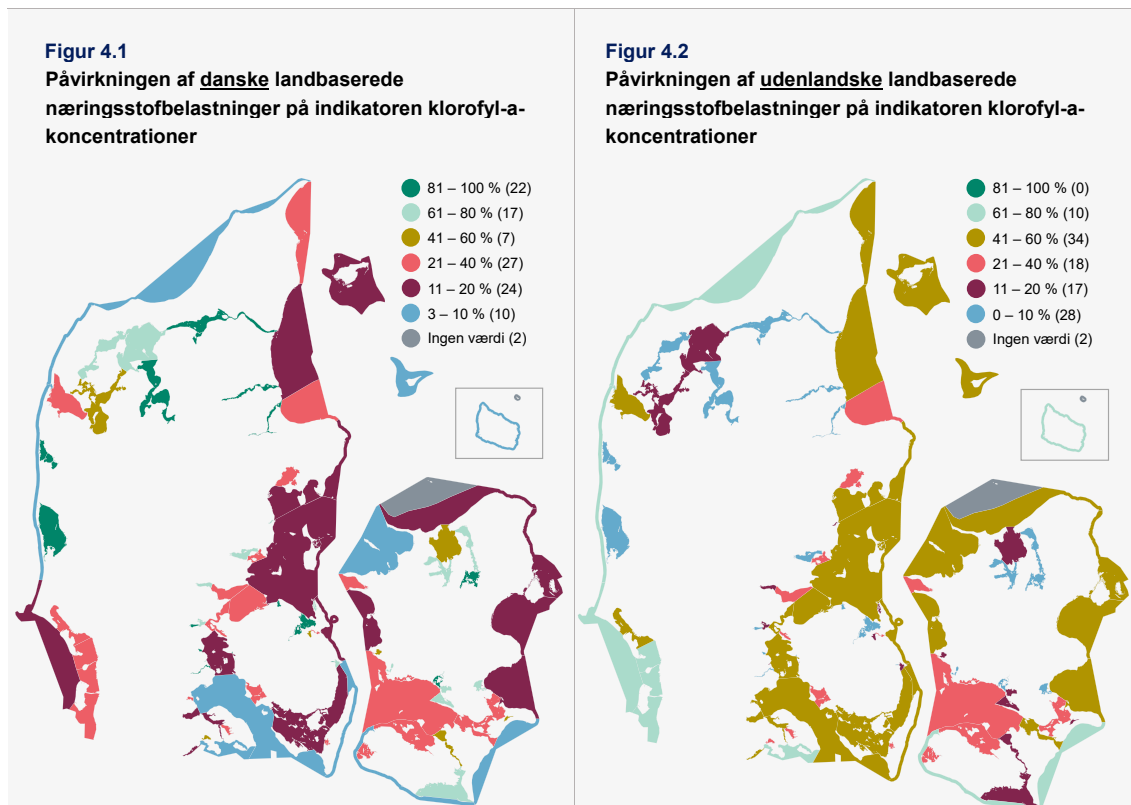
DHI har lavet beregninger, som viser den relative påvirkning fra hhv. danske og udenlandske næringsstofftilførsler i forhold til at forklare nuværende klorofylniveauer i 107 kystvandområder baseret på belastningsdata fra VP3, jf. figur 4.1 og figur 4.2 nedenfor.

Figur 4.1 illustrerer den relative påvirkning af danske udledninger af næringsstoffer ift. den udenlandske og atmosfæriske påvirkning på klorofyl-a-koncentrationer. En relativ påvirkning fra danske udledninger på 60 pct. i et givet kystvand kan overordnet læses som at 60 pct. af påvirkningen fra næringsstoffer på klorofyl forklares med danske udledninger, og de resterende 40 pct. kan forklares af andre landes og atmosfæriske påvirkninger. Det skal her bemærkes, at det kun er de danske belastninger fra land, som fremgår af figur 4.1 og udenlandske belastninger fra land, som fremgår af figur 4.2. Dele af de atmosfæriske påvirkninger skyldes også danske udledninger, men betydningen af denne andel fremgår ikke af kortene i de to figurer.

Det fremgår af figur 4.1, at det i de fleste danske fjorde er den danske næringsstofbelastning, der udgør langt den største påvirkning på klorofylkoncentrationen. Ude i de mere åbne kystvande falder påvirkningen af de danske belastninger. Konkret viser figur 4.1, at de danske landbaserede belastninger generelt står for 3-40 pct. af påvirkningen i de åbne kystvande, og i de mere lukkede områder står danske landbaserede belastninger for over 60 pct. af påvirkningen af klorofyl-a koncentrationer. I figur 4.2 ses, at udenlandske landbaserede næringsstofbelastninger generelt står for over 40 pct. af påvirkningen af klorofyl-a i åbne kystvande og under 20 pct. i de lukkede områder.⁴

³ Se blandt andet dokumentation for scenarieberegninger 2d (Erichsen et al., 2020a) og 2e (Erichsen et al., 2020b).

⁴ Det bemærkes, at beregningerne er baseret på procentvise reduktioner fra kilder til næringsstofbelastninger. Det betyder fx, at en 10 pct. reduktion fra danske landbaserede belastninger til indre danske vandområder kan svare til en reduktion på 3.000 tons N, mens en tilsvarende 10 pct. reduktion til Østersøen fra andre lande kan svare til fx 70.000 tons N.



Anm.: Der er ikke vist betydningen af atmosfærisk deposition og derfor kan der ikke summeres til 100 pct., hvis når tallene i figur 4.1 og 4.2 lægges sammen for samme kystvand. Opgørelserne indeholder ikke værdier for vandområde ID57 og ID205.

Kilde: Miljø- og Fødevarerudvalget 2023-24, MOF Alm.del - endeligt svar på spørgsmål 42:

<https://www.ft.dk/samling/20231/alm.del/MOF/spm/42/index.htm>

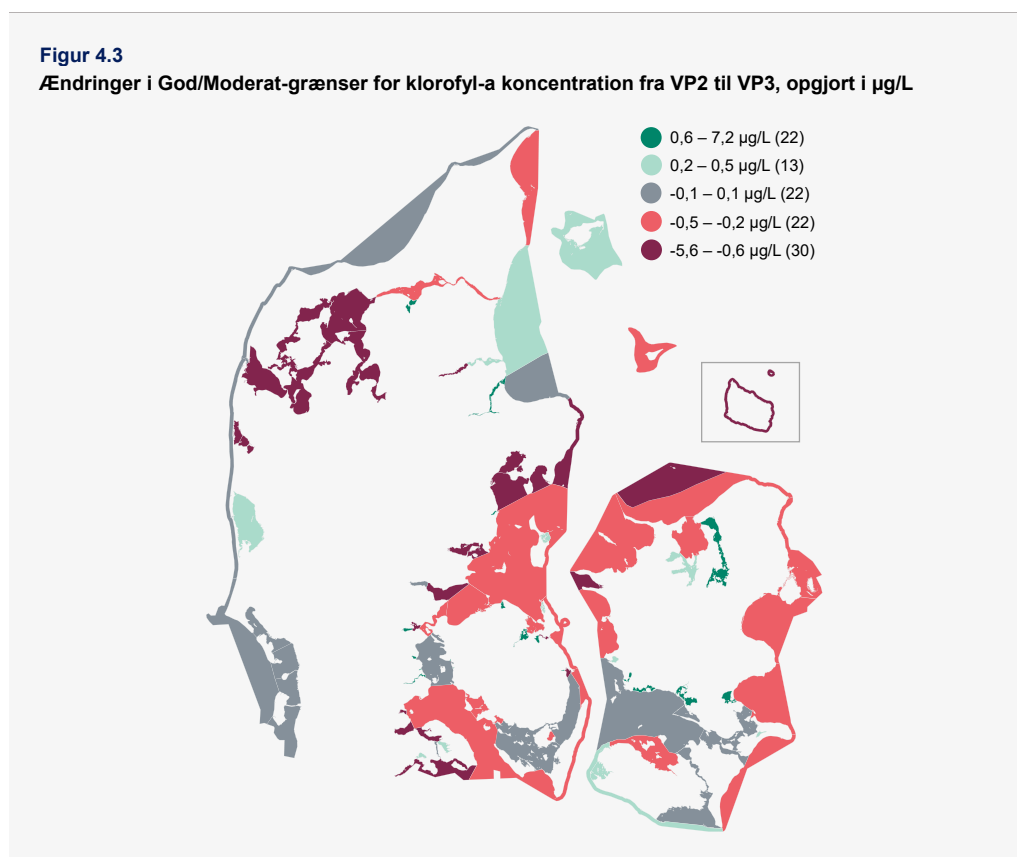
Det bemærkes, at næringsstofbelastninger fra henholdsvis danske kilder, udenlandske kilder og atmosfærisk deposition også har betydning for påvirkningen af andre miljøindikatorer end klorofyl-a-koncentrationer. Det gælder blandt andet vandets klarhed (lys-gennemtrængning i vandsøjlen), og hyppigheden, udbredelse og intensiteten af iltsvind. Iltvindets udvikling i løbet af året reguleres væsentligst af bundvandstemperaturen og de aktuelle vejrmæssige forhold, men udbredt iltsvind forudsætter en forudgående stor tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) (Hansen & Rytter, 2024). De reduktioner, som forudsættes fra andre lande i opgørelsen af indsatsbehov i VP3, forventes i væsentligt omfang at bidrage til forbedringen af vandmiljøets tilstand, i takt med at reduktionerne realiseres.

Miljømål for klorofyl i åbne vandområder er blevet væsentligt nedjusteret og afviger fra tidligere vurderinger

De opdaterede referenceværdier for klorofyl-a-koncentrationer udgør en væsentlig ændring i det faglige grundlag for kvælstofindsatsen mellem VP2 og VP3. Panelet vurderer, at de ændrede opgørelser er en forbedring. Panelet fremhæver særligt styrken ved at beregne kystvandspecifikke reference-

målforhold baseret på typologi-parametre, frem for typespecifikke referenceforhold. Panelet kommer frem til, at miljømålene for klorofyl i åbne interkalibrerede vandområder i indre danske farvand er blevet væsentligt nedjusteret i VP3 og afviger fra tidligere vurderinger af god økologisk tilstand.

En analyse, som panelet har foretaget, viser, at de nye estimater af referenceforhold for klorofyl-a har tendens til at være lavere end de tidligere referencer i åbne kystvande med lave referenceværdier og højere for mere lukkede kystvande med høje referenceværdier. Dette resultat afspejles også i forskellene mellem G/M-grænser for klorofyl i VP2 og VP3 (som jævnfør nedenfor anvender stort set samme EQR-værdier), jf. figur 4.3.



Anm.: Områder med hhv. røde, grå og grønne farver indikerer hhv. faldende, uændrede og stigende målkoncentrationer for klorofyl-a fra VP2 til VP3 (svarende til scenarie 1 i second opinion rapporten). Bemærk, at Limfjorden er opdelt i flere kystvande i VP3 end i VP2, og at disse områder sammenlignes med den målkoncentration, som blev anvendt i samme område i VP2.

Kilde: Egne beregninger baseret på dataudtræk fra Retsinformation BEK nr. 792 af 13/06/2023 (VP3, <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2023/792>) og BEK nr. 1001 af 29/06/2016 (VP2, <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2016/1001>).

Panelet bemærker i sin evaluering, at de normative definitioner af høj, god, moderat og andre tilstandsklasser for fytoplankton (klorofyl-a) er formuleret i forhold til en afvigelse fra referenceforholdene med kvalitative beskrivelser som "viser svage tegn på forstyrrelse" osv. Panelet påpeger, at der godt kan argumenteres for, at ved at forbedre estimatet af referenceforholdene og justere dem til generelt lavere koncentrationer (som i det danske tilfælde for klorofyl-a mellem VP2 og VP3 i åbne kystvande), har den nye forskning vist, at de interkalibrerede G/M-grænsekonzentrationer i virkeligheden adskiller sig mere – og sandsynligvis for meget – fra referenceforholdene og derfor bør justeres. Panelet peger dog omvendt på, at, da de normative definitioner i direktivet kun er formuleret i kvalitative termer (dvs. uden præcist at kvalificere hvad "svage tegn på forstyrrelse" betyder), så kan der ligeledes argumenteres for, at den nye forskning har vist, at de økologiske forhold, der i tidligere opgørelser blev vurderet til at repræsentere gode/moderate økologiske forhold, nu har en lidt større procentuel afvigelse fra referenceforholdene, men stadig repræsenterer gode/moderate økologiske forhold. Panelet konkluderer således, at med denne argumentationsførelse, så har den nye forskning derfor kastet mere lys over, hvad en 'lille afvigelse' betyder i kvantitative termer.

Panelet peger desuden på, at der ikke foreligger argumenter for, at der med de opdaterede referencelværdier er etableret ny viden om god/moderat grænseværdier for klorofyl i åbne kystvande ift. tidligere. Her bemærker panelet, at ændringen i de danske miljømål for klorofyl fra VP2 til VP3 er en "technical exercise" ved anvendelsen af de opdaterede referenceberegninger på interkalibrerede økologiske kvalitetsratioer (EQR-værdier, red., som er baseret på tidligere referencer og datagrundlag), og ikke som resultat af nye betragtninger, vurderinger eller viden om tilstandsklassifikationsgrænsen mellem god og moderat økologisk tilstand på baggrund af klorofyl-a koncentrationer.

Det internationale panel henviser i sin argumentation bl.a. til, at der i kommissionsbeslutningerne fremgår grænseværdier for både EQR-værdier og for parameterværdier (fx grænseværdier for klorofyl-a-konzentration) for de interkalibrerede kvalitetselementer⁵, og bemærker hertil, at idet begge tal er offentliggjort, og de kun er relateret til hinanden gennem referenceforholdene, kan det hævdes, at Kommissionen implicit også har besluttet referencekoncentrationerne.

