



AARHUS UNIVERSITET



NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen"

Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 1

Metode til bestemmelse af målbelastning

Dokumentation



Naturstyrelsen

Rapport

December 2014

Denne rapport er udarbejdet under DHIs ledelsessystem, som er certificeret af DNV
for overensstemmelse med ISO 9001 for kvalitetsledelse



DNV GL BUSINESS ASSURANCE DENMARK A/S



Metode til bestemmelse af målbelastning

Dokumentation

Udarbejdet for

Repræsenteret af

Naturstyrelsen

Harley Bundgaard Madsen, kontorchef

Stig Eggert Pedersen, projektleder



Satellit billede over
de indre danske farvande

Projekt manager	Anders Chr. Erichsen (DHI), Karen Timmermann (DCE)
Kvalitetssikring	Flemming Møhlenberg (DHI), Poul Nordemann Jensen (DCE)
Projekt nummer	11811187-1
Forfattere	Anders Chr. Erichsen og Hanne Kaas, DHI Karen Timmermann, Stiig Markager, Jesper Christensen, Ciarán Murray, Aarhus Universitet, DCE
Godkendt	Ian Sehested Hansen
Revision	Opdateret version 18/5-2015
Klassifikation	Åben



INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Baggrund	1
1.1	Kvalitetslementer og støtteparametre	1
1.2	Anvendte belastningsdata	2
2	Modellerne	4
2.1	Statistiske modeller	4
2.1.1	Presfaktorer	4
2.2	Mekanistiske modeller	5
2.2.1	Presfaktorer	6
2.3	Meta-analyse	7
3	Vandområder som dækkes af modeller	8
3.1	Statistiske modeller	8
3.2	Mekanistiske modeller	9
4	Metode til beregning af indsatsbehov og målbelastning	11
4.1	Anvendelse af modelværktøjerne	11
4.2	Integration af resultater - Overordnede principper	13
4.2.1	Fra indsatsbehov til målbelastning	14
4.2.2	Resultater	14
5	Usikkerhed ved model-bestemmelse af målbelastning	26
6	Referencer	29

1 Baggrund

DHI og DCE har for Naturstyrelsen udviklet modelværktøjer til brug i Vandforvaltningen, herunder til udarbejdelsen af 2. generations vandplaner. Den udviklede værktøjskasse omfatter statistiske og mekanistiske modeller, samt metoder til analyse af vandområder, der ikke er dækket af disse modeller. DHI har stået for udviklingen af mekanistiske modeller, mens DCE har udviklet statistiske modeller.

Formålet med modelværktøjskassen er at øge viden om sammenhænge og tilstand i de marine vandområder og give statens vandforvaltning et redskab til at fastlægge indsatsbehov vedr. næringsstofftilførsel for at kunne opnå god økologisk tilstand.

De udviklede modeller og deres anvendelse er beskrevet i rapportserien "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen. Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder". Serien omfatter tre rapporter. Del 2 beskriver de mekanistiske modeller og den metode der er udviklet til bestemmelse af indsatsbehov ved brug af disse modeller, og del 3 beskriver de statistiske modeller og den metode der er udviklet til bestemmelse af indsatsbehov ved brug af disse modeller.

Denne rapport, der er del 1 af rapportserien, redegør for de metoder, som er anvendt til bestemmelse af målbelastning for de 119 danske marine vandområder, der er underlagt Vandrammedirektivet, på basis af resultaterne fra den mekanistiske og statistiske modellering.

1.1 Kvalitetslementer og støtteparametre

Klassifikation af økologisk tilstand bygger i Vandrammedirektivet på anvendelse af de tre biologiske kvalitetslementer: Fytoplankton, bundvegetation og bundfauna. For hvert kvalitetslement anvendes flere indikatorer. På nuværende tidspunkt er der i Danmark foretaget interkalibrering af én indikator for hvert kvalitetslement. De udviklede modelværktøjer er fokuseret på følgende 2 kvalitetslementer og tilhørende indikatorer:

- Fytoplankton, beskrevet ved *koncentrationen af sommer klorofyl*
- Bundvegetation, beskrevet ved *dybdegrænsen for ålegræs*

Den interkalibrerede indikator for bundfauna bygger på artsammensætning, som det ikke umiddelbart er muligt at inddrage i modelarbejdet.

Ud over de biologiske kvalitetslementer kan modellerne beskrive fysiske og kemiske *støtteparametre*, som der er relevant at inddrage i vurderingen af den økologiske tilstand. Følgende støtteparametre er centrale i modelværktøjerne:

- Næringsstoffer
- Lysforhold

Der er mange andre parametre, der har indflydelse på marine økosystemer, herunder tilstedeværelsen af giftige alger, udbredelse og dækningsgrader af ålegræs, iltvind, organisk indhold i sedimentet mm. Men da det primært er de interkalibrerede biologiske indikatorer, som anvendes ved fastlæggelsen af vandplanerne, er der fokuseret på disse i modeludviklingsarbejdet.

Klorofyl-indikatoren for kvalitetslementet fytoplankton er beregnet som middelkoncentrationen i sommerperioden 1. maj – 30. september, se /1/. I bestemmelsen af den målbelastning, der kan give en god klorofyl-tilstand og det tilsvarende behov for reduktion i næringsstofftilførselen,

indgår status for sommermiddel og miljømålet for god økologisk tilstand (dvs. grænseværdien, der skiller god tilstand fra moderat tilstand).

Et vigtigt biologisk element der indgår i vurderingen af den økologisk tilstand i de danske marine vandområder er ålegræs. I Danmark anvendes indikatoren *dybdegrænsen for ålegræs (hovedudbredelsen)* som mål for ålegræssets tilstand. Da det ikke er muligt direkte at anvende de udviklede modeller til at give robuste data for dybdegrænsen, er lysets nedtrængning i vandet (udtrykt ved K_d) anvendt som proxy-indikator for ålegræssets potentielle dybdegrænse. Baggrunden er at tilstrækkeligt lys er en afgørende forudsætning for, at ålegræs kan gro på de dybder, som er forudsat i miljømålene for dybdegrænsen. Anvendelsen af K_d giver samtidig mulighed for at anvende begge modelværktøjer (statistiske og mekanistiske modeller) og dermed indirekte i begge modelværktøjer at inddrage ålegræs som en parameter, der er vigtig for økosystemernes funktion. De statistiske modeller beskriver ikke ålegræs (se afsnit 2.1), og med hensyn til de mekanistiske modeller har der igennem projektet været fokus på at finde en metode, der kan omsætte modelresultaterne til dybdegrænser for ålegræs. Det har imidlertid ikke været muligt at finde en tilstrækkelig robust metode, der kan beskrive dybdegrænsen i hvert enkelt vandområde.

Anvendelsen af K_d forudsatte at der blev defineret K_d -mål for god økologisk tilstand. Undersøgelser har vist, at ålegræs kan vokse, hvis den gennemsnitlige lysmængde ved bunden i vækstsæsonen som minimum er mellem 11% og 20% af overfladeindstrålingen (se /5/ og /6/). På grundlag af de eksisterende undersøgelser er det derfor besluttet at anvende en grænseværdi for god-moderat tilstand af K_d , der svarer til, at lyset ved bunden i gennemsnit over vækstsæsonen (marts-september) som minimum er 14% af overfladeindstrålingen. Med andre ord er god-moderat målet for dybdegrænsen for ålegræs omsat til et god-moderat mål for K_d ved at forudsætte, at der i måldybden er lys ved bunden svarende til i gennemsnit over vækstsæsonen 14% af overfladeindstrålingen. Hvis der ikke er tilstrækkeligt med lys ved bunden, kan der ikke vokse ålegræs og tilstanden er moderat eller ringe. Omvendt betyder det ikke, at der vil vokse ålegræs selvom der er tilstrækkeligt med lys til bunden, da andre faktorer kan begrænse udbredelsen. Ved bestemmelse af målbelastning indgår status for K_d -indikatoren og det beregnede miljømål for god økologisk tilstand (dvs. grænseværdien der skiller god-moderat tilstand).

1.2 Anvendte belastningsdata

Både i den mekanistiske og statistiske modellering anvendes en række data der er indsamlet fra forskellige kilder.

Specielt presfaktoren næringsstofftilførslen er central for vandplanarbejdet. Data om næringsstofftilførsel fra oplande omkring de danske vandområder og atmosfæren er derfor indsamlet og efterbehandlet, så de har den 'form' der kræves af de 2 modeltyper. Tabel 1 giver en oversigt over hvilke data, der er anvendt, og hvem der har leveret data.