Denne udlægning bakkes op af Van De Bund & Solimini (2007), der fremhæver de type-specifikke referencebetingelser som ankerpunktet for EQR-baserede klassifikationer, og at grænseværdier for tilstandsklasser defineres som et bestemt niveau af afvigelse fra referencebetingelserne – og at en ændring af ankerpunktet påvirker disse klassifikationsgrænser direkte. Med andre ord, hvis der ikke er enighed om principperne og kriterierne for fastsættelse af referencebetingelser, repræsenterer værdien "1" ikke den samme økologiske kvalitet, og EQR-skalaen er ikke sammenlignelig på tværs af lande og kan derfor ikke opfylde sit hovedformål om at sikre sammenlignelighed mellem lande (Van De Bund & Solimini, 2007, s. 6).

⁵ EU-kommissionsbeslutning 2018/229 indeholder også en række tabeller, hvor der kun fremgår EQR-grænseværdier. Dette gælder fx interkalibreringen af BC8 for fytoplankton med Tyskland. Ved disse tabeller fremgår, at der er tale om "Interkalibrerede nationale bedømmelsesmetoder", mens der pba. tabeller med konkrete grænseværdier kan udledes, at der er tale om parametre (bedømmelsesmetoder), som er fælles på tværs af lande. Værdierne fremgår også i seneste EU-kommissionsbeslutning 2024/721 om interkalibreringsresultater.

Nedjusteringen af G/M-grænseværdierne for klorofyl-a i nogle åbne farvande gør dem næsten uopnåelige uden yderligere næringsstoffreduktioner fra andre lande

Det internationale panel bemærker, at nedjusteringen af God/Moderat-grænsekonzentrationer for klorofyl-a i de åbne kystvande fra VP2 til VP3 fører til (næsten) uopnåelige mål uden yderligere landbaserede næringsstoffreduktioner fra andre lande udover det, der allerede er forudsat i beregning af målbelastninger i VP3. I praksis kommer denne problemstilling kun i mindre grad til udtryk, idet danske opgørelser af målbelastninger i VP3 er baseret på gennemsnit af model-specifikke estimater for "Maximum Allowable Inputs" (MAI) af kvælstof. Det gøres for at sikre et mere robust estimat af målbelastninger i hvert kystvand.⁶ Denne tilgang bakker det internationale panel op om. For nogle vandområder kan de individuelle estimater i samme kystvand allerede være relativt ens, mens de for andre områder kan være relativt forskellige. Dette er særligt udtalt i åbne kystvande, hvor de anvendte antagelser om væsentlige fremtidige reduktioner fra andre landes næringsstofftilførsler (jf. forpligtelser i regi af internationale aftaler og Tysklands forpligtelser om at sikre god økologisk tilstand i egne kystvande) har størst betydning for den økologiske tilstand.

Variationen mellem individuelle MAI-estimater kan illustreres med udgangspunkt i grundscenarieberegninger bag de anvendte målbelastninger i VP3. Figur 4.4 og figur 4.5 viser, for 34 åbne kystvande, hvordan de individuelle målbelastninger for hhv. klorofyl-a og lys i VP3 afskæres ved enten baggrundsbelastninger (dvs. målbelastninger kan ikke være lavere end belastninger ved naturforhold uden menneskelig aktivitet) eller ved aktuelle belastninger fra perioden 2014-2018 (som følge af princip om ikke-forringelse af vandmiljøet, kan målbelastningerne som udgangspunkt ikke være højere end observerede belastninger, så længe god tilstand ikke er opnået⁷).

Figur 4.4 og figur 4.5 viser samlet, at der i de fleste åbenvandsområder er opgjort målbelastninger til miljømålene i VP3, som er mulige at indfri med reduktioner i dansk opland (dvs. som enten indebærer ingen reduktion i belastninger i forhold til 2014-2018 eller en delvis reduktion af belastningerne fra menneskelig aktivitet), under gældende forudsætninger om reduktioner i andre lande. Figurene viser også, at der er nogle områder, hvor det ikke er muligt at opnå målopfyldelse uden yderligere næringsstoffreduktioner fra andre lande, supplerende fosforreduktioner fra danske kilder eller reduktioner i atmosfærisk kvælstofbelastning.

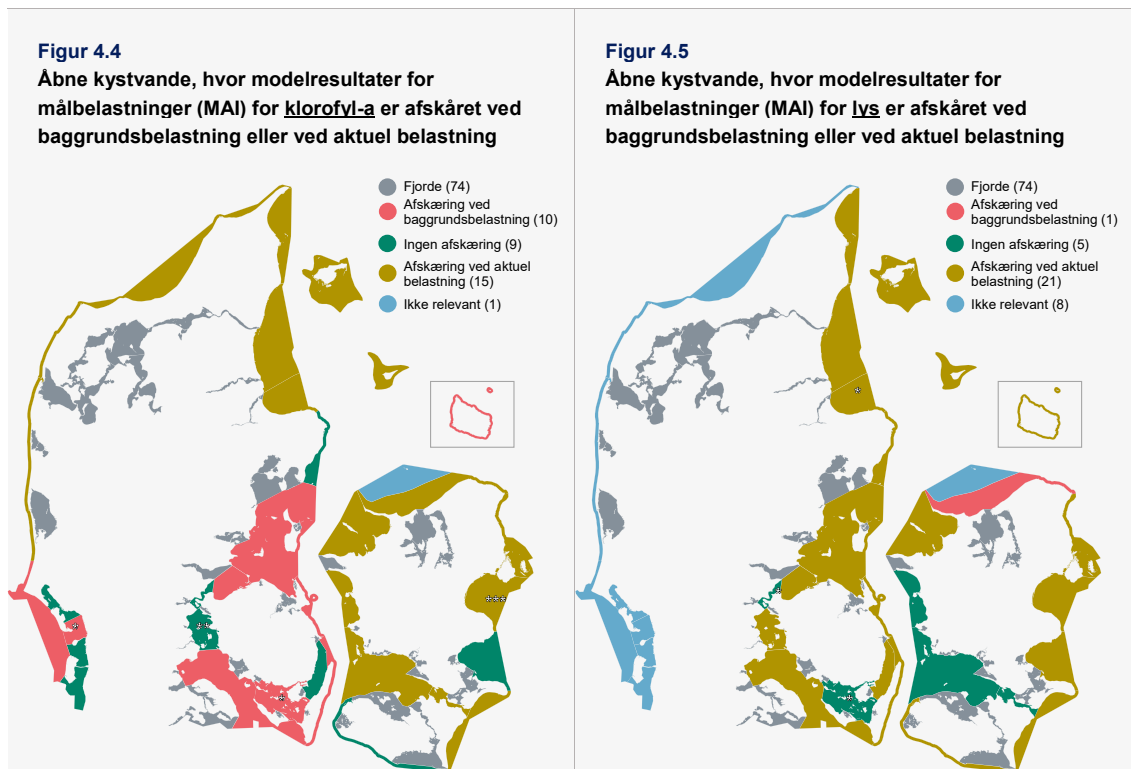
Figurene viser konkret, at, når der forudsættes betydelige næringsstoffreduktioner fra andre lande, som i VP3, så er der 15 områder for klorofyl-a (figur 4.4) og 21 områder for lys (figur 4.5), hvor MAI *afskæres ved aktuel belastning*, og hvor der dermed ikke er noget indsatsbehov (dvs. MAI er afskåret ved aktuelle belastninger (opgjort som gennemsnit for perioden 2014-2018)). I en stor andel af disse områder skyldes afskæringen ved aktuel belastning, at der i perioden 2014-2018 vurderes at være god tilstand for den pågældende parameter (enten klorofyl-a eller lys). I andre af disse områder kan afskæringen ved aktuel belastning skyldes, at de forudsatte reduktioner fra andre lande og atmosfærisk deposition vil bringe områderne i en situation, hvor næringsstoffbelastningerne understøtter

⁶ Der kan være højst fire kvælstof-MAI'er for et givet kystvand, afhængig af hvilke modeller (statistiske (STAT)/mekanistiske (MEK)) og indikatorer (klorofyl-a/lys) som anvendes i kystvandet (dvs. 1) Klorofyl-a med STAT, 2) Klorofyl-a med MEK, 3) Lys med STAT, 4) lys med MEK). Se også kapitel 2 i second opinion rapporten.

⁷ Forudsætningen om "ikke-forringelse" betyder, at hvis baselinebelastningen i et område er lavere end den opgjorte målbelastning, så vil indsatsbehovet opgøres til 0 og målbelastningen sættes lig baselinebelastningen. Ændringer i baselinebelastninger kan derfor få betydning for den nationale opgørelse af målbelastninger.

opnåelse af god økologisk tilstand uden behov for yderligere reduktioner fra danske landbaserede kilder. Figureerne viser endvidere, at MAI-estimerne *afskæres ved baggrundsbelastningen* i 10 områder for klorofyl-a (figur 4.4) og i 1 område for lys (figur 4.5). Det bemærkes hertil, at i 6 af de 10 områder, hvor MAI'erne for klorofyl-a afskæres ved baggrundsbelastningen, er placeret i det sydlige Bælt-hav. Figur 4.4 og 4.5 viser ydermere, at MAI for klorofyl og lys *ikke er afskåret* i hhv. 10 og 6 af de åbne områder (dvs. MAI er estimeret til et sted mellem aktuelbelastningen i 2014-2018 og baggrundsbelastningen).

Panelets vurdering af, at de lavere danske miljømål for klorofyl, sammenlignet med klorofylmål i sammenlignelige kystvande i Tyskland og Sverige, medfører uopnåeligt lave målbelastninger i nogle danske vandområder fra danske landbaserede kilder, understøttes af de MAI-beregninger for hhv. klorofyl og lys, som anvendes i de samlede målbelastninger til åbne kystvande. Flere steder i åbne kystvande – særligt i området syd for Lillebælt – er modelestimerne for klorofyl-a blevet afskåret ved baggrundsbelastningen, hvilket indikerer at klorofylmiljømålet ikke kan nås ved reduktioner af dansk landbaseret kvælstof med de indregnede forudsætninger om fremtidige belastninger fra andre lande og atmosfære, jf. figur 4.4. Panelet vurderer, at Lillebælt er et af de konkrete områder, hvor anbefalingen om tilbageføring af målværdier for klorofyl-a er relevant.



Anm.: Figureerne viser N-MAIs for hhv. klorofyl og lys, hvor mekanistisk modeller (MEK) er anvendt i alle områder og hvor der i områder markeret med stjerner er kategoriseret ud fra gennemsnittet af estimater fra både statistisk model (STAT) og MEK. Til figur 4.5 bemærkes, at den jyske vestkyst ikke har mål for ålegræs, og derfor heller ikke for lys.

* Områder, hvor der også anvendt N-MAI fra STAT, som trunkeeres på samme måde som N-MAI fra MEK: Knudedyb (ID120), Hevring Bugt (ID138), Det sydfynske Øhav (ID214) og Lillebælt, Snævringen (ID231).

** Område hvor STAT er trunkeeret ved baggrund, mens MEK ikke trunkeeres: Lillebælt, Bredningen (ID217).

*** Område hvor MEK N-MAI er trunkeeret ved statusbelastning, mens STAT ikke er trunkeeret: Køge Bugt (ID201).

Kilde: Scenarieregninger ifm. forberedelserne af VP3: Erichsen et al., 2020a: Scenarie 2d, Bilag A, for områder i Bælthavet, Kattegat og Østersøen. Erichsen et al., 2020b: Scenarie 2c, Bilag F, for områder i Nordsøen. Figur 4.4 og 4.5 tager udgangspunkt i beregninger med 0 pct. fosforreduktion fra dansk opland ift. perioden 2014-2018.

Andre landes miljømål for klorofyl-a afspejler tidligere interkalibreringer

Både tyske og svenske myndigheder anvender målværdier i VP3, som afspejler de interkalibrerede G/M-grænser fra baggrundsrapporter om klorofyl-interkalibreringerne fra hhv. 2013 (BC8) og 2016 (NEA8b og BC6), jf. Bilag A. Det er disse baggrundsrapporter, som er publiceret som fagligt grundlag for efterfølgende kommissionsbeslutninger om EU-Kommissionens afgørelse om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen (ECOSTAT, 2013; Carstensen, 2016). Det skal dog bemærkes, at de seneste kommissionsbeslutninger (2013, 2018 og 2024) ikke har medtaget grænseværdier for klorofyl-a-koncentrationer for BC8, som præsenteret i baggrundsrapporterne, hvorimod de seneste kommissionsbeslutninger (2018 og 2024) indeholder klorofylgrænseværdier, præsenteret i baggrundsrapport for BC6 og NEA8b.

Kommissionsbeslutningerne fra 2018 og 2024 er ens fsva. interkalibreringer og miljømål for klorofyl-a i danske kystvande.

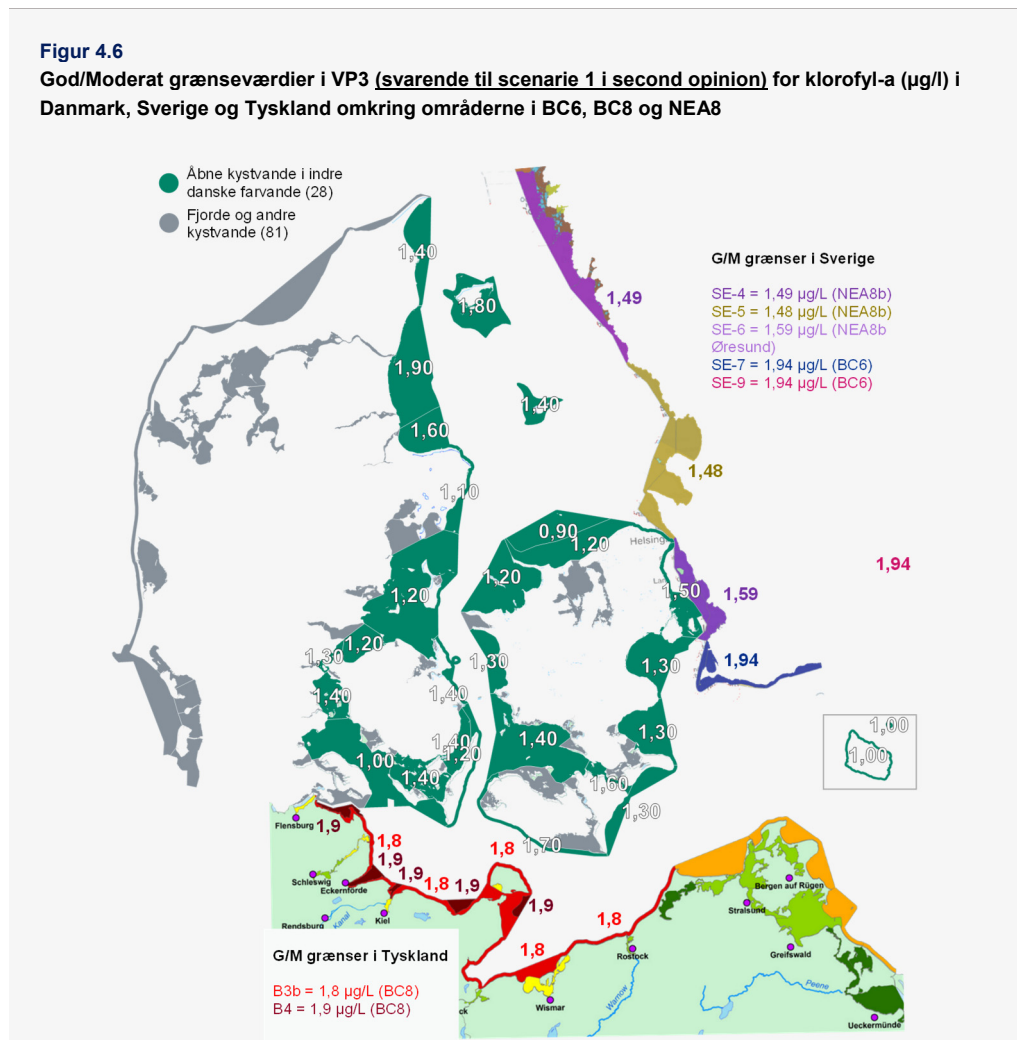
Det fremgår af kommissionsbeslutningerne om interkalibrerede miljømål, at medlemsstaterne bør overføre resultaterne af interkalibreringen til deres nationale klassifikationsmetode, når de fastsætter grænselinjerne mellem høj og god tilstand og mellem god og moderat tilstand for alle nationale typer. Det fremgår endvidere af kommissionsbeslutningen fra 2024 (2024/721/EU), at EU-Kommissionen har muliggjort fire faser af interkalibreringen, og at der inden for rammerne af den fælles gennemførelsesstrategi for vandrammedirektivet er der blevet udarbejdet fire vejledninger⁸ for at lette arbejdet med interkalibreringen. De giver et overblik over hovedprincipperne og retningslinjerne for interkalibreringen, herunder frister og indberetningskrav. De fastsætter ligeledes proceduren for at sikre, at nye eller reviderede nationale klassifikationsmetoder er i overensstemmelse med den harmoniserede definition af god økologisk tilstand.

De tyske og svenske målværdier for klorofyl-a-koncentration ligger generelt højere end målværdier i VP3 i sammenlignelige danske vandområder i Østersøen og i Bælthavet. For de åbne kystvande i Kattegat er der i VP3 både eksempler på danske klorofyl-a-mål der er højere og lavere end klorofyl-a-mål i sammenlignelige svenske kystvande. Det bemærkes hertil, at miljømål skal være konsistente med kystvandenes typologi, og at der derfor kan være variation i målene på tværs af åbne kystvande inden for samme geografiske område. Det gælder både nationalt og på tværs af medlemsstater. Det er således ikke en nødvendighed, at der skal gælde samme miljømål for alle vandområder i et geografisk interkalibreringsområde (GIG), idet typologierne kan tilsige forskellige mål.

Det internationale panel bemærker dog, at hvis målfrielse i åbne danske farvande ikke kan opnås på baggrund af en nationalt besluttet målværdi, der ligger under mål-koncentrationerne af det indstrømmende åbne havvand fra enten områder, som er omfattet af Havstrategidirektivet (fx jf. HELCOM fsva. den åbne del af Østersøen) eller fra sammenlignelige kystnære områder i nabolande, som er omfattet af interkalibrerede miljømål i regi af vandrammedirektivet, så kan der være sandsynlighed for, at andre lande vil betragte dette som et selvforskyldt problem. Panelet anbefaler, at der tilstræbes større sammenhæng mellem interkalibrerede målværdier og HELCOM-målværdier for klorofyl-a.

Til at illustrere sammenhængen mellem miljømål for klorofyl i VP3 og de interkalibrerede værdier, som anvendes i Tyskland og Sverige, præsenterer figur 4.6 klorofyl-a-mål i åbne kystvande i de tre lande på et samlet kort.

⁸ Europa-Kommissionen, 2003 (CIS guide nr. 6); Europa-Kommissionen, 2005 (CIS guide nr. 14 version 1); Europa-Kommissionen, 2011 (CIS guide nr. 14 version 2); Europa-Kommissionen, 2015 (CIS guide nr. 30).



Anm.: Afgrænsningen af danske åbne kystvande er baseret på åbenvandstypologier i VP2, jf. Bilag B. God/moderatgrænseværdier for svenske kystvande er baseret på beregning i tabel A.2 i Bilag A.

Kilde: Se kilder i Bilag A og Bilag B samt retsinformation: BEK nr 792 af 13/06/2023.

4.3 Mulige scenarier for justering af miljømål for klorofyl-a, som præsenteret i second opinion

På baggrund af opfølgningen på panelets anbefaling om justering (refitting) målværdier for klorofyl-a i åbne kystvandsområder, er der vurderet handlerum til at anvende målbelastninger inden for tre alternative opgørelser, som beskrevet nedenfor. Dette afsnit beskriver forskellene i målværdier for klorofyl-a-koncentrationer i de tre scenarier og viser mål-koncentrationerne i figur 4.7 og figur 4.8. Se

second opinion rapporten for beskrivelser af overvejelser og vurdering af scenarierne ift. opgørelse af kvælstofindsatsbehov.

I second opinion præsenteres tre scenarier for miljømål, hvoraf to af scenarierne indebærer refitting:

- **Scenarie 1** – Ingen refitting og klorofyl-a-miljømål er som i VP3 (Modelgruppens bud på den naturfagligt mest korrekte løsning)
- **Scenarie 2** – Forslag til refitting af klorofyl-a-målværdier til beregning af kvælstof-målbekæmpelser i 13 åbne kystvande (Modelgruppens alternative forslag, som indebærer refitting med udgangspunkt i interkalibreringsgrundlaget)
- **Scenarie 3** – Forslag til refitting af klorofyl-a-målværdier i beregning af kvælstof-målbekæmpelser i 28 kystvande (Taskforcens forslag til refitting, som vurderes at være i tråd med de faglige anbefalinger fra internationalt panel i fase II af second opinion)

De opgjorte målbekæmpelser i alle tre scenarier vurderes at være inden for rammerne af vandrammedirektivet. Målværdier og den geografiske fordeling af åbne kystvande i indre danske farvande fremgår af Bilag C, inkl. tabel med oversigt over åbne områder inden for NEA8b, BC6 og BC8, og de klorofyl-koncentrationer, som indgår i de tre scenarier, samt figurer for hvilke områder, som indgår i refitting i scenarie 2 og 3.

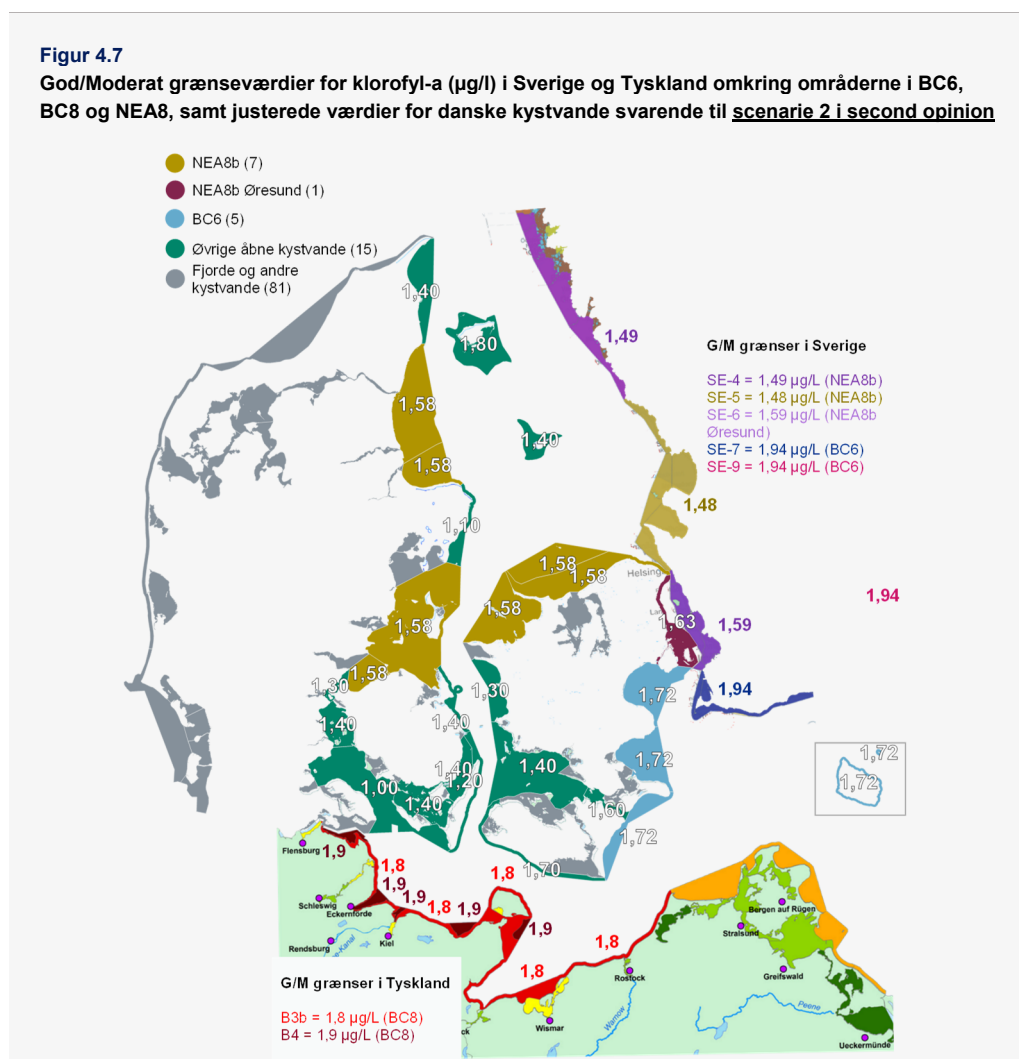
Det bemærkes, at modelgruppens alternative forslag (scenarie 2) indebærer justerede klorofyl-a-målværdier for 13 åbne kystvandområder indenfor interkalibreringsområder, der deles med Sverige (NEA8b og BC6), der justeres tilbage til interkalibrerede værdier, der fremgår af kommissionsbeslutningerne fra 2018 og 2024 (heraf 12 interkalibrerede områder og kystvandet til Christiansø, som håndteres på samme måde som Bornholm). Refitting i scenarie 3 indebærer justering af klorofyl-a-målværdier til beregning af kvælstof-målbekæmpelser i alle 28 åbne kystvande i VP3, som ligger inden for interkalibreringsområder, der deles med Sverige og Tyskland (NEA8b, BC6 og BC8), svarende til de aftalte værdier fra baggrundsrapporter for interkalibreringerne, som er publiceret som fagligt grundlag for efterfølgende kommissionsbeslutninger. Justeringerne i scenarie 3 følger samme metodiske tilgang som til scenarie 2, som anbefales af danske forskere i Timmermann et al. (2024a).

Det bemærkes endvidere, jf. second opinion rapporten, at både scenarie 1, 2 og 3 anbefales anvendt som midlertidige målbekæmpelser, idet der frem mod kommende vandplanperioder, vil være behov for at konsolidere miljømål gennem bl.a. en re-interkalibrering med Tyskland og Sverige. De præsenterede handlerum for justering af miljømål i second opinion rapporten kan i det lys justeres som følge af en ny interkalibrering.

Grundet løbende justeringer i typologi og afgrænsninger af kystvande, samt begrænset dokumentation for hvilke danske kystvande, der har indgået i interkalibreringen for BC8-området, tages der for dette område udgangspunkt i resultater fra redegørelsen fra COWI og NIRAS (2023) fra second opinion, fase I, samt anbefaling fra internationalt panel i second opinion fase II, om at foretage refitting i åbne kystvandområder. Disse resultater fra fase I og II i second opinion er nærmere beskrevet i Bilag B.