Tabel 1 *Oversigt over anvendte data for vand- og næringsstofftilførsel. Det er angivet, hvor data stammer fra og hvilken type model de er anvendt i.*

Ferskvandstilførsel fra dansk land	Opgørelse fra DCE, opgjort som Q i m^3 pr. måned og pr. dag for hvert 4. ordens havområde. Data er efterbehandlet til brug i de 2 typer modeller /4/.
Dansk landbaseret N og P tilførsel	Opgørelser fra DCE, opgjort som massen af TN og TP pr. måned og pr. dag. Data er efterbehandlet til brug i de 2 typer modeller /4/.
Atmosfærisk deposition af N	Opgørelse fra DCE, opgjort som massen af NO_x og NH_4 pr. måned. Indgår kun i den mekanistiske modellering, /7/ og /8/.

Intern tilførsel af N og P fra sediment	Kort over N og P puljer i sedimentet. Kortene er baseret på empiriske relationer udarbejdet af DHI på basis af data fra NOVANA-programmet og forskningsprojekter. Indgår kun i den mekanistiske modellering.
Ferskvandstilførsel fra ikke-danske kilder til Østersøen	Opgørelse fra SMHI, opgjort som Q i m ³ pr. måned pr opland omkring Østersøen. Indgår kun i den mekanistiske modellering af Østersøen ¹ .
Ikke-dansk landbaseret N og P tilførsel til Østersøen	Data fra "HELCOM Pollution load compilations (PLC5)" opgjort som massen af TN og TP pr. år til 6 bassiner. Data er efterbehandlet til brug for den mekanistiske modellering.
Ikke-dansk ferskvands-, N- og P-tilførsel til Nordsøen og Skagerrak	Data stammer fra tysk database, der anvendes til OSPAR opgørelser. Data dækker Tyskland, Holland og Belgien. For England og Frankrig benyttes klimatologiske data og OSPAR opgørelser. Indgår kun i den mekanistiske modellering af Nordsøen.

Ud over næringsstofftilførsel anvendes andre data om det ydre miljø. Disse er nævnt nedenfor under de 2 modeltyper.

¹ Ferskvandstilførsel til Østersøen (ikke danske kilder) er baseret på beregninger foretaget af SMHI med deres HBV model. Disse data indgår også i HELCOMs beregnede ferskvandstilledninger til Østersøen, hvorfor der er sammenhæng til HELCOMs rapporteringer af ferskvandstilledninger.

2 Modellerne

2.1 Statistiske modeller

Der er udviklet statistiske modeller for en række danske fjorde og kystnære områder (se nedenfor). Modellerne er lokal-specifikke og beskriver sammenhængen mellem næringsstofftilførsler fra dansk land, klimaparametre og miljøparametrene TN, TP, klorofyl og lysdæmpning (K_d) ved brug af data fra 29 kystnære overvågningsstationer (22 vandområder) indsamlet i perioden 1990-2012.

Støtteparametrene koncentrationer af total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) er udvalgt, fordi det er de miljøparametre, der hurtigst og mest konsistent responderer på ændring i næringsstofftilførslen. Klorofyl, som er en indikator for fytoplankton bliver også adresseret med de statistiske modeller. Derudover har vi fokuseret på lysdæmpning (udtrykt ved lysdæmpningskoefficienten K_d), som udover at være en vigtig parameter for funktionen og kvaliteten af marine økosystemer også er den mest betydende faktor for ålegræssets dybdegrænse. Ålegræssets dybdegrænse er en vigtig indikator for eutrofiering, men pga. den lange responstid i udbredelse er ålegræs ikke god til løbende at vise udviklingen i miljøtilstand. Den lange responstid gør også, at ændringen i dybdegrænsen på en given lokalitet ikke umiddelbart kan beskrives med statistiske modeller. Derfor bruges lysdæmpning som proxy for ålegræssets (potentielle) dybdegrænse.

I Tabel 1 er vist en oversigt over de indikatorer for kvalitetselementer og støtteparametre der er benyttet i de statistiske modeller.

Tabel 2 Oversigt over indikatorer for kvalitetselementer og støtteparametre, der er udviklet statistiske modeller for. I udviklingen af modellerne er data for de enkelte indikatorer tidsintegreret over en given periode, som angivet i tabellen.

Indikator	Kvalitetselement/ støtteparameter	Perioder der indgår i analyserne
Klorofyl-a koncentration	Fytoplankton	Maj-september
Lys dæmpningskoefficient (K_d)/ålegræs dybdegrænse	Bundvegetation/lys	Marts-juni og juli-september
Total kvælstof (TN) konc.	Næringsstof	Januar-december
Total fosfor (TP) konc.	Næringsstof	Januar-december

2.1.1 Prefaktorer

I udviklingen af de statistiske modeller er der som uafhængige variabler benyttet en række prefaktorer, som kan have betydning for de modellerede kvalitetselementer og støtteparametre. Prefaktorerne udgøres af næringsstofftilførsler (N og P) samt klimatiske og fysiske variable som temperatur, vind og lysindstråling, se Tabel 3.

Tabel 3 Oversigt over de presfaktorer, som er benyttet i udviklingen af de statistiske modeller

Variabel	Enhed	Periode
Dansk landbaseret N-tilførsel	Kg periode ⁻¹	4, 8 eller 12 mdr
Dansk landbaseret P-tilførsel	Kg periode ⁻¹	4, 8 eller 12 mdr
Dansk ferskvandstilførsel	m ³ periode ⁻¹	4, 8 eller 12 mdr
Vind energi	m ³ s ⁻³	4, 8 eller 12 mdr
Indstråling	μmol fotoner m ⁻² s ⁻¹	4, 8 eller 12 mdr
Salinitet	‰	4, 8 eller 12 mdr
Vandsøjlestabilitet	s ⁻¹	4, 8 eller 12 mdr
Overfladevandstemperatur	°C	4, 8 eller 12 mdr

I modsætning til de modellerede indikatorer og støtteparametre (dvs. klorofyl-a, K_d, TN og TP) er tidsperioden for presfaktorerne ikke fastlagt på forhånd. Presfaktorerne er inddelt i periodelængder på 4, 8 og 12 måneder således, at den seneste periode slutter i samme måned som den modellerede indikator slutter. De foregående perioder er forskudt bagud i tid med én måneds intervaller indtil januar året før. For hver indikator er der op til 43 kombinationer af perioder, som dækker perioden fra januar året før til den måned, hvor perioden for indikatoren ender. Samtlige kombinationer testes og udvælgelsen af de presfaktorer, som skal indgå i modellen, sker ud fra en vægtning mellem forklaringskraft baseret på et afhængigt dataset (kalibreringsdata) og forklaringskraften, når et uafhængigt dataset (valideringsdata) inkluderes. Sammenhængen mellem indikatorerne og presfaktorerne bliver fundet ved multipel lineær regression (MLR) og krydsvalideres ved brug af *jackknifing* (leave-one-out) og hvis der kan påvises en signifikant sammenhæng mellem en indikator og en presfaktor, vil den periode, hvor presfaktoren har størst forklaringskraft, indgå i den endelige PLS (Partial least squared) model for indikatoren. Det betyder dog ikke, at andre perioder eller kombinationer ikke kan forklare indikatoren, men det er kombinationen med den største forklaringsgrad, der er benyttet i det fremadrettede arbejde med beregning af indsatsbehov.

2.2 Mekanistiske modeller

Der er udviklet 4 mekanistiske modeller, som dækker en lang række danske fjorde og kystnære områder (se nedenfor). Modellerne omfatter: 1 regional model dækkende vandområder i de indre danske farvande, samt 3 lokalmodeller dækkende vandområderne i Limfjorden, Odense Fjord og Roskilde Fjord. Derudover er der opstillet en model for Nordsøen, hvor der beregnes vandtransport og blanding af vandmasser fra forskellige kilder i Nordsøen. Resultaterne fra denne benyttes til en efterfølgende meta-analyse, se afsnit 2.3.

En mekanistisk model beskriver vandområdernes økosystem som helhed. De etablerede modeller simulerer mere end 50 parametre ved hjælp af et formelapparat, der beskriver den indbyrdes sammenhængen imellem parametrene, og deres afhængighed af de ydre (naturgivne) forhold så som vanddybde, samt næringsstofftilførsler og meteorologiske forhold. De ydre forhold omfatter også udveksling med omkringliggende marine vandområder og de åbne (MSFD) områder. Den enkelte model simulerer en periode på 10 år med tidsskridt på få minutter. Modelresultater gemmes for hver 24. time.