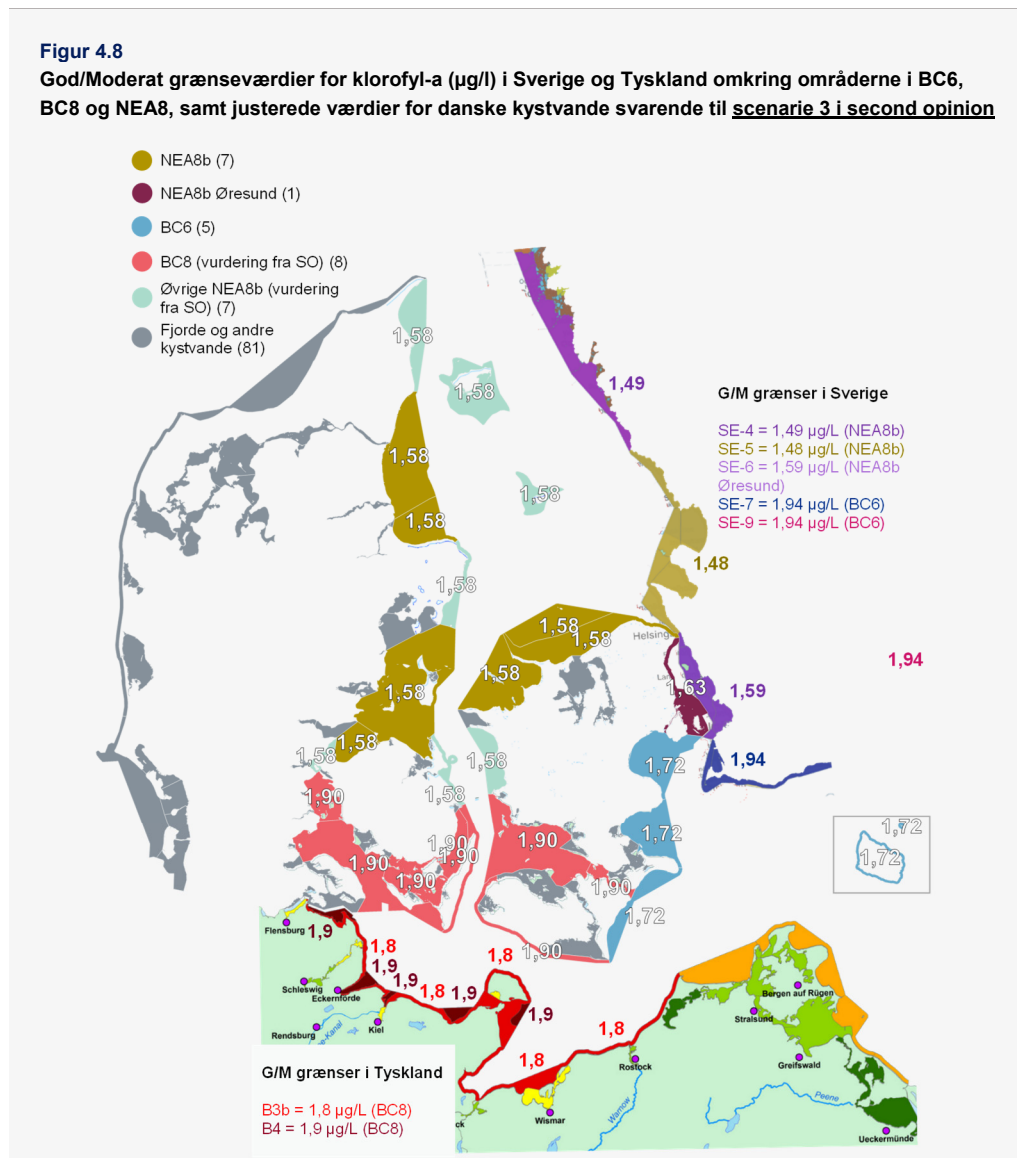
Hvor figur 4.6 præsenterede klorofyl-a-målværdier i åbne kystvande i NEA8b, BC6 og BC8 svarende til vandområdeplanerne for 2021-2027 i Danmark, Sverige og Tyskland, præsenterer figur 4.7 og figur

4.8 nedenfor klorofyl-a-målværdier svarende til henholdsvis scenarie 2 og scenarie 3 i second opinion rapporten (områder og målværdier omfattet af scenarie 2 kan også aflæses af figur 4.8, ligesom de fremgår af Bilag C). Det indebærer, at refittingen foretages i de 27 åbne kystvande, som i forbindelse med interkalibreringerne havde typologierne (OW=open water) "OW1", "OW2", "OW3a", "OW3b" og "OW3c". Derudover anvendes værdierne fra NEA8b i et nyt kystvand, som blev oprettet i Lillebælt i VP3, og som derfor ikke eksisterede i 2016, men som ligger i et geografisk område, som indgik i interkalibreringen fra 2016.



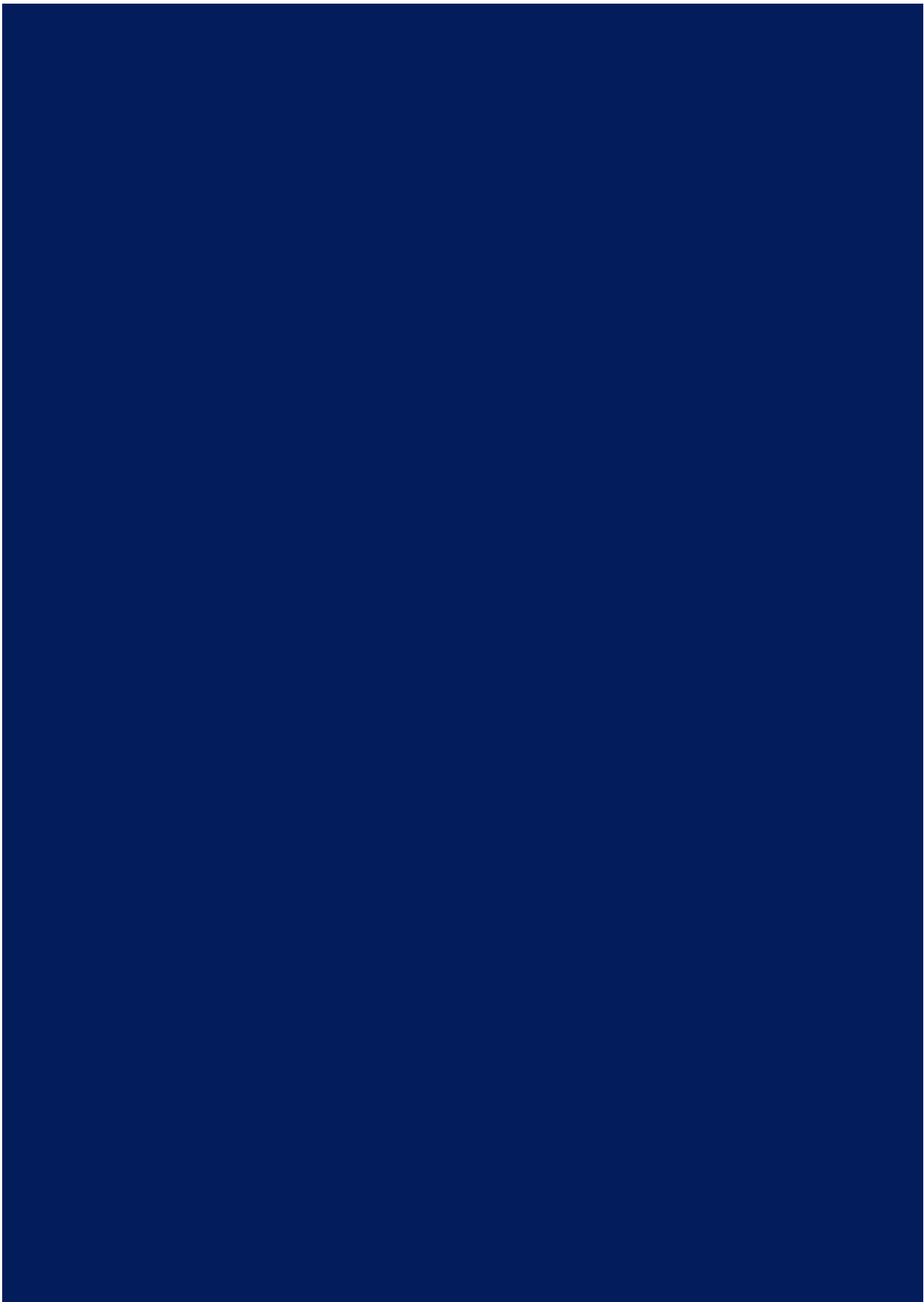
Anm.: Opdelingen af danske åbne kystvande er baseret på åbenvandstypologier i VP2, jf. Bilag B. God/moderat-grænseværdier for svenske kystvande er baseret på beregning i tabel A.2 i Bilag A.

Kilde: Se kilder i Bilag A og Bilag B, samt retsinformation: BEK nr 792 af 13/06/2023.



Anm.: Opdelingen af danske åbne kystvande er baseret på åbenvandstypologier i VP2, jf. Bilag B. God/moderat-grænseværdier for svenske kystvande er baseret på beregning i tabel A.2 i Bilag A.

Kilde: Se Bilag A, Bilag B og Bilag C.



Bilag A. Resultater fra baggrundsrapporter til interkalibreringer og anvendte miljømål i Sverige og Tyskland

Dette bilag redegør for resultaterne fra interkalibreringsprocesser om miljømål for fytoplankton (opgjort ved klorofyl-a-koncentrationer) med Tyskland i 2013 i BC8-området og med Sverige i 2016 i områderne NEA8b og BC6.

Resultater fra interkalibreringsrapporter og anvendte miljømål i Sverige:

I dette afsnit vises først en tabel A.1 med danske og svenske referencer og miljømål som præsenteret i interkalibreringen fra 2016 (Carstensen, 2016) i interkalibreringsområderne (GIG) NEA8b og BC6. Tabellen viser både nationale referencer og miljømål fra før interkalibreringen og hovedresultaterne fra interkalibreringen. Derefter vises en tabel A.2 med miljømål i åbenvandstyper i den svenske VP3.

Af tabel A.1 fremgår en opsummering af resultaterne fra interkalibreringen af klorofyl-a i 2016 mellem Danmark og Sverige for sammenlignelige kystvandstyper i NEA8b og BC6.

Tabel A.1
Resultater fra interkalibreringsøvelse med Sverige i NEA8b og BC6 (Carstensen, 2016)

	Referencetilstande og klassifikationsgrænser før interkalibrering					Interkalibrerede referencetilstande og klassifikationsgrænser				
	Klorofyl-a (µg/L)			EQR		Klorofyl-a (µg/L)			EQR	
	Reference	H/G	G/M	H/G	G/M	Reference	H/G	G/M	H/G	G/M
Danske kystvandstyper i VP2 (GIG)¹⁾										
OW1 (NEA8b)	1,0	1,2	1,6	0,8	0,6	1,01	1,22	1,58	0,83	0,64
OW2 (NEA8b)	1,0	1,2	1,6	0,8	0,6	1,01	1,22	1,58	0,83	0,64
OW2 (NEA8b, Nordlige Øresund)	1,0	1,3	1,7	0,8	0,6	0,96	1,22	1,63	0,79	0,59
OW3b (BC6)	1,0	1,3	1,7	0,8	0,6	1,06	1,36	1,72	0,78	0,62
OW3c (BC6)	1,0	1,3	1,7	0,8	0,6	1,06	1,36	1,72	0,78	0,62
Svenske kystvandstyper (GIG)²⁾										
4 (NEA8b)	1,0	1,2	1,5	0,83	0,67	0,99	1,18	1,52	0,84	0,65
5 (NEA8b)	1,0	1,2	1,5	0,83	0,67	0,99	1,18	1,52	0,84	0,65
6 (NEA8b, Nordlige Øresund)	0,9	1,1	1,5	0,82	0,59	0,94	1,18	1,56	0,80	0,60
7 (BC6)	1,2	1,5	1,8	0,8	0,67	1,14	1,44	1,78	0,79	0,64
9 (BC6)	1,2	1,5	1,8	0,8	0,67	1,14	1,44	1,78	0,79	0,64

Anm.: 1) Klorofyl-a-koncentrationer i danske kystvande i indre danske farvande opgøres som gennemsnit af målinger i perioden maj-september.

2) Klorofyl-a-koncentrationer i svenske kystvande opgøres som gennemsnit af målinger i perioden juni-august for kystvandstyperne 4, 5 og 6, og perioden juli-august for kystvandstyperne 7 og 9.

Kilde: Se tabel 4.1 i Carstensen (2016) og Havs- och vattenmyndigheten (2019).

I tabel A.2 præsenteres klorofyl-a mål i svenske kystvande i interkalibrerede områder med Danmark.

Af tabel A.2 fremgår, at Sverige anvender referenceværdier i typologierne 4, 5 og 6, som svarer til de interkalibrerede referencer i tabel A.1 ovenfor (værdier på hhv. 1,0 µg/l, 0,99 µg/l og 0,94 µg/l), mens svenske referenceværdier på 1,3 µg/l for typologierne 7 og 9 hverken afspejler eksisterende referencer før interkalibreringen (1,2 µg/l i begge områder) eller de interkalibrerede referenceværdier (1,14 µg/l i begge områder).

Det fremgår også af tabel A.2, at de svenske EQR-værdier for god-økologisk tilstand afspejler de EQR-værdier som eksisterede før interkalibreringen, jf. værdier i tabel A.1 ovenfor.

Tabel A.2

Referenceværdier og miljømål for klorofyl-a i svenske kystvande, der er interkalibreret med danske

Svensk typologi (GIG)	Klorofyl-a (µg/L), jun-aug	Klorofyl-a EQR				Forudsat klorofyl-a- grænseværdier til brug for figur 4.6, 4.7 og 4.8, µg/L ¹⁾
	Reference	Høj/ God	God/ Moderat	Moderat/ Ringe	Ringe/ Dårlig	G/M-grænse
4 (NEA8b)	1	0,83	0,67	0,33	0,17	1,49
5 (NEA8b)	0,99	0,83	0,67	0,33	0,17	1,48
6 (NEA8b, Øresund)	0,94	0,82	0,59	0,37	0,18	1,59
7 (BC6)	1,3	0,8	0,67	0,35	0,15	1,94
9 (BC6)	1,3	0,8	0,67	0,35	0,15	1,94

Anm.: Klorofyl-a-koncentrationer i svenske kystvande opgøres som gennemsnit af målinger i perioden juni-august for kystvandtyperne 4, 5 og 6, og perioden juli-august for kystvandtyperne 7 og 9.

1) Egen beregning af klorofyl-a-koncentrationer ved god/moderat-grænse til brug for figur 4.6, 4.7 og 4.8 er beregnet ved: "Klorofyl_{referencekoncentration} / EQR_{god/moderat-grænse}".

Kilde: Se referenceværdier og EQR-grænseværdier for klorofyl-a på s. 52 i Havs- og vattenmyndigheten (2019). Se typeinddeling i Sverige på kort i Havs- og vattenmyndigheten (2017).

Resultater fra baggrundsrapport til interkalibrering med Tyskland og anvendte miljømål i Tyskland:

Den anden interkalibreringsøvelse for klorofyl i indre danske farvande er foretaget for området BC8 i 2013. Nedenfor følger tabel A.3 med nationale grænseværdier for klorofyl-a, som Danmark og Tyskland meldte ind til interkalibreringen, tabel A.4 med resultater fra interkalibreringen og tabel A.5 med gældende tyske miljømål for klorofyl-a i kystvande i BC8. Sidst i bilag A følger boks A.1, som beskriver den metode for at omregne og kombinere EQR-værdier for individuelle parametre til en samlet tilstandsvurdering for fytoplankton i tyske kystvande i Østersøen.

Af tabel A.3 fremgår de nationale grænseværdier som hhv. Danmark og Tyskland indgik med til interkalibreringen. Her fremgår en referenceværdi i danske kystvande i BC8 på 1,2 µg/l, en høj/god grænseværdi på 1,3 µg/l og en god/moderat grænse på 1,9 µg/l. Disse værdier fremgår også af kommissionsbeslutningen om interkalibrering fra 2008 (2008/915/EF) i det tidligere "CW B 12 b"-område (som blev erstattet af BC8 ved interkalibreringen i 2013¹⁾, sammen med EQR-værdier for høj/god-grænsen på 0,92 og for god/moderat-grænsen på 0,63.² Klassifikationsgrænserne og EQR-værdierne i Kommissionsbeslutningen fra 2008 afspejler en reference på 1,2 µg/l, som også fremgår af tabel A.3.

¹ Se sammenhænge mellem tidligere interkalibreringstyper og nuværende typer i tabel 3.1 i ECOSTAT (2013).

² Se Carletti & Heiskanen (2009) for teknisk baggrundsrapport til Kommissionsbeslutning 2008/915/EC. Resultater for klorofyl-a for område CW B 12 b kan findes i tabel på s. 121-122. Baggrund om danske referencer og grænseværdier er beskrevet på s. 111-112.

Tabel A.3**Nationale grænseværdier for klorofyl-a-koncentration i BC8 for Danmark og Tyskland før interkalibrering**

	Referencetilstand	Høj/ God	God/ Moderat	Moderat/ Ringe	Ringe/ Dårlig	Dårlig
Danske kystvande i BC8						
Klorofyl-a, µg/L	1,2	1,3	1,9	2,4	4,8	>4,8
Tyske kystvande i BC8						
Klorofyl-a, µg/L	1,2	1,3-1,4	1,8-1,95	3,0-3,2	14,6-15,9	> 14,6-15,9
Biomasse, mm ³ /L	0,4	0,45	0,55	0,85	3,0	> 3,0

Anm.: Værdier for klorofyl-a-koncentrationer i tyske kystvande fremgår som intervaller, da de dækker over to forskellige nationale kystvandstyper (indenfor BC8). Værdierne kan genfindes i tabel A.5. Det bemærkes, at tyske EQR-værdier er normaliseret til ækvivalente EQR-værdier (0,2 – 0,4 – 0,6 – 0,8) og kombineret med forskellige vægtningsfaktorer for klorofyl-a og planteplanktonbiomasse, jf. boks A.1. Ækvivalente EQR-grænseværdier kan således ikke genberegnes ud fra koncentrationerne i nærværende tabel A.3, men forudsætter brug af en normaliseringsmetode.

Kilde: Tabel for BC8 på s. 16 i ECOSTAT (2013). Referencer og grænseværdier i tyske kystvande er baseret på Sagert et al. (2008).

Ingen af værdierne fra Kommissionsbeslutningen fra 2008 for "CW B 12 b" fremgår af senere interkalibreringsbeslutninger fra hhv. 2013, 2018 eller 2024. Disse kommissionsbeslutninger præsenterer i stedet ækvivalente EQR-grænseværdier på EQR-skalaen (0="dårligst mulige tilstand" – 0,2="dårlig/ringe" – 0,4="ringe/moderat" – 0,6="moderat/god" – 0,8="god/høj" – 1="Højest mulige tilstand"), som også fremgår af resultaterne fra interkalibreringen fra 2013, jf. tabel A.4.

Resultaterne fra baggrundsrapporten for interkalibrering i BC8 i 2013 fremgår af tabel A.4. Resultaterne afviger, fsva. klorofyl-a-koncentrationer, ikke fra de nationale koncentration-grænseværdier fra før interkalibreringen, men det gør EQR-grænseværdierne for høj/god og god/moderat økologisk tilstand. Det er kun EQR-grænseværdierne fra tabel A.4, som indgår i kommissionsbeslutninger fra 2013, 2018 og 2024.

Som det også blev bemærket i fase I-rapporten til second opinion (COWI & NIRAS, 2023) er der ikke konsistens mellem EQR-grænser og klorofyl-a-grænseværdier i tabel A.4, selvom klorofyl-a-koncentrationerne svarer til værdierne i tabel A.3. Det fremgår dog af ECOSTAT (2013), at tyske EQR-værdier er normaliseret til ækvivalente EQR-værdier idet den tyske fytoplankton-indikator i nogle kystvandtyper opgøres på baggrund af både klorofyl-a-koncentration og biomasse. Metoden for normalisering af EQR-værdier er beskrevet nærmere i boks A.1 nedenfor.

Tabel A.4
Resultater fra interkalibreringsøvelse med Tyskland i BC8 i 2013

	Interkalibrerede EQR-grænser		Interkalibrerede klorofyl-a-koncentrationer, µg/L	
	Høj/god-grænse	God/moderat-grænse	Høj/god-grænse	God/moderat-grænse
Danske kystvande i BC8	0,8	0,6	1,3	1,9
Tyske kystvande i BC8	0,8	0,6	1,3-1,4	1,8-1,95

Anm.: Se anmærkning til tabel A.3.

Kilde: Tabel for BC8 på s. 42 i ECOSTAT (2013).

I de tyske vandområdeplaner for 2022-2027 anvendes klorofylmål fra Sagert et al. (2008) svarende til baggrundsrapporten til interkalibreringen for BC8 fra 2013, jf. tabel 1.e.³ Det fremgår af baggrundsdocumenter til de tyske vandområdeplaner for 2022-2027, at interkalibreringen af fytoplankton i Østersøen blev foretaget i anden interkalibreringsfase.⁴ Anden fase af interkalibreringen blev igangsat af Kommissionen og afsluttet forud for vandområdeplanernes anden cyklus i 2015, og resultaterne indgik i Kommissionens afgørelse 2013/480/EU og efterfølgende kommissionsafgørelser.⁵ Tyske myndigheder har ligeledes bekræftet, at de anvender interkalibreringen fra 2013 i BC8.

Tabel A.5
Miljømål for klorofyl-a i tyske kystvande, der er interkalibreret med Danmark

Tysk typologi (GIG)	Reference	Klorofyl-a (µg/l), maj-september			
		Høj/God	God/Moderat	Moderat/Ringe	Ringe/Dårlig
B3b/B12 (BC8)	1,2	1,3	1,8	3,0	14,6
B4 (BC8)	1,3	1,4	1,9	3,2	15,9
EQR-værdier for klorofyl-a i nationale opgørelser (dvs. før normalisering til ækvivalente EQR-værdier)					
B3b (BC8)	-	0,92	0,67	0,4	0,08
B4 (BC8)	-	0,93	0,68	0,41	0,08

Anm.: Se boks A.1 metode for omregning af EQR-værdier fra nationale opgørelser til normaliserede, ækvivalente værdier.

Kilde: Se henvisninger i fodnote 3 og Sagert et al. (2008), tabel 6 og tabel 8.

³ Se miljømål for klorofyl-a på https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=321&clang=1. Typeinddeling af kystvande i Tyskland fremgår af https://www.gewaesser-bewertung.de/media/layout_karte3_kuesten_uebergangs-gew_2023.pdf. Det bemærkes, at den tyske typologi ”B3” i Østersøen opdeles i B3a og B3b, afhængig af salinitet. Denne opdeling kan findes på s. 8 i Blanco (2014). Taskforcen er opmærksom på, at der jf. Blanco (2014) har været overvejelser om, at ændre tyske målværdier for klorofyl-a-koncentrationer, men ser i tyske vandplaner for 2022-2027, at der ikke er foretaget ændringer som foreslået i Blanco (2014).

⁴ Se s. 76 i LAWA-AO (2021).

⁵ Se Kommissionens afgørelse 2018/229/EU og gældende afgørelse 2024/721/EU.

Det tyske klassifikationssystem for fytoplankton i kystvande i Østersøen anvender op til fire forskellige parametre med forskellig vægtning som gennemsnitsværdier over vækstsæsonen fra maj til september. Afhængig af området og kystvandets type anvendes koncentrationen af klorofyl-a, den samlede biomasse, blågrønalgers (Cyanobakterier) biomasse og biomassen af grønne alger (Chlorophyta), som i første omgang opgøres og klassificeres individuelt og til sidst lægges sammen i et indeks til en samlet vurdering. Metoden indebærer en normalisering af EQR-værdier og er nærmere beskrevet i boks A.1.

Boks A.1

Normaliseringsmetode til vurdering af økologisk tilstand i nogle tyske kystvande i Østersøen

For at tilstandsvurdere den økologiske tilstand i tyske kystvande anvendes en normaliseringsmetode, som kan samle tilstanden for op til fire individuelle parametre til en samlet vurdering.

Metoden indebærer først en beregning af EQR-værdier for hver af disse fire indikatormålinger. EQR-værdierne opgøres ved forholdet mellem referenceværdien og den aktuelle målte værdi i kystvandet ($EQR = \text{referenceværdi/aktuel målt værdi}$), og kan have værdier mellem 0 og 1. En høj økologisk tilstand opnås med værdier tæt på 1, resultater tæt på 0 signalerer en dårlig status. Da "bredden" af de fem tilstandsklasser, som anvendes på tværs af indikatorerne, hvor klassernes grænser (og dermed også de beregnede EQR-grænser) er defineret p.b.a. måleværdier, ikke er ens og heller ikke sammenlignelige i deres procentvise forhold mellem forskellige måleværdier, anvender de tyske myndigheder normaliserede EQR-værdier med fem lige store (ækvidistante) klasser på 0,2. Ud fra de normaliserede EQR-værdier beregnes den samlede vurdering først for hvert år i den observerede periode som et vægtet gennemsnit ved hjælp af vægtningsfaktorer. Den samlede tilstandsvurdering for kvalitetskomponenten fytoplankton beregnes til sidst som medianen af de samlede vurderinger for de enkelte år, hvorefter klassificering sker ud fra den ækvidistante EQR-skala.

Tilgang til normalisering

Der er forskellige tilgange til at omregne en EQR-værdi til den normaliserede EQR-skala. For planteplankton for de tyske kystnære farvande i Østersøen gøres dette ved interpolation inden for klasserne, som illustreret i figur a.

I figur a repræsenterer de normaliserede EQR de 5 ækvidistante kvalitetsklasser (klasse 1 til 5) og den parameterspecifikke EQR repræsenterer den opgjorte EQR for en givet parameter på baggrund af forholdet mellem referencetilstand og den observerede tilstand. Den parameterspecifikke EQR kan omregnes til en normaliseret EQR-værdi med følgende formel:

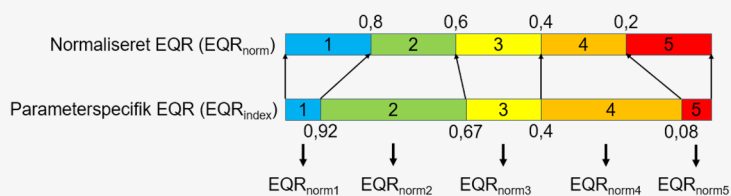
$$EQR_{norm\ 1-5} = (EQR_{index\ 1-5} - Min_{index\ 1-5}) \times \frac{(Max_{norm\ 1-5} - Min_{norm\ 1-5})}{(Max_{index\ 1-5} - Min_{index\ 1-5})} + (Min_{norm\ 1-5})$$

Eksempel på normalisering baseret på EQR-skalaen for klorofyl-a i B3b, som ses i figur a: Hvis EQR på den parameterspecifikke EQR-skala er opgjort til 0,82 ($EQR_{index}=0,82$), og ligger derfor i tilstandsklasse 2 på denne skala, så er $EQR_{norm}=0,72$:

$$EQR_{norm,index=0,82} = (0,82 - 0,67) \times \frac{(0,8 - 0,6)}{(0,92 - 0,67)} + (0,6) = 0,72$$