Når kvalitetselement- og støtteparametre beregnes til brug i vandplansarbejdet, sker det for de perioder, som er relevante for de enkelte variable. Modsat de statistiske modeller bruger de mekanistiske ikke direkte overvågningsdata, men eksisterende data (NOVANA og andre) indgår

som en del af grundlaget for modeludviklingen. En stor del af de eksisterende NOVANA-data er brugt til at kalibrere og validere modellerne. Kalibreringen og valideringen har haft særligt fokus på kvalitetselementerne fytoplankton og bundvegetation/ålegræs og de tilhørende indikatorer.

Specifikt med hensyn til ålegræs omfatter modellerringer de mange faktorer, som påvirker ålegræssets tilstand og ikke mindst genetableringen af tabte ålegræsbede; herunder lysforholdene, iltsvind, sedimentets beskaffenhed, bølgepåvirkning, begroning, etc. Nogle af disse faktorer påvirkes af tilførslen af næringsstoffer. Samtidig er der et samspil mellem faktorerne og tillige påvirker tilstedeværelsen af ålegræs økosystemets funktion og herunder de nævnte faktorer, således at det har en resulterende positiv virkning på miljøtilstanden, når der er ålegræs, og en negativ virkning, når ålegræs ikke er til stede. I modellerne indgår både faktorerens virkninger på ålegræs og ålegræssets 'feedback' mekanismer på økosystemet.

Støtteparametrene næringsstoffer beskrives dels ved total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) koncentrationer samt de fraktioner, der indgår i TN og TP, dvs. uorganiske/organiske og opløste/partikulære fraktioner. Ved kalibrering/validering anvendes eksisterende overvågningsdata for fraktionerne. Til brug for vandplanarbejdet beregnes aggregerede værdier, f.eks. årlige middelværdier for TN og TP.

Tabel 4 Oversigt over indikatorer for kvalitetselementer og støtteparametre, der beregnes på basis af resultaterne af den mekanistiske modellering. De enkelte indikatorer er midlet over den given periode, som angivet i tabellen.

Indikator	Kvalitetselement	Perioder, der indgår i analyserne
Klorofyl-a	Fytoplankton	Maj-september
Ålegræs' potentielle dybdegrænse (K _d)	Bundvegetation	Marts-september

Indikator	Støtteparameter	Perioder, der indgår i analyserne
Total kvælstof (TN)	Næringsstof	Januar-december
Total fosfor (TP)	Næringsstof	Januar-december
Lys dæmpningskoefficient (K _d)/ålegræs dybdegrænse	Lys (proxy for ålegræs)	Marts-september

2.2.1 Presfaktorer

De opgørelser af næringsstofftilførsel, der er anvendt i modellerne, fremgår af Tabel 1. Opgørelserne omfatter ferskvands- og næringsstofftilførsel fra både dansk og udenlandsk opland og tilførsel fra atmosfæren.

Ud over input om ferskvands- og næringsstofftilførsel skal der til den mekanistiske modellering bruges data om:

- De meteorologiske forhold
- Forholdene på randene mod tilstødende vandområder.

Vigtige meteorologiske data er i denne sammenhæng lufttemperatur, vindhastighed og –retning, nedbør og solindstråling. Data er leveret af DHI Vandudsigten/StormGeo (vejrmodeller) og af DMI (målte data). Beskrivelsen af forholdene ved randene omfatter vandtransport/strøm, salinitet og vandtemperatur samt indhold af stoffer i vandet (næringsstof, klorofyl, m.v.). Data til

beskrivelse af vandrandene stammer fra NOVANA programmet (målte data) og DHI Vandudsigten (modellerede data). Data dækker den modellerede periode 2002-2011.

2.3 Meta-analyse

For de vandområder, hvor der ikke er tilstrækkeligt med data til opstilling af statistiske modeller (se afsnit 3.1) og som heller ikke er dækket af de mekanistiske modeller (se afsnit 3.2) anvendes en meta-analyse. Princippet i meta-analysen er, at viden fra andre og tilsvarende vandområder, som er dækket af modeller, overføres til det område, hvor der ikke er opstillet lokalspecifikke modeller. Den underliggende antagelse er, at et meta-område vil respondere på ændringer i næringsstofftilførsel på samme måde som lignede vandområder, hvorved de modellerede sammenhænge mellem indikatorer og tilførsler kan anvendes. For hvert metaområde beregnes indsatsbehov og målbelastning med responsparametre fra både de statistiske og mekanistiske modeller, og der laves kun meta-analyse for de områder, hvor der er tilstrækkeligt med data i perioden 2007-2012 til, at der kan beregnes en status-værdi for både klorofyl-a og K_d indikatoren.

For vandområderne i Nordsøen er der ikke opstillet en specifik mekanistisk økosystemmodel. Derfor benyttes ligeledes en meta-analyse tilgang for disse vandområder. I Nordsøen benyttes først en strømningsmodel til bestemmelse af blandingen af vandmasser i de enkelte vandområder, for herved at kunne vurdere den danske andel af klorofyl, der kan beskrives ved dansk kvælstof. Herefter bestemmes respons på ændringer i kvælstoftilførsel. For en yderligere forklaring henvises til /2/.

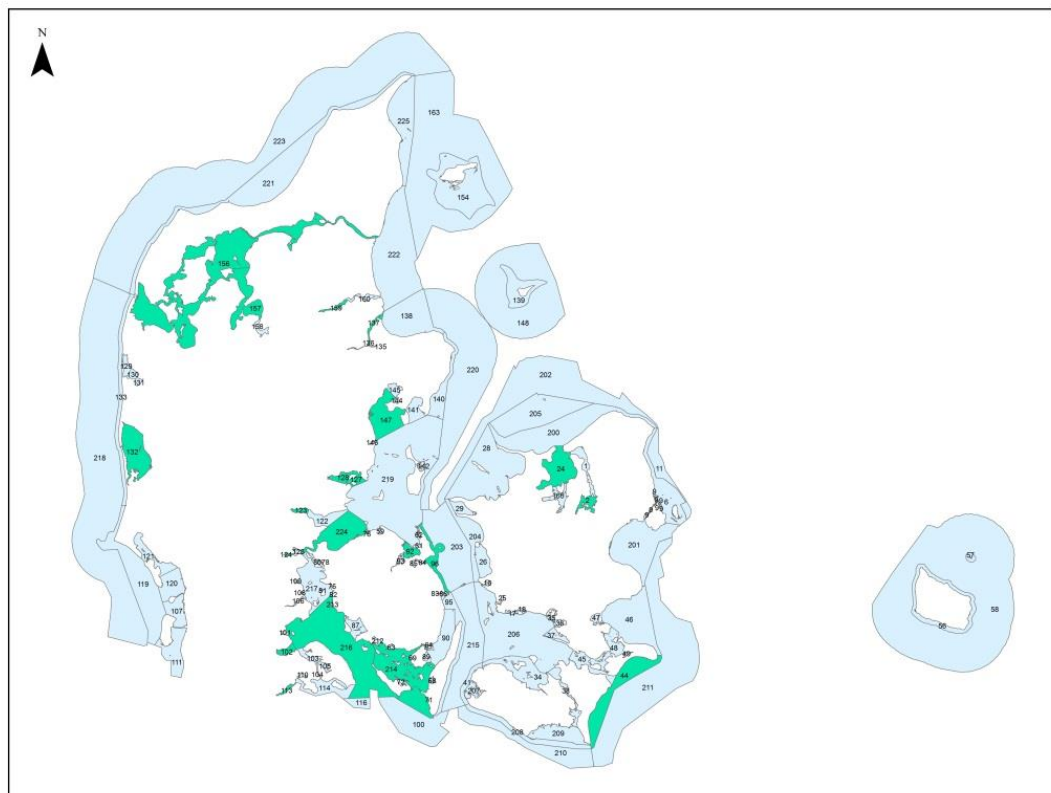
3 Vandområder som dækkes af modeller

I Danmark er der for vandplansperioden 2015 til 2021 defineret 119 vandområder, og til hvert af disse vandområder skal der defineres et indsatsbehov og en målbelastning. De statistiske og mekanistiske modeller dækker tilsammen 57 specifikke vandområder ud af de 119, svarende til 93% af det totale vandområdeareal. For 45 ud af de 57 områder er der opstillet mekanistiske modeller, mens de statistiske modeller dækker 22 områder. For 11 områder findes der både statistiske og mekanistiske modeller. Derudover er der brugt en meta-analyse tilgang for i alt 29 vandområder, mens de resterende vandområder i udgangspunktet dimensioneres alene ud fra indsatsbehov beregnet for tilstødende vandområder. Hvilke områder det drejer sig om og hvilke områder de dimensioneres efter fremgår af kapitel 4.2.2.