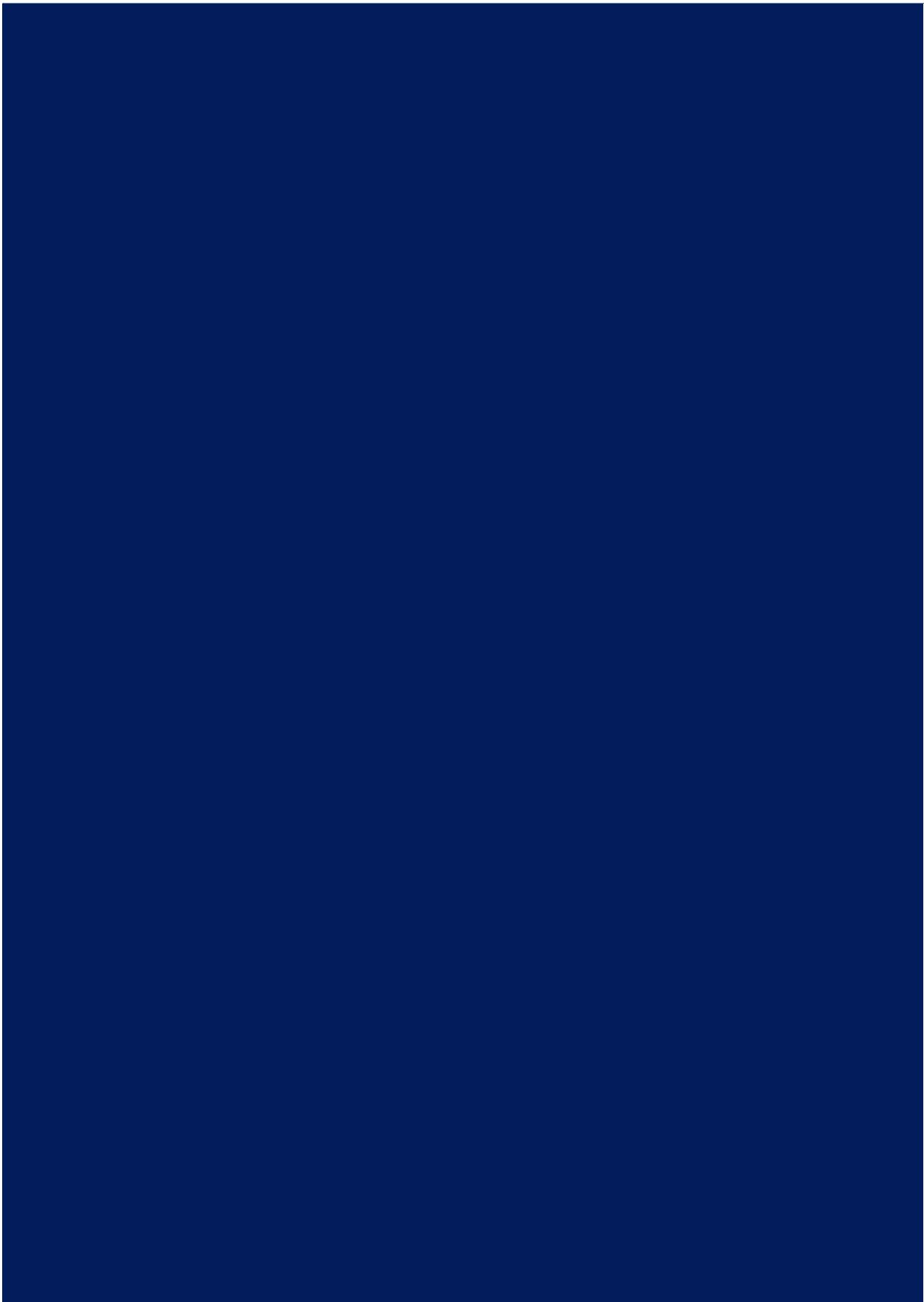
Figur a

Illustration af oversættelse mellem normaliserede EQR-værdier og parameter- og typespecifikke EQR-værdi som anvendes i det nationale klassifikationssystem for fytoplankton i tyske kystvande i Østersøen, baseret på EQR for klorofyl-a i B3b



Anm.: Illustrationen er baseret på Sagert et al. (2008), som også er grundlag for de tyske miljømål for fytoplankton.

Kilde: Egen formidling af Sagert et al. (2008) og https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=321&clang=1.



Bilag B. Resultater fra second opinion om interkalibrerede områder i indre danske farvande

I dette bilag beskrives resultater fra second opinion fase I og II vedrørende interkalibrering af fytoplankton i indre danske kystvande. Bilaget beskriver først resultater vedrørende opdeling af kystvande inden for geografiske interkalibreringsgrupper (GIGs). Herefter vises et overblik over resultaterne fra gennemførte interkalibreringer ift. klorofyl-a-koncentrationer og EQR-værdier.

I COWI og NIRAS' fase I-rapport til second opinion, er der redegjort for, at kystvande med typologierne for åbenvandsområder "OW1", "OW2", "OW3a", "OW3b", og "OW3c" i vandområdeplanerne 2009-2015 (VP1) og vandområdeplanerne 2015-2021 (VP2) udgjorde de nationale typer, som er i overensstemmelse med de interkalibrerede typologier, der deles mellem medlemsstater, jf. tabel B.1. Dette kan imidlertid ikke bekræftes af baggrundsrapporter eller kommissionsafgørelser.

Tabel B.1

Redegørelse fra second opinion fase I om sammenhæng mellem nationale åbenvandstypologier og interkalibreringsområder (GIGs) ved interkalibreringerne med Sverige og Tyskland i indre danske farvande

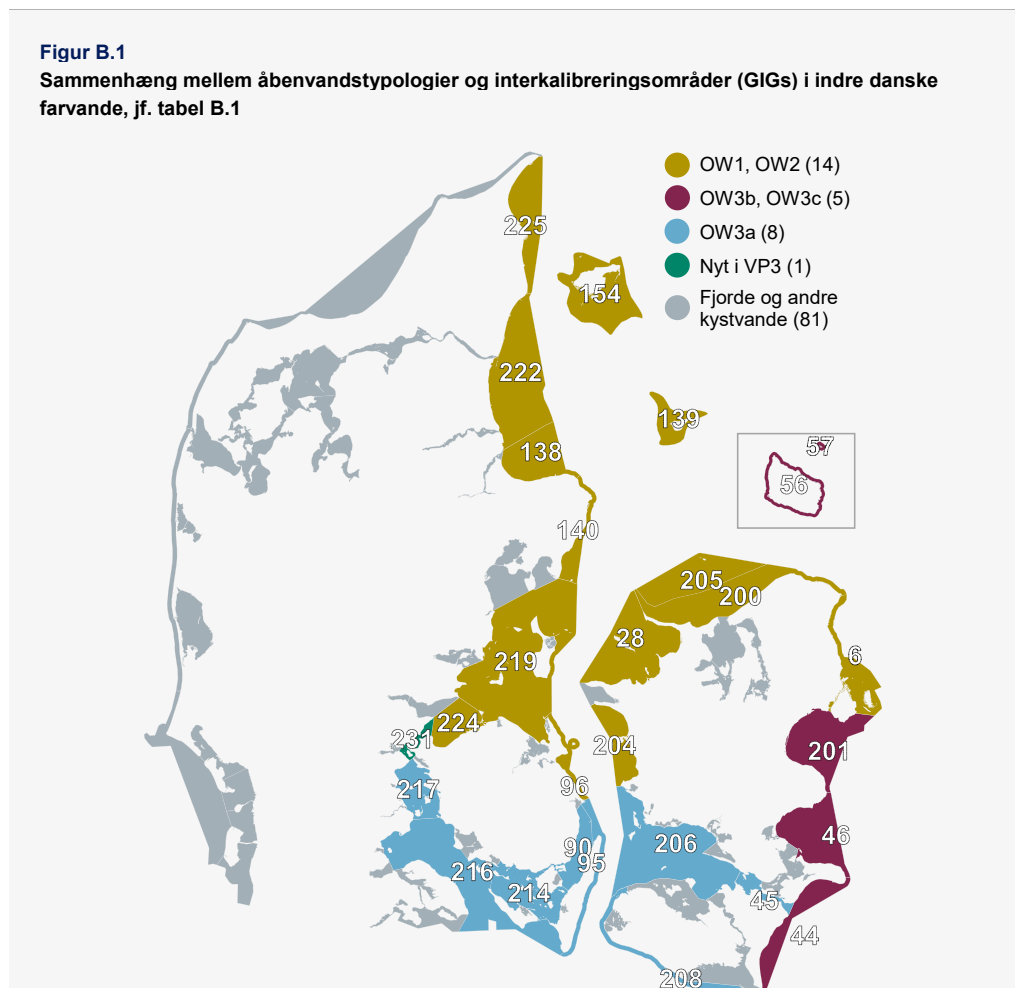
Land	National indikator for fytoplankton	Geografisk interkalibrerings område (GIG) National typologi i inden for GIG'en ¹⁾		
		NEA8b	BC6	BC8
Danmark	Klorofyl-a (µg/l), gns. maj-sep.	OW1, OW2	OW3b, OW3c	OW3a
Sverige	Klorofyl-a (µg/l), gns. jun-aug.	4, 5, 6	7, 9	-
Tyskland	Klorofyl-a (µg/l), gns. maj-sep.	-	-	B3b, B4

Anm.: COWI og NIRAS (2023) fremhæver også andre nationale typologier fra VP1 og VP2 (fx "M2" i BC6, "P1" i BC8 og "P2", "P3", "P4", "M1", "M2", "M4", "O3" i NEA8b), som ikke deles mellem landene, og som ifølge tabel 3-12 i COWI og NIRAS ikke bruges direkte til interkalibrering.

1) Definitionen af åbne kystvande af baseret på områder med VP2-typologierne OW1, OW2, OW3a, OW3b og OW3c, som var gældene i forbindelse med interkalibreringerne i 2013 med Tyskland (under VP1) og i 2016 med Sverige.

Kilde: COWI & NIRAS (2023), s. 173-174.

Resultaterne fra tabel B.1 er vist på kort i figur B.1.



Anm.: VP2-typologierne for åbne kystvande er grupperet efter GIG, jf. tabel B.1. Lillebælt, Snævringer (ID231) er et nyt område i VP3, og har derfor ikke en typologi i VP2.

Kilde: Se tabel B.1 og BEK nr 837 af 27/06/2016: <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2016/837>.

Tabel B.2 indeholder samlede resultater fra baggrundsrapporter til interkalibreringerne for fytoplankton med Tyskland og Sverige i hhv. 2013 og 2016, kommissionsbeslutninger og danske klorofyl-a-mål i VP2 og VP3.

Det bemærkes, at de målværdier for klorofyl-a-koncentration, som indgik i interkalibreringen for BC8 ikke har været anvendt i danske vandområdeplaner. Interkalibreringen (ECOSTAT, 2013) fandt sted i løbet af VP1, hvor fytoplankton (og dermed også indikatoren, klorofyl-a) ikke blev anvendt til vurdering af kystvandes økologiske tilstand, men indsatserne blev vurderet ud fra udbredelsesdybder for ålegræs. Til brug for VP2 var der udviklet nye modeller til opgørelse af referencetilstande for klorofyl-

a, som sammen med de ækvivalente EQR-værdier fra interkalibreringen blev anvendt til at opgøre G/M-grænseværdier for klorofyl-a-koncentrationer i kystvandene. I VP3 blev der udviklet nye modeller til opgørelse af referencer for klorofyl-a-koncentrationer og nye G/M-grænser ved brug af EQR-værdierne fra 2013. For områderne i NEA8b og BC6 gælder, at interkalibreringen (Carstensen, 2016) blev foretaget på baggrund af klorofyl-a-referencer og målværdier fra det faglige grundlag til VP2. I VP3 blev EQR-værdierne fra interkalibreringen af NEA8b og BC6 anvendt sammen med de opdaterede referencer til at opgøre G/M-grænsen for klorofyl-a-koncentrationer i områderne.

Tabel B.2

Overblik over interkalibreringsgrupper (GIGs) i indre danske farvande og god/moderat (G/M) grænseværdier for sommer klorofyl-a-koncentration (gns. maj-sep.) og tilhørende EQR-værdier (i parentes), vist for VP2, VP3 og kommissionsbeslutninger fra 2013, 2018 og 2024

Interkalibreringsområde, GIG	Dansk typologi i interkalibrerede områder (GIGs) ifm. interkalibreringerne med Sverige og Tyskland (jf. Task 8 i fase I rapport (COWI og NIRAS, 2023))	Kommissionsbeslutning om interkalibrering fra 2013	VP2 (2015-2021): Gennemsnitlig G/M-grænse for vandområder i samme IC-type	Kommissionsbeslutning om interkalibrering fra 2018 og 2024	VP3 (2021-2027) Gennemsnitlig G/M-grænse for vandområder i samme IC-type
Klorofyl-a koncentration (EQR-værdier)					
NEA8b (Sverige, Kattegat, Storebælt) (Carstensen, 2016)	Indre danske farvande Typologi: OW1 og OW2 Antal kystvande: 7 (interkalibreret) + 7 (inden for GIG'en)	-	1,6 µg/L (0,6)	1,58 µg/L (0,64)	1,31 µg/L [1,35 µg/L] ²⁾ (0,64)
NEA8b (Sverige, Øresund) (Carstensen, 2016)	Øresund Typologi: OW2 Antal kystvande: 1	-	1,7 µg/L (0,6)	1,63 µg/L (0,59)	1,5 µg/L (0,59)
BC6 (Sverige) (Carstensen, 2016)	Østersøen øst for Sjælland Typologi OW3b og OW3c Antal kystvande: 4 + Christiansø	-	1,7 µg/L (0,6)	1,72 µg/L (0,62)	1,23 µg/L [1,18 µg/L] ²⁾ (0,62)
BC8 (Tyskland) (ECOSTAT, 2013)	Smålandsfarvandet og områder syd for Lillebælt og Storebælt Typologi OW3c Antal kystvande: 8	- ¹⁾ (0,6)	1,5 µg/L (0,6)	- ¹⁾ (0,60)	1,39 µg/L (0,60)

1) Ifølge baggrundsrapporten for BC8 fra 2013 (ECOSTAT, 2013) blev grænsen mellem god og moderat tilstand (G/M-grænsen) sat til 1,9 µg/L for den fælles opgørelsesenhed, der anvendes til interkalibreringen af BC8. Denne koncentration blev ikke præsenteret i Kommissionsbeslutningerne fra 2013 og 2018. Kun den tilsvarende EQR-værdi på 0,6 for G/M-grænsen præsenteres i Kommissionsbeslutningerne.

2) De beregnede gns. malkoncentrationer i kantet parentes ”[]” ud for NEA8b og BC6 er baseret på hhv. alle ”7+7=14” vandområder inden for NEA8b og ”4+1=5” områder inden for BC6 (svarende til de områder, der indgår i refitting i scenarie 3), mens gns. koncentrationer som ikke står i [] ud for NEA8b og BC6 er baseret på de hhv. 7 og 4 områder, som indgår i refitting i scenarie 2 i second opinion rapporten.

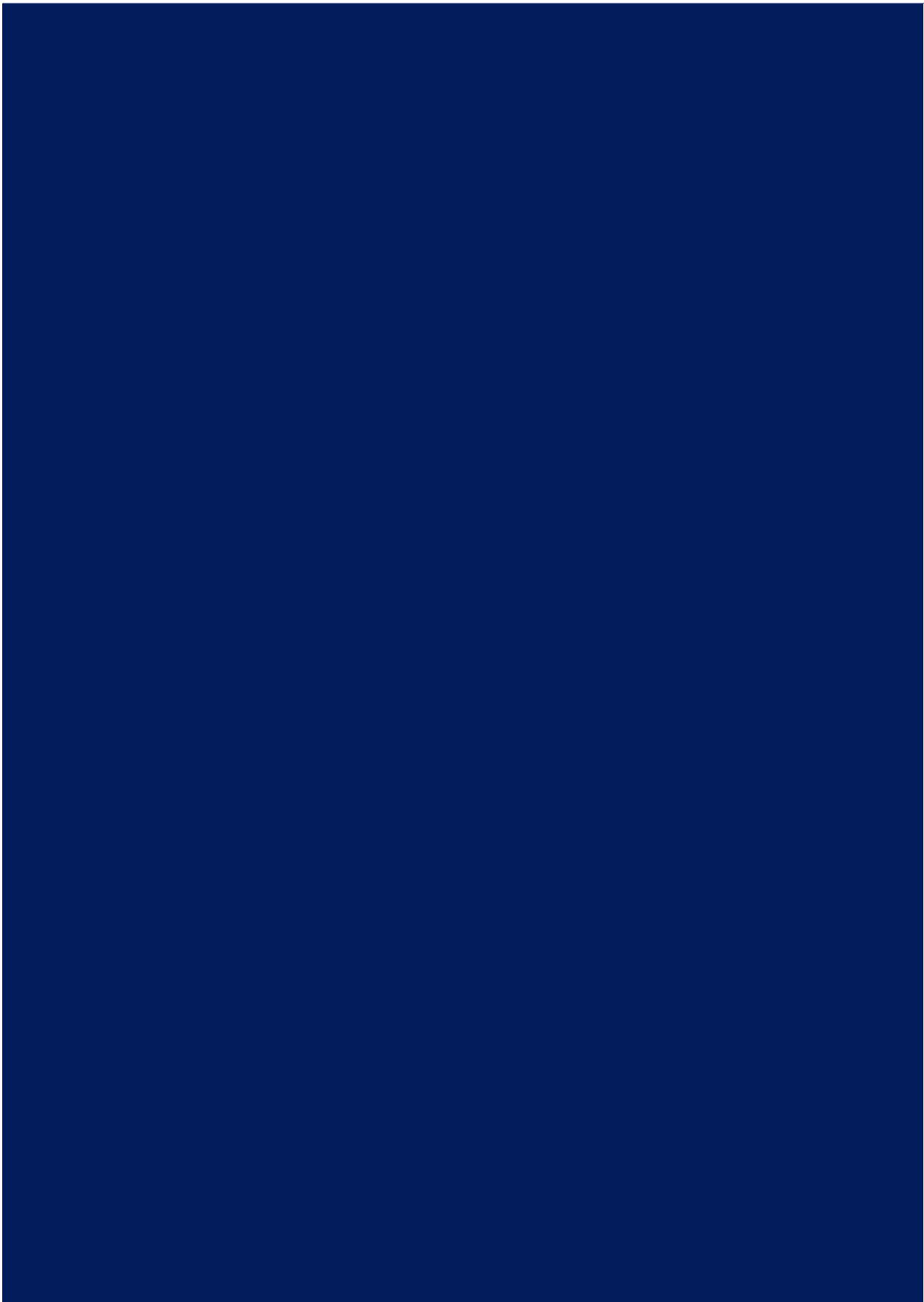
Kilde: For individuelle baggrundsrapporter til interkalibreringerne henvises til kilder jf. literaturlisten, som angivet i kolonnen til venstre.

Kommissionsbeslutning fra 1. interkalibreringsfase (2013), 2013/480/EU: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D0480&from=DA>.

Kommissionsbeslutning fra 4. interkalibreringsfase (2024), 2024/721/EU: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX:32024D0721>.

Grænseværdier i Vandområdeplanerne 2015-2021 (VP2): <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/1001>.

Grænseværdier i Vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3): <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/792>.



Bilag C. Oversigt over målværdier for klorofyl-a i åbne områder scenarie 1-3 i second opinion

Dette bilag viser en oversigt over de tre foreslåede løsningsscenarier til refitting af klorofyl-miljømål, der er præsenteret i second opinion rapporten. Tabel C.1 angiver vandområder, som indgår i et af de tre interkalibreringsområder NEA8b, BC6 og BC8, samt de foreslåede målværdier for klorofyl-a i scenarie 1-3 (celler med grøn grundfarve indikerer klorofylmiljømål, som svarer til VP3-grundlaget).

Det bemærkes, at der i forbindelse med modelgruppens opfølgning på anbefalingen om refitting af klorofylmål i åbne kystvande (Timmermann et al., 2024a) blev undersøgt hvilke konkrete kystvande, som har indgået i interkalibreringen af BC8 med Tyskland fra 2013. Modelgruppen har ikke været i stand til at finde en klar afgrænsning af BC8 og præsenterer på baggrund af en figur af området i ECOSTAT (2013) og en liste med områder i Henriksen et al. (2014) en række "benchmark"-områder. Modelgruppen fremfører at de vandområder, der er inkluderet i BC8, kunne være en blanding af ECOSTAT (2013) og Henriksen et al. (2014), men konkluderer, at der ikke kan drages klare konklusioner om danske kystvande i BC8.

"Benchmark"-områderne fra Timmermann et al. (2024a) fremgår i tabel C.1 som områder med grøn grundfarve i alle tre scenarier i second opinion. Taskforcen har på baggrund af resultaterne fra fase I, anbefalingen fra fase II om kun at justere målene i åbne kystvand og ikke i fjordene, og modelgruppens opfølgning vurderet, at en refitting i scenarie 3 bør begrænses til kun at vedrøre "OW"-områder. Der foreslås en stringent tilgang hvor der ikke laves nålestiksundtagelser for yderligere vandområder, idet refitting af yderligere områder vil øge sandsynligheden for inkonsistens inden for kystvande med samme typologi. En samlet afklaring af konsistente miljømål for klorofyl-a-koncentrationer bør håndteres i forbindelse med en ny interkalibrering med Sverige og Tyskland, jf. også kapitel 2.3 i second opinion rapporten.

Figur C.1 viser den geografiske fordeling af vandområder, hvor målværdier for klorofyl-a foreslås justeret fra VP3-grundlaget i 13 områder i scenarie 2.

Figur C.2 viser den geografiske fordeling af vandområder, hvor målværdier for klorofyl-a foreslås justeret fra VP3-grundlaget i 28 områder i scenarie 3.

Figur C.3. og C.4 viser Fordeling af tilstødende deloplade til kystvande, hvor målværdier for klorofyl-a foreslås justeret i hhv. scenarie 2 og scenarie 3.

Tabel C.1

Oversigt over de tre foreslåede scenarier til justering af klorofyl-miljømål

Områderne er farvelagt som i figur 4.6, 4.7 og 4.8. Klorofyl-a-koncentrationer som ikke er justeret, er markeret med grøn grundfarve.

Interkalibrerings- område (GIG)	ID og Kystvand	Typologi i VP2	Typologi i VP3	G/M-grænser i scenarie 1, µg/l	G/M-grænser i scenarie 2, µg/l	G/M-grænser i scenarie 3, µg/l
Områder i scenarie 2 og 3						
NEA8b (interkali- breret)	28: Sejerøbugt	OW2	T.22: BDLSeSa	1,2	1,58	1,58
	138: Hevring Bugt	OW2	T.22: BDLSeSa	1,6	1,58	1,58
	200: Kattegat, Nordsjælland	OW2	T.21: KVuDLsa	1,2	1,58	1,58
	205: Kattegat, Nordsjælland >20 m	OW1	T.21: KVuDLsa	0,9	1,58	1,58
	219: Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	OW2	T.22: BDLSeSa	1,2	1,58	1,58
	222: Kattegat, Aalborg Bugt	OW2	T.21: KVuDLsa	1,9	1,58	1,58
	224: Nordlige Lillebælt	OW2	T.22: BDLSeSa	1,2	1,58	1,58
NEA8b, Øresund (interkalibreret)	6: Nordlige Øresund	OW2	T.20: BVuDLSe	1,5	1,63	1,63
BC6 (interkalibre- ret)	44: Hjelm Bugt	OW3b	T.12: ØD2	1,3	1,72	1,72
	46: Fakse Bugt	OW3b	T.12: ØD2	1,3	1,72	1,72
	56: Østersøen, Bornholm	OW3c	T.5: ØD1	1	1,72	1,72
	201: Køge Bugt	OW3b	T.12: ØD2	1,3	1,72	1,72
Øvrigt område i BC6	57: Østersøen, Christiansø	OW3c	T.5: ØD1	1	1,72	1,72
Øvrige områder i scenarie 3						
Kystvande i BC8 med typologien OW3a	90: Langelandsund	OW3a	T.22: BDLSeSa	1,4	1,4	1,9
	206: Smålandsfarvandet, åbne del	OW3a	T.22: BDLSeSa	1,4	1,4	1,9
	208: Femerbælt	OW3a	T.6: BVu	1,7	1,7	1,9
	214: Det Sydfynske Øhav	OW3a	T.13: BD	1,4	1,4	1,9
	216: Lillebælt, syd	OW3a	T.23: BVuDL	1	1	1,9
	217: Lillebælt, Bredningen	OW3a	T.13: BD	1,4	1,4	1,9
	45: Grønsund	OW3a	T.20: BVuDLSe	1,6	1,6	1,9
	95: Storebælt, SV	OW3a	T.20: BVuDLSe	1,2	1,2	1,9

Tabel C.1 (fortsat)

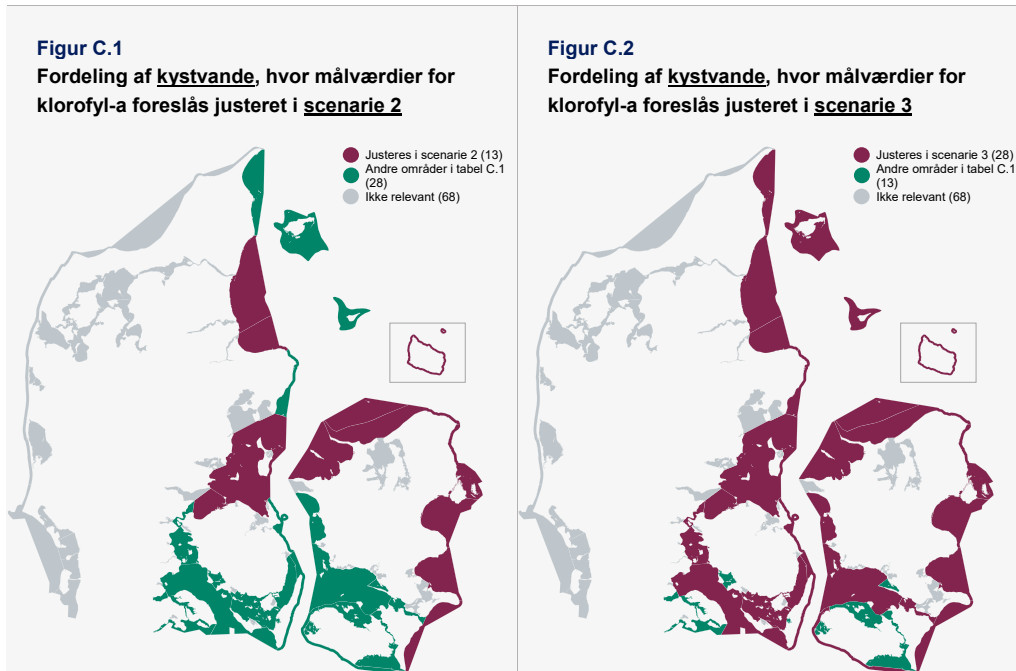
Oversigt over de tre foreslåede scenarier til justering af klorofyl-miljømål

Områderne er farvelagt som i figur 4.6, 4.7 og 4.8. Klorofyl-a-koncentrationer som ikke er justeret, er markeret med grøn grundfarve.