3.1 Statistiske modeller

Det har været muligt at opstille statistiske modeller for 29 overvågningsstationer, som dækker 22 vandområder. På hovedparten af de 29 overvågningsstationer er der opstillet modeller for miljøparametrene TN, TP, klorofyl og K_d . På stationerne i hhv. Mariager Fjord, Kolding Fjord, Odense Fjord og i Riisgårde Bredning har det været nødvendigt at udelade en eller flere parametre, fordi der ikke kunne beregnes robuste årgennemsnit, eller fordi tidsserierne har været for korte. På nedenstående kort kan man se de vandområder, der er opstillet statistiske modeller for, og i Tabel 5 er der en oversigt over vandområderne med de tilhørende overvågningsstationer med angivelse af de miljøparametre, der er modelleret.

For en nærmere gennemgang af de statistiske modeller og modelkvalitet henvises til /3/.



Figur 1 Kort over vandområder hvor for det har været muligt at opstille statistiske modeller for én eller flere af parametrene TN, TP, klorofyl og K_d . Vandområder med statistiske modeller er markeret med grøn.

Tabel 5 *Oversigt over vandområder og de tilhørende overvågningsstationer, der er opstillet statistiske modeller for, samt opsummering af hvilke kvalitetselementer/støtteparametre de statistiske modeller dækker. Typebetegnelsen svare til Naturstyrelsens typologi.*

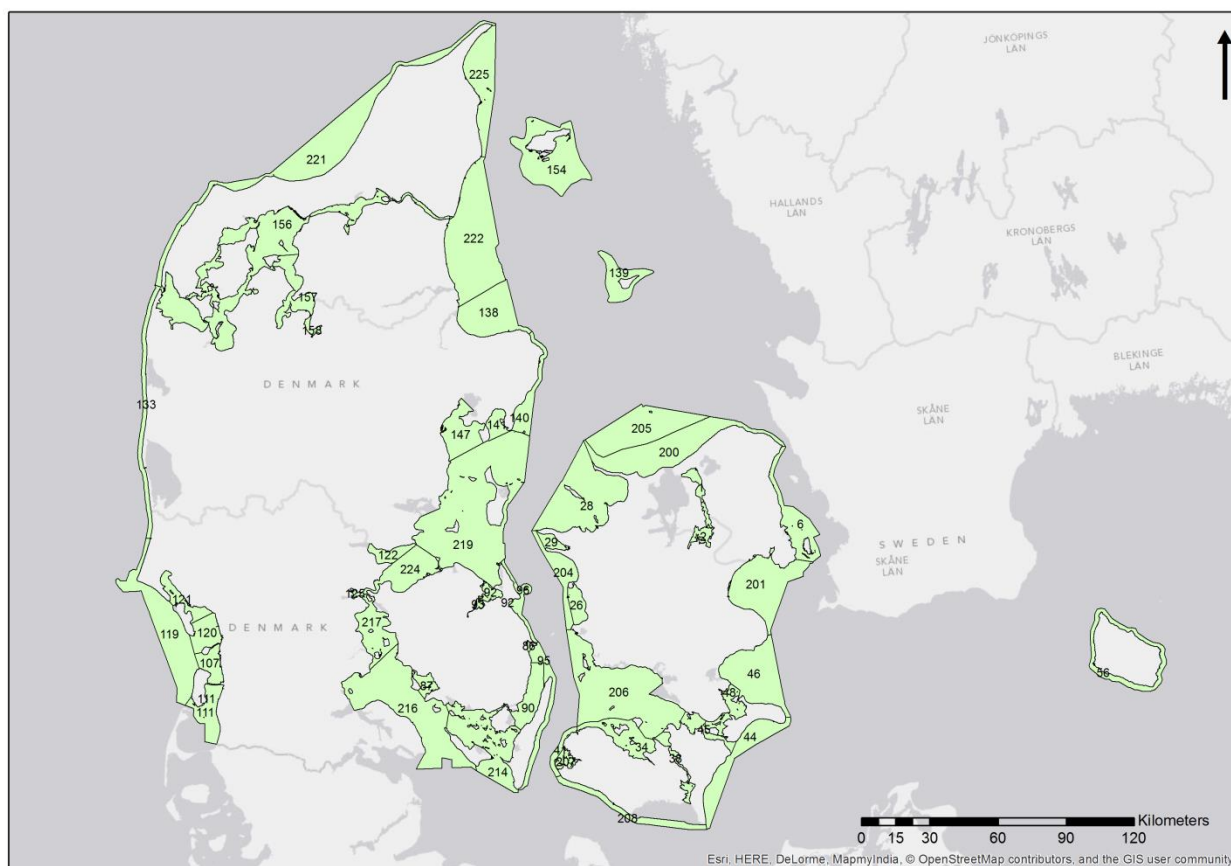
Vandområde nummer	Vandområde navn	TypeDK	Moniteringsstationer	Statistisk model
2	Roskilde Fjord, indre	M2	60	TN, TP, Chl, Kd
24	Isefjord, ydre	P2	10003	TN, TP, Chl, Kd
44	Hjelm Bugt	OW3b	901016	TN, TP, Chl, Kd
92	Odense Fjord, ydre	P3	6900017	TN, TP, Chl, Kd
93	Odense Fjord, Seden Strand	M4	6910008	TN, TP, Chl
96	Storebælt, NV	OW2	670009, 6700053	TN, TP, Chl, Kd
102	Åbenrå Fjord	P1	15	TN, TP, Chl, Kd
113	Flensborg Fjord, indre	P1	KFF2	TN, TP, Chl, Kd
123	Vejle Fjord, indre	P3	4273	TN, TP, Chl, Kd
124	Kolding Fjord, indre	P3	3350	Chl, Kd
127	Horsens Fjord, ydre	P3	6489	TN, TP, Chl, Kd
128	Horsens Fjord, indre	P3	5790	TN, TP, Chl, Kd
132	Ringkøbing Fjord	Slusefjord	1	TN, TP, Chl, Kd
135	Randers Fjord, Grund Fjord	O4	230902	TN, TP, Chl, Kd
137	Randers Fjord, ydre	M3	230905	TN, TP, Chl, Kd
147	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	P3	170006	TN, TP, Chl, Kd
156	Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe,	P4	3702*, 3705, 3708, 3711, 3723	TN, TP, Chl, Kd
157	Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms	P3	3726*, 3727, 3728	TN, TP, Chl, Kd
159	Mariager Fjord, indre	M1	5503	TN, TP
214	Det sydfynske Øhav, åbne del	OW3a	6500051	TN, TP, Chl, Kd
216	Lillebælt, syd	OW3a	6300043	TN, TP, Chl, Kd
224	Nordlige Lillebælt	OW2	6100051	TN, TP, Chl, Kd

3.2 Mekanistiske modeller

De mekanistiske modeller dækker som udgangspunkt alle vandområder inden for det givne modelområde. Det gælder specielt for lokalmodellerne for Limfjorden, Odense Fjord og Roskilde Fjord. De regionale modeller dækker større geografiske områder, og nogle vandområder er for små til at de bliver tilfredsstillende repræsenteret i modellerne (f.eks. små nor) eller de er lokaliseret, så de kræver lokalmodeller (f.eks. Ringkøbing og Nissum Fjorde). I alt beskriver de mekanistiske modeller 45 vandområder.

Vandområder som dækkes af mekanistiske modeller er vist på kort i Figur 2. Kvalitetselementet fytoplankton/klorofyl samt støtteparametrene indgår i alle modellerne. Kvalitetselementet bundvegetation/ålegræs er inkluderet i alle modellerne på nær Nordsø-modellen.

For en nærmere gennemgang af de mekanistiske modeller og modellernes kvalitet henvises til /2/.



Figur 2 *Kort over vandområder, som er dækket af den mekanistiske modellering – markeret med grønt.*

4 Metode til beregning af indsatsbehov og målbelastning

For hvert af de 119 vandområder, der indgår i Vandplan 2, er de værktøjer, som er beskrevet ovenfor, anvendt til at beregne et indsatsbehov og en målbelastning. Indsatsbehovet beskriver den reduktion relativt til nutidsnæringsstofftilførselen (i %) fra danske oplande, der kan understøtte opfyldelse af miljømålene for god økologisk tilstand i de respektive vandområder, mens målbelastningen angiver grænsen for hvad næringstilførselen maksimalt må være, hvis belastningsreduktionen skal give god eller bedre miljøtilstand. Det vil i dette projekt sige, at indsatsen er relateret til den tilførsel, der er benyttet som udgangspunkt – altså næringstilførsel for 2007-2011. Målbelastningen er uafhængig af udgangspunktet, under forudsætning af, at klima og andre forhold forbliver nogenlunde ensartet sammenlignet med nutid.

Modelberegningerne viser altså det bidrag, der er nødvendigt for at Danmark kan opfylde egne krav til Vandrammedirektivet. Der er imidlertid andre forhold som kan spille en rolle før god økologisk tilstand kan opnås, herunder at andre land omkring Danmark ligeledes lever op til vandrammedirektivet, at klimaet ikke ændres markant over de kommende (få) år, mm.

4.1 Anvendelse af modelværktøjerne

De statistiske og mekanistiske modeller er udviklet med henblik på at understøtte fastsættelse af indsatsbehov og mål for næringsstofftilførsel fra danske oplande. I /2/ og /3/ er det beskrevet, hvordan indsatsbehov er beregnet med de enkelte modeltyper.

De statistiske modeller beskriver de empiriske sammenhænge mellem tilstandsindikatorerne og næringsstofftilførsler (se Tabel 2 og Tabel 5). Modellerne benytter udelukkende tilførsler fra dansk opland og er baseret på NOVANA stationsdata for et givent vandområde. De er dermed meget lokalspecifikke. For de analyserede områder, hvor tilstandene ikke opfylder miljømålskravene, er de empiriske relationer anvendt til at bestemme, hvor meget næringsstofftilførslen skal reduceres for at opnå opfyldelse af miljømålene.

De mekanistiske modeller simulerer, hvordan økosystemerne fungerer; det vil sige hvordan det uorganiske og organiske (fx fytoplankton og ålegræs) stof omsættes og hvordan denne omsætning påvirkes af forandringer i ydre forhold som næringsstofftilførslen (se Tabel 4). Næringstilførslen i modellerne omfatter tilførsler fra oplandene og fra atmosfæren, og fra både danske og udenlandske kilder. Modellerne beskriver flere vandområder på én gang, hvilket gør det muligt at tage hensyn til vand- og stofudvekslingen imellem vandområderne. Til gengæld gør den større dækning – specielt i de regionale modeller – at det ikke er muligt at give tilstrækkeligt præcise analyser for alle vandområder; enten fordi de ikke er tilstrækkeligt opløst i modellerne eller fordi de specifikke lokale forhold ikke er tilstrækkeligt godt repræsenteret til at modeldata kan anvendes.

For at analysere de områder, hvor tilstandene ikke opfylder miljømålskravene, er der gennemført flere model-scenarier. Givet de mange vandområder og mange kombinationsmuligheder kan der defineres et uanet stort antal af scenarier til belysning af effekter af reduktioner i næringsstofftilførsel. Dette er ikke praktisk muligt. Derfor er der udviklet en metode, som gør det muligt at gennemføre en screening af behov for reduktioner i næringsstofftilførslen i de enkelte vandområder. Med denne metode defineres et begrænset antal scenarier, hvor den nuværende næringstilførsel er nedsat med de samme procentvise reduktioner overalt i Danmark.

På basis af scenarierne er der opstillet relationerne mellem miljømålsindikatorerne og den danske næringsstofftilførsel fra danske oplande. Tilgangen betyder, at et eventuelt indsatsbehov til et vandområde reelt forudsætter reduktioner af samme størrelsesorden fra nærliggende vandområder, se /2/ for nærmere forklaring.

De metoder, der er anvendt for de 2 modelværktøjer for at komme frem til et konkret indsatsbehov for det enkelte vandområde, der kan sikre, at Danmark lever op til vores Vandrammedirektiv forpligtigelser, er beskrevet i /2/ og /3/.

Den overordnede metode til bestemmelse af indsatsbehov er illustreret skematisk i Figur 3.



Figur 3 Opsummering af metode til beregning af indsatsbehov for det enkelte vandområde

Status

Status for de to miljømåls-indikatorer, der indgår i projektet, fytoplankton-klorofyl og ålegræs proxyen K_d , er baseret på NOVANA-målingerne fra perioden 2007-2011. For de mekanistiske modeller konverteres status på en målestation til en samlet status for det enkelte vandområde ved at integrere den observerede status med modelresultaterne, se /2/.

Behov for indsats

Efterfølgende beregnes det samlede behov for en indsats for den enkelte indikator. Dette gøres ved

$$\text{Behov for indsats} = \frac{\text{Status} - \text{Miljømål}}{\text{Status}} \times 100\%$$

Miljømålet for K_d bestemmes, som beskrevet i afsnit 1.1, ved at omregne dybdegrænsen for ålegræs i det respektive vandområde under antagelse af, at lyskravet for ålegræs ved dybdegrænsen er 14%. Dermed kan dybdegrænsen omsættes til miljømål og indsats beregnes efter samme metode, som for fytoplankton-klorofyl.

Modelspecifikke beregninger

For begge modeltyper beregnes nu en indsats ud fra følgende princip:

$$\text{Indsatsbehov (\%)} = \frac{\text{Behov for indsats}}{\text{Hældning}}$$

hvor "behov for indsats" er den procentvise forskel mellem status og miljømål, mens hældningen (ændring i % klorofyl pr. % TN) er beregnet som den enkelte indikator-følsomhed overfor dansk kvælstofudledning, se /2/ og /3/ for forklaring, beregnet med de respektive modeltyper. Dette princip er ens for de to modeltyper, mekanistiske modeller henholdsvis statistiske modeller.

Der foretages dog en række modelspecifikke beregninger, før det endelige indsatsbehov kan fastlægges. For de mekanistiske modeller korrigeres 'Behov for indsats' for regionale aftaler (Baltic Sea Action Plan og Gøteborg Protokollen) og for udenlandske bidrag, så der alene ses på det danske bidrag til indikatorerne, se /2/ for yderligere beskrivelse. For de statistiske modeller foretages ingen korrektioner, men der beregnes indsatsbehov for en række støtteparametre og efterfølgende bestemmes det samlede indsatsbehov, se /3/ for yderligere beskrivelse.

Meta-analyse

For områder, hvor der ikke er opstillet en model, beregnes indsats ud fra følgende princip:

$$\text{Indsatsbehov (\%)} = \frac{\text{Behov for indsats}}{\text{Metahældning}}$$

hvor meta-hældningen er fundet ud fra en analyse af vandområder, der ligner det aktuelle vandområde, se /2/ og /3/ for detaljer.

4.2 Integration af resultater - Overordnede principper

Ovenstående beskrivelse resulterer i et indsatsbehov beregnet med en mekanistisk model og/eller en statistisk model. I det følgende beskrives principperne for anvendelsen af de 2 typer modelresultater samt meta-analyseresultaterne for de specifikke vandområder med henblik på at gennemføre en samlet landsdækkende analyse af indsatsbehov og tilhørende målbelastning.

Som nævnt tidligere er der 119 Vandramme-vandområder i Danmark, og da de alle er mere eller mindre forbundet, kan en indsats ikke vurderes alene for det enkelte vandområde. Det er nødvendigt også at forholde sig til indsatser i nærliggende vandområder.

Derfor er følgende principper valgt i arbejdet med fastlæggelse af indsatsbehov og målbelastning for det enkelte vandområde:

1. I vandområder, hvor der er opstillet lokale mekanistiske modeller, benyttes i udgangspunktet indsatsbehov beregnet med denne type af model.
2. I inderfjorde, hvor der er opstillet statistiske modeller og ikke findes en mekanistisk lokalmodel, benyttes i udgangspunktet indsatsbehov beregnet med denne type af model.
3. Opstrøms vandområder med mindre indsatsbehov end nedstrøms vandområder dimensioneres efter nedstrøms indsatsbehov.
4. I områder, hvor fastlæggelsen er baseret på en meta-analyse, er indsatsbehovet som udgangspunkt beregnet som gennemsnit af indsatsbehov fundet ved de statistiske henholdsvis mekanistiske meta-model analyser.
5. I områder, hvor der hverken er data eller modeller, benyttes indsatsbehov for tilstødende vandområde.

Med den beskrevne metode betyder det, at et eventuelt indsatsbehov til et vandområde reelt forudsætter reduktioner af samme størrelsesorden fra nærliggende vandområder, og derfor kan en analyse vise om en eventuel yderligere differentiering af indsatsbehov er mulig kombineret med nærliggende vandområder.

4.2.1 Fra indsatsbehov til målbelastning

De beregnede indsatsbehov er relateret til tilførslen i perioden 2007-2011. Den relativt lange periode er valgt for at få år-til-år variationer i tilførsler repræsenteret i beregningerne, hvilket giver et mere robust udgangspunkt end f.eks. et enkelt udvalgt år. Da den aktuelle tilførsel varierer fra år-til-år og der generelt vil ske et fald over de næste år, er det procentvise indsatsbehov ikke et operativt mål. Derfor er indsatsbehovet omregnet til en målbelastning for hvert af de 119 Vandramme-vandområder. I praksis beregnes målbelastningen ud fra indsatsbehov ved

$$\text{Målbelastning} = \left(1 - \frac{\text{Indsatsbehov (i \%)}}{100}\right) * \text{Nutidsbelastning}$$

Dermed bliver målbelastningen uafhængig af nutidstilførslen og kan derfor sammenlignes med tilførsler fremadrettet. Det skal dog understreges, at det er under forudsætning af at klimaet ikke ændre sig nævneværdigt og at økosystemerne ikke ændre sig markant.

4.2.2 Resultater

De beregnede målbelastninger fremgår af Tabel 6 neden for. Tabellen angiver for hvert af de 119 vandområder den gennemsnitlige næringsstofftilførsel for perioden 2007-2011, indsatsbehovene beregnet med de værktøjer og metoder, der er beskrevet ovenfor, samt det resulterende indsatsbehov, og derefter den deraf afledede målbelastning (ved brug af principperne i indledningen til afsnit 4.2). I kolonnen til højre er det givet kommentarer der kort begrundet det resulterende indsatsbehov.

Tabel 6 Beregnede indsatsbehov og samlede målbelastninger for de enkelte vandområder.

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbelastning		Kommentar	
				ha	ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK Meta ⁴ %	STAT Meta ⁵ %	Ind-stats %	ton N/år		kg N /ha/år
MEK	1	Roskilde Fjord, ydre	72915	506	7	23					23	388	5	
MEK+ STAT	2	Roskilde Fjord, indre	44890	448	10	4	10				23	344	8	Yderfjord er dimensionerende hvorfor 23% benyttes for hele fjorden
MEK	6	Nordlige Øresund	41749	873	21	18					18	713	17	
	9	København Havn	18238	58	3						18	44	2	Øresund anvendt til at bestemme indsats til KBH
	16	Korsør Nor	2999	43	14	20					20	35	12	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Smålandsfarvandets mål (MEKmodel)
Meta	17	Basnæs Nor	3927	62	16	20		15	20	20	20	49	13	Reduktion er minimum for at opfylde Smålandsfarvandets mål (MEKmodel)
Meta	18	Holsteinsborg Nor	1905	21	11	20		5	10	20	20	17	9	Reduktion er minimum for at opfylde Smålandsfarvandets mål (MEKmodel)
STAT	24	Isefjord, ydre	41629	663	16		20				20	530	13	
	25	Skælskør Fjord og Nor	2607	38	15	20					20	30	12	Storebælt er dimensionsgivende

² MEK henviser til mekanistisk model

³ STAT henviser til statistisk model

⁴ MEK Meta henviser til meta-model udviklet baseret på mekanistisk model

⁵ STAT Meta henviser til meta-model udviklet baseret på statistisk model model

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ha	ton N/år	kg N/ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	
MEK	26	Musholm Bugt, indre	52696	812	15	20				20	650	12	Musholm og Jammerland tæt forbundne; derfor krav for at opfylde Jammerland
MEK	28	Sejerøbugt	31377	244	8	20				20	195	6	Storebælt er dimensionsgivende
MEK	29	Kalundborg Fjord	6453	95	15	20				20	76	12	Storebælt er dimensionsgivende
MEK	34	Smålandsfarvandet, syd	43363	475	11	20				20	379	9	
Meta	35	Karrebæk Fjord	110503	1492	14	20		32	45	38	925	8	Meta-analyse
	36	Dybsø Fjord	4359	57	13					20	57	13	Reduktion er minimum for at opfylde Smålandsfarvandets mål (MEKmodel)
Meta	37	Avnø Fjord	13741	183	13	20		0	0	20	146	11	Reduktion er minimum for at opfylde Smålandsfarvandets mål (MEKmodel)
MEK	38	Guldborgssund	42978	516	12	20				20	412	10	Smålandsfarvandet er dimensionsgivende
MEK	41	Langelandsbælt, øst	6809	134	20	20				20	107	16	
MEK+ STAT	44	Hjelm Bugt	10617	135	13	0	18			0	135	13	Gennemstrømningsområde. MEK dimensionsgivende
MEK	45	Grønsund	19249	310	16	20				20	247	13	
MEK	46	Fakse Bugt	21824	317	15	18				18	259	12	
Meta	47	Præstø Fjord	15147	235	15	20		36	35	35	153	10	Meta-analyse
MEK	48	Stege Bugt	21260	296	14	20				20	236	11	Smålandsfarvandet er dimensionsgivende

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11			Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ton N/år	kg N/ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	kg N/ha/år		
Meta	49	Stege Nor	1803	28	16	20		74	79	77	7	4	Meta-analyse	
MEK	56	Østersøen, Bornholm	58925	916	16	12				12	807	14		
MEK	57	Østersøen, Christiansø	36	0	0					0	0	0	Ingen tilførsel	
Meta	59	Nærå Strand	8234	115	14	11		61	57	59	47	6	Meta-analyse	
Meta	61	Dalby Bugt	1838	39	21	11		0	0	11	34	19	Reduktion er minimum for at opfylde Århus Bugt syd, Samsø, Nordlige Bælthav (MEKmodel)	
	62	Lillestrand	1458	29	20	11				11	26	18	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Århus Bugt syd, Samsø, Nordlige Bælthav (MEKmodel)	
Meta	63	Nakkebølle Fjord	10261	123	12	39		15	17	39	75	7	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)	
	64	Skårupøre Sund	988	10	10	20				39	8	8	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)	
	65	Thurøbund	216	2	12	39				39	2	7	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)	
Meta	68	Lindelse Nor	3158	44	14	39		21	20	39	27	8	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)	
	69	Vejlen	1048	19	18	39				39	11	11	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)	

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbelastning		Kommentar
				ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind- stats %	ton N/år	kg N /ha/år	
	70	Salme Nor	191	2	10					39	1	6	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	71	Tryggelev Nor	1003	8	8					39	5	5	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
Meta	72	Kløven	2633	41	15	39		0	0	39	25	9	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	74	Bredningen	11135	144	13	39				39	88	8	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	75	Emtekær Nor	1099	21	19	39				39	13	12	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	76	Orestrand	187	4	21					39	2	13	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	78	Gamborg Nor	3260	58	18	39				39	35	11	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	80	Gamborg Fjord	2088	42	20	39		21	26	39	25	12	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	81	Bågård Nor	81	2	20					39	1	12	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	82	Aborgminde Nor	8386	159	19	39				39	97	12	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
Meta	83	Holckenhavn Fjord	22126	304	14	20		37	51	44	170	8	Meta-analyse

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ton N/år	kg N/ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	kg N/ha/år	
Meta	84	Kerteminde Fjord	1872	24	13	20		16	20	20	19	10	Storebælt er dimensionsgivende
Meta	85	Kertinge Nor	1734	20	11	20		32	31	32	13	8	Meta-analyse
MEK	86	Nyborg Fjord	2034	1	0	20				20	1	0	Storebælt er dimensionsgivende
Meta	87	Helnæs Bugt	18388	239	13	39		32	36	39	146	8	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	89	Lunkebugten	28853	21	1	39				39	13	0	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
MEK	90	Langelandssund	27070	525	19	39				39	320	12	
MEK+ STAT	92	Odense Fjord, ydre	7146	132	19	23	26			26	98	14	
STAT-Meta	93	Odense Fjord, indre	98859	1469	15	23			48	48	764	8	Meta-analyse baseret på inderfjorden (station 8). DHI finder at station 17 er mere repræsentativ for hele fjorden.
MEK	95	Storebælt, SV	14808	190	13	20				20	152	10	
MEK+ STAT	96	Storebælt, NV	11249	163	14	20	35			20	130	12	Gennemstrømningsområde. MEK dimensionsgivende
	101	Genner Bugt	3878	67	17	39				39	41	11	Ingen status, reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
MEK+ STAT	102	Åbenrå Fjord	8113	138	17	39	50			50	69	9	
Meta	103	Als Fjord	9973	234	23			44	47	45	129	13	Meta-analyse benyttes

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbelastning		Kommentar
				ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind- stats %	ton N/år	kg N /ha/år	
	104	Als Sund	4492	122	27					45	67	15	Reduktion er minimum for at opfylde Als Fjord
Meta	105	Augustenborg Fjord	9451	164	17			29	41	45	90	10	Reduktion er minimum for at opfylde Als Fjord
Meta	106	Haderslev Fjord	18504	316	17	39		91	91	53	148	8	Baseret på N-reduktion/ha/år for de nærliggende fjorde (Avnø Vig, Hejlsminde) skal N-tilførsel til Haderslev Fjord reduceres med 53%
Meta	107	Juvre Dyb, tidevandsområde	27289	428	16			29		29	306	11	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
Meta	108	Avnø Vig	4481	72	16	39		47	53	50	36	8	Meta-analyse
Meta	109	Hejlsminde Nor	10966	172	16	39		49	54	51	84	8	Meta-analyse
	110	Nybøl Nor	5895	77	13					50	38	7	Reduktion er minimum for at opfylde Flensborg fjord
Meta	111	Lister Dyb	188639	2498	13			29		29	1783	9	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
STAT	113	Flensborg Fjord, indre	4214	73	17			50		50	37	9	
STAT	114	Flensborg Fjord, ydre	10904	182	17			50		50	91	8	Indre fjord dimensionsgivende

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ha	ton N/år	kg N/ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	
Meta	119	Vesterhavet, syd	34038	326	10			14		14	280	8	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
Meta	120	Knudedyb tidevandsområde	145339	3273	23			29		29	2336	16	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
Meta	121	Grådyb tidevandsområde	182036	3042	17			29		29	2170	12	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
	122	Vejle Fjord, ydre	33804	574	17	39	15			39	350	10	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEK model)
STAT	123	Vejle Fjord, indre	38887	645	17		15			39	393	10	Ydre fjord dimensionsgivende (MEK model)
STAT	124	Kolding Fjord, indre	32029	547	17		45			45	301	9	
STAT	125	Kolding Fjord, ydre	3918	64	16					45	35	9	Indre del dimensionsgivende (STAT model)
STAT	127	Horsens Fjord, ydre	2743	89	32		44			50	44	16	Indre del dimensionsgivende (STAT model)
STAT	128	Horsens Fjord, indre	49205	982	20		50			50	491	10	
	129	Nissum Fjord, ydre	30322	313	10					40	188	6	Ringkøbing Fjord krav (reduktion N/ha opland/år) anvendt som dimensionsgivende (STAT)
	130	Nissum Fjord, mellem	10937	120	11					40	72	7	Ringkøbing Fjord krav (reduktion N/ha opland/år) anvendt som dimensionsgivende (STAT)

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbelastning		Kommentar
				ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind- stats %	ton N/år	kg N /ha/år	
	131	Nissum Fjord, Felsted Kog	120251	1648	14					40	989	8	Ringkøbing Fjord krav (reduktion N/ha opland/år) anvendt som dimensionsgivende (STAT)
STAT	132	Ringkøbing Fjord	347652	4394	13		40			40	2636	8	
Meta	133	Vesterhavet, nord	2938	64	22			14		14	55	19	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
	135	Randers Fjord, Grund Fjord	39436	457	12					30	320	8	Randers omr. 136 er dimensionsgivende (STAT model)
STAT	136	Randers Fjord, Randers-Møllerup	271074	2406	9		30			30	1685	6	
	137	Randers Fjord, ydre	14912	144	10					30	101	7	Randers omr. 136 er dimensionsgivende (STAT model)
MEK	138	Hevring Bugt	20280	167	8	7				7	155	8	
MEK	139	Anholt	2175	8	4	7				7	8	4	
MEK	140	Djursland Øst	72581	703	10	7				7	653	9	
MEK	141	Ebeltoft Vig	5982	20	3	11				11	17	3	
	142	Stavns Fjord	844	11	13	11				11	10	11	Reduktion minimum for at opfylde Århus Bugt syd, Samsø, Nordlige Bælthav (MEKmodel)

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar		
				ton N/år	kg N/ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	kg N/ha/år			
	144	Knebel Vig	2113	29	14	11					11	26	12	Reduktion minimum for at opfylde Århus Bugt syd, Samsø, Nordlige Bælthav (MEKmodel)	
MEK	145	Kalø Vig, indre	7327	94	13	11					11	84	11		
Meta	146	Norsminde Fjord	10864	156	14	11		62	57	60	62	6		Meta-analyse	
MEK+ STAT	147	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	56239	556	10	11	2				11	493	9		
MEK	154	Kattegat, Læsø	11838	96	8	7					7	89	8		
MEK+ STAT	156	Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak	498326	9020	18	32	50;25;5				32	6164	12		Forudsætter de angivne reduktioner til omr. 157-158 gennemføres (MEKmodel). Ekstra indsats kræves til Thisted iht. STAT model, 50% ⁶
MEK+ STAT	157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	144322	1566	11	48	55				48	810	6		Forudsat at angivne reduktioner til omr. 158 gennemføres (MEKmodel) ⁷
MEK	158	Hjarbæk Fjord	117776	1768	15	56					56	784	7		

⁶ For indsats og målbekastning i område 156 er indregnet effekter fra indsats i område 157 og 158. Derfor forudsætter indsatsen at disse reduktioner gennemføres for at sikre målopfyldelse i område 156. De statistiske modeller indikerer derudover at der er behov for en ekstra indsats i Thisted Bredning.

⁷ For indsats og målbekastning i område 157 er indregnet effekter fra indsats i område 158. Derfor forudsætter indsatsen at disse reduktioner gennemføres for at sikre målopfyldelse i område 157.

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal ha	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK Meta ⁴ %	STAT Meta ⁵ %	Ind- stats %	ton N/år	kg N /ha/år	
STAT	159	Mariager Fjord, indre	26871	480	18		60			60	192	7	
STAT	160	Mariager Fjord, ydre	30328	408	13				55	55	183	6	
	165	Isefjord, indre	35001	492	14				20	20	393	11	Yderfjord er dimensionsgivende
MEK	200	Kattegat, Nordsjælland	37961	272	7	7				7	253	7	
MEK	201	Køge Bugt	87396	1275	15	18				18	1042	12	
MEK	204	Jammerland Bugt	56032	490	9	20				20	391	7	
MEK	205	Kattegat, Nordsjælland >20 m	70	0	3	7				7	0	3	
MEK	206	Smålandsfarvandet, åbne del	14060	286	20	19				19	230	16	
MEK	207	Nakskov Fjord	24607	395	16	20				20	315	13	Storebælt dimensionsgivende
MEK	208	Femerbælt	24344	311	13	0				0	311	13	
	209	Rødsand	13361	108	8						108	8	
	212	Faaborg Fjord	2525	23	9	39				39	14	6	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)
	213	Torø Vig og Torø Nor	360	6	17	39				39	4	10	Reduktion er minimum for at opfylde Lillebælt (MEKmodel)

Model	Omr ID	Vandområde navn	Oplands-areal	N-tilførsel 2007-11		Indsatsbehov ift. nutidstilførsel					Målbekastning		Kommentar
				ha	ton N/år	kg N /ha/år	MEK ² Model %	STAT ³ Model %	MEK ⁴ Meta %	STAT ⁵ Meta %	Ind-stats %	ton N/år	
MEK+ STAT	214	Det Sydfynske Øhav	26624	346	13	39	35			39	211	8	
MEK+ STAT	216	Lillebælt, syd	33778	595	18	39	35			39	363	11	
MEK	217	Lillebælt, Bredningen	18852	316	17	39				39	193	10	
MEK	219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	29135	548	19	11				11	486	17	
Meta	221	Skagerrak	127010	1353	11			14		14	1163	9	Meta-analyse på basis af HD-AD modellering
MEK	222	Kattegat, Aalborg Bugt	73308	1040	14	7				7	967	13	
MEK+ STAT	224	Nordlige Lillebælt	40679	834	21	39	35			39	509	13	
MEK	225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	53825	780	14	7				7	725	13	
Mid-del					14	23	37			29		10	
Sum			4,357 kha	61 kton							42 kton		

5 Usikkerhed ved model-bestemmelse af målbelastning

Som beskrevet ovenfor er der udviklet en række modeller og koncepter til bestemmelse af målbelastningen for de 119 danske vandområder, som er dækket af Vandrammedirektivet. Da der ikke findes dokumentation for den "rigtige" målbelastning, kan man ikke på traditionel vis bestemme, hvor sikkert modellerne estimerer målbelastningen. Den bedste metode til at bestemme usikkerheder på modelscenarier er ved ensemble modellering, hvor usikkerheden bestemmes ud fra to eller flere modellers estimater af målbelastningen.

I dette projekt er der en række vandområder, hvor der er udviklet både en statistisk model og en mekanistisk model. I disse vandområder kan ensemble modellering benyttes.

For at kunne foretage et usikkerhedsestimat baseret på ensemble modellering er der to vigtige antagelser:

- Modellerne er uafhængige af hinanden, dvs. at modelantagelser og resultater fra den ene model ikke påvirker resultaterne af den anden model. Der er meget stor forskel på de to modeltyper (statistiske versus mekanistiske) og derudover er metoderne til at beregne den endelige målbelastning med de statistiske henholdsvis de mekanistiske modeller forskellig, hvorfor en antagelse om uafhængighed holder.
- Modellerne vil ikke systematisk over- eller underestimere den 'rigtige' målbelastning. Denne antagelse er ikke umiddelbar mulig at teste, men da begge modeltyper beskriver nutidskoncentrationer af klorofyl og K_d tilfredsstillende, og uden tydelige systematiske fejl, synes denne antagelse også rimelig, se /2/ og /3/ for yderligere beskrivelse. Det skal dog bemærkes, at eventuelle ændringer i økosystemernes opførsel (f.eks. pga. regimeskift, klimaændringer mm), sandsynligvis vil bevirke, at begge modeltyper systematisk vil over eller underestimere målbelastningen. Det er dog ikke muligt, at forudsige systemændringer.

På grund af modellernes udfordringer med at forudsige systemændringer er det nødvendigt, at modellerne løbende tilpasses og forbedres ved at inkludere den nyeste viden om presfaktorer og økosystemernes respons og opførsel.

Ved beregning af en målbelastning er der tre parametre, som har betydning: i) Status, ii) Miljømål og iii) Effekt i forhold til en reduktion i kvælstof. Den usikkerhed, som er beregnet her, forholder sig udelukkende til usikkerheden på effekt i forhold til en reduktion i kvælstof, og det vil sige den model-tekniske usikkerhed. Usikkerhedsanalysen inkluderer ikke eventuelle usikkerheder på målinger, fastlæggelse af statusværdier og bestemmelse af miljømål.

I nedenstående tabel ses den estimerede N reduktion, målbelastning for hvert vandområde samt den tilhørende model-tekniske-usikkerhed. Tallene for N reduktion i tabellen for de enkelte vandområder dækker de modelspecifikke reduktioner og ikke områdespecifikke reduktioner. Tallene kan genfindes i /2/ og /3/. Usikkerheden er her angivet som $2 \times$ standardafvigelsen både i ton N/år og som % af målbelastningen (markeret med grå). Dette usikkerhedsmål betyder, at den "rigtige" målbelastning med 95% sandsynlighed ligger imellem målbelastning \pm usikkerheden.

Tabel 7 *Oversigt over vandområder, hvor målbelastningen er estimeret med både mekanistiske og statistiske modeller. For hvert vandområde angives den estimerede målbelastning og den tilhørende usikkerhed i ton N/år og i % af målbelastningen. Usikkerheden er angivet på 95%'s sandsynlighedsniveau (2 stdev).*

omrID	Vandområde navn	nuværende	MEK	STAT	MEK	STAT	estimeret	usikkerhed	usikkerhed
		belastning	N reduktion	N reduktion	målbelastning	målbelastning	målbelastning	95% niveau	95% niveau
		ton N/år	%	%	ton N/år	ton N/år	ton N/år	ton N/år	% af gennemsnit
2	Roskilde Fjord, indre	448	4	11	430	399	414	44	11
44	Hjelm Bugt	135	0	18	135	111	123	34	28
92	Odense Fjord, ydre	132	23	26	102	98	100	6	6
96	Storebælt, NV	163	34	44	107	91	99	23	23
102	Åbenrå Fjord	138	41	50	82	69	75	18	23
147	Århus Bugt, Kalø og Begtru	556	7	2	517	545	531	39	7
156	Nissum Bredning, Thisted	9020	37	31	5682	6223	5953	765	13
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde	1566	52	60	752	627	689	177	26
214	Det Sydfynske Øhav	346	30	40	242	207	225	49	22
216	Lillebælt, syd	595	36	32	381	404	392	34	9
224	Nordlige Lillebælt	834	56	58	367	350	359	24	7

Af tabellen ses, at den procentvise usikkerhed på bestemmelse af målbelastningen for det enkelte vandområde er mellem 6% og 28%. Den gennemsnitlige usikkerhed på målbelastningen for det enkelte vandområde er 16%. Det formodes, at usikkerheden på målbelastningen for de resterende vandområder, hvor der ikke finde ensemble modellering, er i samme størrelsesorden.

Den kumulerede usikkerhed (på 95%'s niveau) på målbelastningen fra flere vandområder kan beregnes som:

$$\text{usikkerhed på } n \text{ vandområder} = 2 \cdot \sqrt{\text{var}(x_1 + \dots + x_n)} = 2 \cdot \left(\sqrt{\text{var}(x_1) + \dots + \text{var}(x_n)} \right)$$

hvor $\text{var}(x_i)$ angiver variationen for det x_i 'te vandområde og er defineret ved:

$$\text{var} = \left(\frac{\text{usikkerhed}}{2} \right)^2$$

For de ensemble modellerede områder giver det en målbelastning **8962 tons N/år** på:

Usikkerheden (på 95% niveau) er: **792 tons/år**

Og usikkerheden i % er derfor: **9%**

Det er ikke umiddelbart muligt at beregne den kumulerede usikkerhed på landsplan, da usikkerheden på bestemmelse af målbelastningen for de ikke-ensemble modellerede vandområder er ukendt. For illustrationens skyld kan man antage, at variansen estimeret for de ensemble modellerede områder kan overføres til de resterende områder ved skalering med målbelastningen. Med denne antagelse kan den akkumulerede usikkerhed på målbelastningen på landsplan beregnes:

På landsplan bliver den samlede kumulerede målbelastning: **41988 tons N/år**

Usikkerheden (på 95% niveau) på landsplan er: **1714 tons N/år**

Og usikkerheden i % er: **4.1%**

hvilket betyder at den "rigtige" målbelastning på landsplan med 95% sandsynlighed er:

$$\underline{41988 \pm 1714 \text{ tons N/år}}$$

På tilsvarende vis bliver usikkerheden på indsatsbehovet (i forhold til nuværende belastning) på landsplan:

Indsatsbehov på landsplan:	19080 tons N/år
Usikkerheden (på 95% niveau) på landsplan er:	1714 tons/år
Og usikkerheden i % er:	9%

6 Referencer

- /1/ Carletti A & Heiskanen A-S (eds) (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 23838 EN/3 - 2009
- /2/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 2. Mekanistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov. Under udarbejdelse.
- /3/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 3. Statistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov. Under udarbejdelse.
- /4/ Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011. DEC. Under udarbejdelse.
- /5/ Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40(4), 363–377. doi:10.1016/0304-3770(91)90081-F
- /6/ Sand-Jensen, K., Nielsen, S. L., Borum, J., & Geertz-Hansen, O. (1994). Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. Miljøstyrelsen.
- /7/ Geels, C., Hansen, K. M., Christensen, J. H., Ambelas Skjøth, C., Ellermann, T., Hedegaard, G. B., Hertel, O., Frohn, L. M., Gross, A., Brandt, J. (2012), Projected change in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020, *Atmos. Chem. Phys.* 12, 2615-2629.
- /8/ Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>