Interkalibrerings- område (GIG)	ID og Kystvand	Typologi i VP2	Typologi i VP3	G/M-grænser i scenarie 1, µg/l	G/M-grænser i scenarie 2, µg/l	G/M-grænser i scenarie 3, µg/l
Områder i scenarie 2 og 3						
Øvrige kystvande i NEA8b med typolo- gierne OW1, OW2	139: Anholt	OW2	T.21: KVuDLSa	1,4	1,4	1,58
	154: Kattegat, Læsø	OW2	T.21: KVuDLSa	1,8	1,8	1,58
	225: Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	OW2	T.21: KVuDLSa	1,4	1,4	1,58
	96: Storebælt, NV	OW1	T.20: BVuDLSe	1,4	1,4	1,58
	140: Djursland Øst	OW2	T.20: BVuDLSe	1,1	1,1	1,58
	204: Jammerland Bugt	OW2	T.20: BVuDLSe	1,3	1,3	1,58
	231: Lillebælt, Snævringen	Ny i VP3	T.20: BVuDLSe	1,3	1,3	1,58
"Benchmark"-områder omkring BC8, som ikke justeres i scenarie 1, 2 eller 3						
"Benchmark"-om- råder omkring BC8, som fremhæ- ves i Timmermann et al. (2024a)	34: Smålandsfarvandet, syd	M1	T.9: B1	1,9	1,9	1,9
	37: Avnø Fjord	M2	T.9: B1	2,2	2,2	2,2
	38: Grundborgssund	M2	T.9: B1	2,1	2,1	2,1
	68: Lindelse Nor	M2	T.16: Fj2	2,2	2,2	2,2
	87: Helnæs Bugt	M1	T.13: BD	1,7	1,7	1,7
	102: Åbenrå Fjord	P1	T.23: BVuDL	1,0	1,0	1,0
	103: Als Fjord	P1	T.23: BVuDL	1,2	1,2	1,2
	104: Als Sund	M1	T.17: FjLSa	2,0	2,0	2,0
	105: Augustenborg Fjord	M2	T.17: FjLSa	2,6	2,6	2,6
	113: Flensborg Fjord, indre	P1	T.23: BVuDL	1,4	1,4	1,4
	114: Flensborg Fjord, ydre	P1	T.23: BVuDL	1,2	1,2	1,2
	207: Nakskov Fjord	M1	T.14: B2	2,3	2,3	2,3
	209: Rødsand	M2	T.14: B2	2,0	2,0	2,0

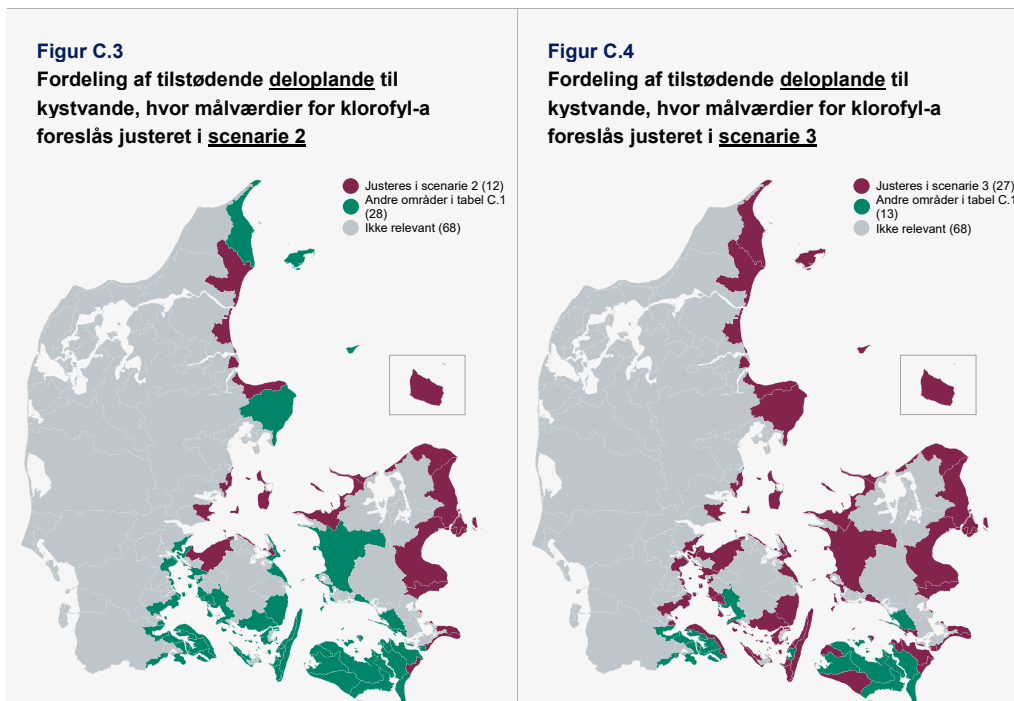
Anm.: Se også figur C.1, C.2, C.3 og C.4.

Kilde: Second opinion rapport, kapitel 2. Retsinformation BEK nr 792 af 13/06/2023 (Miljømål i VP3). Retsinformation BEK nr 795 af 13/06/2023 (typologi i VP3: <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2023/795>, baseret på Erichsen et al., 2019). Retsinformation BEK nr 837 af 27/06/2016 (typologi i VP2: <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2016/837>, baseret på Dahl et al., 2005).



Anm.: Se også tabel C.1.

Kilde: Bilag B og Second opinion rapport, kapitel 2.



Anm.: Se også tabel C.1. I Figur C.3 og C.4 fremgår kun hhv. 12 og 27 deloplande med justerede målværdier i tilstødende kystvande, idet ID205 ikke har et opland.

Kilde: Bilag B og second opinion rapport, kapitel 2.



Litteraturliste

Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO), 2014. Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls: 97 S. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/blano_2014.pdf

Carletti A, Heiskanen A, editors. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report - Part 3: Coastal and Transitional Waters. EUR 23838 EN/3. Luxembourg (Luxembourg): OPOCE; 2009. JRC51341 <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC51341> (Annex 3.1 kan genfindes i kapitel 2 i Petersen et al., 2005. Annex 3.2 er ikke offentliggjort. Se i stedet Carstensen et al. (2008), hvor der også henvises til det ikke offentliggjorte Carstensen (2006)).

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>

Carstensen, J. og P. Henriksen, 2009. Phytoplankton biomass response to nitrogen inputs: a method for WFD boundary setting applied to Danish coastal waters. *Hydrobiologia* 633:137–149. DOI 10.1007/s10750-009-9867-9

Carstensen J, 2016. Intercalibration of chlorophyll a between Denmark, Norway and Sweden. Western Baltic (BC6), Kattegat (NEA8b) and Skagerrak (NEA8a, NEA9 and NEA10). Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 76 <http://dce2.au.dk/pub/TR76.pdf>

COWI & NIRAS, 2023. Second opinion on the need for reduction of nitrogen in the third RBMP for 2021-2027, Phase I <https://mst.dk/media/tncxuyv/911-second-opinion-on-the-need-for-reduction-of-nitrogen-in-the-third-rbmp-for-2021-2027-phase-i.pdf>

Dahl, K. (Red.), Andersen, J.H. (Red.), Riemann, B. (Red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Stand, J., 2005. Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 158 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 535. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR535.pdf

ECOSTAT (2013). Baltic Sea GIG: Coastal waters – Phytoplankton – Technical Report. WFD CIRCA: "Implementing the Water Framework Directive and the Floods Directive". <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/f02d3d58-29dd-4cdd-8b50->

[9d9cda9a4e32/details](https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/87fa7294-18d9-4b62-886b-be6fd11169e6/details). Se supplerende teknisk rapport på: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/87fa7294-18d9-4b62-886b-be6fd11169e6/details>

Erichsen, A. C., Møhlenberg, F., Timmermann, K., Christensen, J. P. A., & Göke, C, 2019. Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne. DHI. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/Afgraensning-karakterisering-typologi.pdf

Erichsen AC, Larsen TC, Nielsen SEB, Timmermann K, Christensen JPA & 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. Management Scenario 2d – Land-based nutrient scenarios (updated BSAP ceilings). Technical report. DHI. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/ManagementScenario2d_v2.pdf

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 2e – Land-based nutrient scenarios (additional Wadden Sea reductions). Technical report. DHI. [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/ManagementScenario2e_v3.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/ManagementScenario2e_v3.pdf)

Erichsen A.C., Timmermann K. 2022. Methods for establishing Chlorophyll-a references and target values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Background, method and data. 24 pp. Technical note, April 2022. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/Methods_for_establishing_Chlorophyll-a_-_Background_methods_and_data.pdf

Erichsen AC, Timmermann K, Christensen JPA, 2023. Second opinion readers guide to RBMP 3 models and scenarios in Denmark. Aarhus Universitet, DCE, 31 pp. Technical Report No. 268 <http://dce2.au.dk/pub/TR268.pdf>

Europa-Kommissionen, Generaldirektoratet for Miljø, (2003) Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Guidance document No 6. Publications Office. <https://op.europa.eu/publication-detail/-/publication/b24c7fb4-a74f-4ecf-a723-6795649b943f>

Europa-Kommissionen, Generaldirektoratet for Miljø, 2005. Guidance on the intercalibration process 2004-2006. Guidance document No 14. Publications Office. <https://op.europa.eu/publication-detail/-/publication/9b83c9ad-6cbf-4a70-914b-7b1b50971265>

Europa-Kommissionen, Generaldirektoratet for Miljø, 2011. Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Guidance document No 14. European Commission. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/99432>

Europa-Kommissionen, Generaldirektoratet for Miljø, 2015. Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise. Guidance document No 30. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/158259>

Hansen, A.S., Fredshavn, J., Bang, K., Bach, H., Nielsen, V.V., Kongsfelt, I.B., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., Thodsen, H., Hansen, J.W., Høgslund, S., Johansson, L.S., Kjær, C., Ellermann, T., Thorling, L. & Frank-Gopolos, T. 2024. Vandmiljø og Natur 2022. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport SR594. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR594.pdf

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2024. Iltsvind i danske farvande 29. august – 25. september 2024. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Rådgivningsnotat nr. 2024|53. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2024/N2024_53.pdf

Havs- og vattenmyndigheten, 2017. Havs- og vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om kartläggning och analys av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660). HVMFS 2017:20. https://www.havochvatten.se/download/18_4705beb516f0bcf57ce501f1/1708779391557/HVMFS%202017-20-keu-2020-01-01.pdf. Se også typeinddeling i Sverige på kort på følgende link, ved at fremhæve "statusklassninger 2016-2021", "Typindelning", "Typindelning kustvattenforekomster", "Kustvattentyp": <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>.

Havs- og vattenmyndigheten, 2019. Havs- og vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25. <https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/55035/HVMFS%202019-25-ev.pdf>

Henriksen, P., Josefson, A., Hansen, J.W., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Dromph, K. 2014. Danish contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration phase 2. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 36 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 37 <http://dce2.au.dk/pub/TR37.pdf>

Herman P, Newton A, Schernewski G, Gustafsson B & Malve O, 2017. International evaluation of the Danish marine models. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Nyheder/Bilag_1_Evalueringsrapport_om_de_danske_kvaelstofmodeller_10._oktober_2017-2.pdf

Herman P, Newton A, Gustafsson B, Josefsson H & Krüger R, 2023. International Evaluation of the Scientific and Legal Basis for Nitrogen Reductions in the 3rd Danish River Basin Management Plan. <https://mst.dk/media/x3rimkwf/international-evaluation-2023-revised-report-second-opinion-phase-ii-121023.pdf>.

Larsen, S.E., Thodsen, H., Tornbjerg, H. & Windolf, J. 2020. Klimanormalisering af kvælstofafstrømning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport nr. 393 <http://dce2.au.dk/pub/SR393.pdf>

LAWA-AO, 2021. Rahmenkonzeption Monitoring (RaKon) Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Arbeitspapier III Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten (Stand: 06.08.2021). https://www.gewaesser-bewertung.de/media/lawa_rakon_teil-b_iii_unters.verf_biol_qk_210806_final.pdf

Miljøministeriet, 2023. Vandområdeplanerne 2021-2027. <https://mim.dk/media/njvlvhax/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf>.

Miljøstyrelsen 2023. Punktkilder 2021 NOVANA – punktkilder. Miljøstyrelsen <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/03/978-87-7038-492-6.pdf>.

Petersen JK, Hansen OS, Henriksen P, Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Josefson AB, Hansen JLS, Middelboe AL & Andersen JH. 2005. Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, Denmark. 72 pp. - NERI Technical Report No. 563. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrapporter/rapporter/fr563.pdf

Sagert S. & Selig U. & Schubert H, 2008. Phytoplankton Indikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee (Phytoplankton indicators for ecological classification of coastal waters along the German Baltic coast). Rostocker Meeresbiologische Beiträge. 20: 45-69. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/sagert_et_al_2008.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. 2019a. Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. – Videnskabelig rapport nr. 353 <http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Trolborg, L., Windolf, J., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Højberg, A.L. 2019b. Udvikling af vanddelen af DK-QNP til havbelastningsberegninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport nr. 145 <http://dce2.au.dk/pub/TR145.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Holm, H. & Kjeldgaard, A. 2021a. Vandløb 2019 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 452. <http://dce2.au.dk/pub/SR452.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021b. Vandløb 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 473 <http://dce2.au.dk/pub/SR473.pdf>

Thodsen, H. & Tornbjerg, H. 2022. Årsager til år til år forskelle i de beregnede tilførsler af vand og næringsstoffer til havet imellem forskellige NOVANA opgørelser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 17 s. - Fagligt notat nr. 2022|72 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_72.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Kjær, C., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Blicher-Mathiesen, G. 2023. Vandløb 2021. -Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 527 <http://dce2.au.dk/pub/SR527.pdf>

Thodsen, H., Kjær, C., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E. & Blicher-Mathiesen, G. 2024. Vandløb 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Videnskabelig rapport nr. 590 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR590.pdf

Timmermann K, Erichsen AC, Christensen JPA & Carstensen J, 2024a. Adjustment of chlorophyll-a targets in open intercalibrated water bodies. <https://mst.dk/media/gdlfwkls/bilag-15-ap6-timmermann-et-al-opdateringer-af-modelgrundlaget-input-fra-fase-1-og-2-forslag-til-refitting-af-klorofylmaal-for-aabne-farvande.pdf>

Timmermann, K., Nielsen. S.E.B, Christensen, J. & Erichsen, A., 2024b. Revision of maximum allowable nitrogen inputs applicable for the Danish River Basin Management Plan 2021-2027: A follow-up on the international evaluation. DTU Aqua. DTU Aqua Rapport no. 467-2024. <https://mst.dk/media/pvjblurm/ap6-karen-timmermann-et-al-revision-of-maximum-allowable-nitrogen-inputs-applicable-for-rbmp3.pdf>

Finansministeriet
Ministeriet for Grøn Trepert
Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri