

*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

Dokumentation



Naturstyrelsen

Rapport

Marts 2015

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







# Mekanistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov

Dokumentation

Udarbejdet for Naturstyrelsen  
Repræsenteret af Harley Bundgaard Madsen, kontorchef  
Stig Eggert Pedersen, projektleder



*Satellit billede over  
de indre danske farvande*

Projekt manager	Anders Chr. Erichsen
Kvalitetssikring	Flemming Møhlenberg
Projekt nummer	11811187-1
Forfattere	Anders Chr. Erichsen, Hanne Kaas
Godkendt	Ian Sehested Hansen
Revision	Final 23/03-2015
Klassifikation	Open



# INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>Baggrund .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Modeludvikling .....</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Modelbeskrivelse .....</b>	<b>3</b>
3.1	Vandets stofkredsløb .....	3
3.2	Stofkredsløb i og på sedimentet .....	4
3.2.1	Sedimentets N kredsløb.....	5
3.2.2	Sedimentets P kredsløb .....	6
3.3	Planter på bunden.....	7
3.4	Opsummering af modeludviklingen ift. vandplaner .....	8
<b>4</b>	<b>Modelopsætning og -kørsel.....</b>	<b>10</b>
4.1	Nutidstilførsel af ferskvand og næringsstoffer .....	10
4.1.1.1	Fordeling af ferskvand i modellen .....	10
4.1.1.2	Fordeling af total kvælstof og total fosfor i modellen .....	11
4.1.2	Ikke-dansk nutidstilførsel til Østersøen .....	12
4.1.3	Atmosfærisk nutidsdeposition .....	12
4.2	Andre input- og drivdata.....	12
4.2.1	Dybdeforhold.....	13
4.2.2	Meteorologiske data.....	13
4.2.3	Randværdier .....	13
4.2.4	Sedimentpuljer .....	13
4.2.5	Modelkørsel (modelafvikling) .....	13
<b>5</b>	<b>Validering.....</b>	<b>14</b>
5.1	Hvordan er modellerne valideret? .....	14
5.2	Validering af de enkelte modeller.....	15
5.2.1	Indre danske farvande .....	16
5.2.2	Limfjorden .....	18
5.2.3	Odense Fjord .....	19
5.2.4	Roskilde Fjord .....	21
5.2.5	Nordsøen .....	22
5.3	Modelleringsusikkerheder .....	23
<b>6</b>	<b>Værktøj til beregning af indsatsbehov.....</b>	<b>24</b>
6.1	Data.....	25
6.2	Modelkørsler (grundlag for screening).....	25
6.3	Screeningsværktøjet .....	26
6.4	Metode til bestemmelse af dansk andel .....	27
6.5	Eksempler på screeningsværktøj for 2 vandområder .....	28
6.6	Beregnet dansk andel af indsatsbehov.....	30
6.7	Opsummering mht. screeningsværktøj.....	34
<b>7</b>	<b>Metode til bestemmelse af dansk indsatsbehov .....</b>	<b>35</b>
7.1	Gruppering og endelige indsatsbehov .....	36
7.2	Beregnete indsatsbehov .....	37



<b>8</b>	<b>Meta-analyse</b> .....	<b>40</b>
8.1	Meta-analyse relationer .....	40
8.2	Meta-analyse for Nordsøen .....	42
8.3	Beregnete indsatsbehov .....	42
<b>9</b>	<b>Referencer</b> .....	<b>46</b>



## 1 Baggrund

DCE og DHI har for Naturstyrelsen udviklet modelværktøjer til brug i Vandforvaltningen, herunder udarbejdelsen af 2. generations vandplaner. Værktøjerne 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. Modeludviklingen har fokuseret på betydningen af dansk næringsstof-tilførsel til marine vandområder.

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 1 beskriver den overordnede metode til bestemmelse af målbelastning på basis af beregninger af indsatsbehov, mens del 3 beskriver de statistiske modeller og den metode, der er udviklet til bestemmelse af indsatsbehov ved brug af disse modeller.

Denne rapport, som er del 2, redegør for de mekanistiske modeller og metoder, der er udviklet til bestemmelse af indsatsbehov mht. dansk næringsstofftilførsel til vandområderne, der forvaltes iht. Vandrammedirektivet.

## 2 Modeludvikling

Som en del af projektet har DHI opsat mekanistiske modeller for tre fjorde: Limfjorden, Roskilde Fjord og Odense Fjord, samt for 2 regionale områder dækkende henholdsvis de indre danske farvande (inklusive Østersøen) og Nordsøen. De 2 regionale modeller dækker en række vandområder forvaltet iht. henholdsvis Vandrammedirektivet (WFD) og Havstrategidirektivet (MSFD).

Formålet med de 5 mekanistiske modeller 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.

Fire af de mekanistiske modeller inkluderer økologiske modeller, der giver dynamiske beskrivelser af vandområdernes økosystemer ved at inddrage samspillet mellem økosystemets komponenter (fysiske-kemiske-biologiske) og mellem økosystemet og de ydre naturlige og menneskeskabte forhold, som påvirker økosystemerne (fx dybdeforhold, næringsstofftilførsler og meteorologiske forhold). De økologiske modeller beskriver forholdene i 3 dimensioner og simulerer mere end 50 parametre ved hjælp af et formelapparat, der beskriver de indbyrdes sammenhænge mellem komponenterne og disses afhængighed af de ydre forhold. Modellerne kan dermed anvendes til at forudsige, hvad der sker, når de ydre forhold ændrer sig enten af naturlige årsager (fx klimaændringer) og/eller på grund af menneskeskabte tiltag (fx reduktioner i næringsstofftilførsel).

Miljøtilstanden i de danske farvande bestemmes af en lang række naturgivne forhold såsom vandskiftet, lagdelingen, temperaturen, karakter af havbunden, fødekædens struktur m.v. Dertil kommer menneskeskabte presfaktorer, herunder tilførsel af næringsstoffer, råstofindvinding, fiskeri, mm.

Modeludviklingen i dette projekt er rettet mod at understøtte vandforvaltningens implementering af EU's Vandrammedirektiv. I første fase er fokus på effekter af tilførsel af næringsstoffer. Efter yderligere udvikling kan værktøjerne siden hen benyttes som basis for at vurdere andre presfaktorer, som fiskeri, forurenende stoffer og klimaændringer.

De mekanistiske modeller beskriver de økologiske forhold i hele vandområder og giver dermed også information om tilstand og udvikling i områder, der ikke dækkes af overvågningsstationerne. På den tidlige skala giver modellerne daglige data om kvalitetselementerne, støtteparametre mm. Det vil sige, at modellerne giver viden om, hvad der sker ind imellem overvågningens prøvetagninger. Derved supplerer modelværktøjerne overvågningen og styrker udbyttet af de målinger, der løbende gennemføres.

De mekanistiske modeller bidrager til vandforvaltningsværktøjskassen ved at:

- Beskrive flere kvalitetselementer end tidligere (i denne fase ålegræs og fytoplankton)
- Give grundlag for differentieret forvaltning ved at beskrive kvalitetselementerne i flere vandområder end tidligere
- Tage højde for de lokale og regionale transporter af vand og dermed næringsstoffer, fytoplankton mm. mellem vandområder
- Omfatte betydningen af næringsstofftilførsler fra omkringliggende lande og atmosfæren

Dette dokument opsummerer modelopsætning og validering af de mekanistiske modeller og gennemgår den udviklede metode til beregning af indsatsbehov i de vandområder, som dækkes af de mekanistiske modeller.

### 3 Modelbeskrivelse

De udviklede økosystemmodeller<sup>a</sup> omfatter de vigtigste komponenter og processer, som bestemmer vandområdernes tilstand og deres reaktion på ændringer i økosystemet (fx større biomasse af ålegræs) og ændringer i de ydre faktorer (fx meteorologien og næringsstofftilførselen). Modellerne beskriver transporten med havstrømme og omsætningen af organisk stof og næringsstoffer i selve vandfasen, herunder vækst og henfald af fytoplankton. Modellernes benthiske del inkluderer modelparametre som sedimentpuljer af næringsstoffer og simulerer udvekslingen af næringsstoffer mellem havbunden og vandfasen. Den benthiske del beskriver også bundplanter (makroalger, ålegræs og mikroalger i sedimentoverfladen), deres biomasser og vækst. Et massebalance-modul holder styr på størrelsen og transport af puljerne af organisk stof og næringsstoffer i vandfasen, i sedimentet og i bundplanterne, så modellerne hele tiden er massebevarende.

I alt indeholder den økologiske model mere end 50 primære tilstandsvariable, hvor ca. halvdelen er tilknyttet bunden, mens den anden halvdel beskriver vandets komponenter. En væsentlig forskel på bund- og vandvariable er, at de første er bundet til stedet, mens vandkomponenter, som det sker i naturen, flyttes med vandstrømme og spredes.

Ud over de primære tilstandsvariable er der en lang række vigtige variable, som er afledt af de forskellige tilstandsvariable. Et eksempel på en afledt variabel er lysintensiteten i vandets forskellige lag. Denne beregnes dynamisk ud fra indstrålingen på vandoverfladen og lyssvækkelsen ned gennem vandet. I den regionale havmodel bestemmes lyssvækkelsen ud fra følgende 4 tilstandsvariable: klorofyl, partikulært organisk stof (detritus), opløst organisk stof, og ophvirvlet fint sediment, samt en konstant, der udtrykker vandets egen lysabsorption. Ophvirvlingen af sediment bestemmes ud fra en empirisk bestemt afhængighed af bølger og strøm. I lokalmodellerne indgår de samme tilstandsvariable men ophvirvling af sediment er bestemt med en dynamisk beskrivelse af bølgers og strøms re-suspension af sediment. I begge modeller er bølger og strøms indflydelse på ophvirvlingen af sediment og dermed lyssvækkelsen koblet til ålegræsbiomassen, således at stigende ålegræsbiomasse mindsker den resulterende lyssvækkelse. Der er således en *feedback* mekanisme i modellerne, der beskriver ålegræssets indflydelse på lysforholdene.

I det følgende gennemgås kort principperne for nøgleelementer af modellerne. For en nærmere gennemgang af modellerne for den fysiske del henholdsvis den økologiske del henvises til /9/ og /10/.

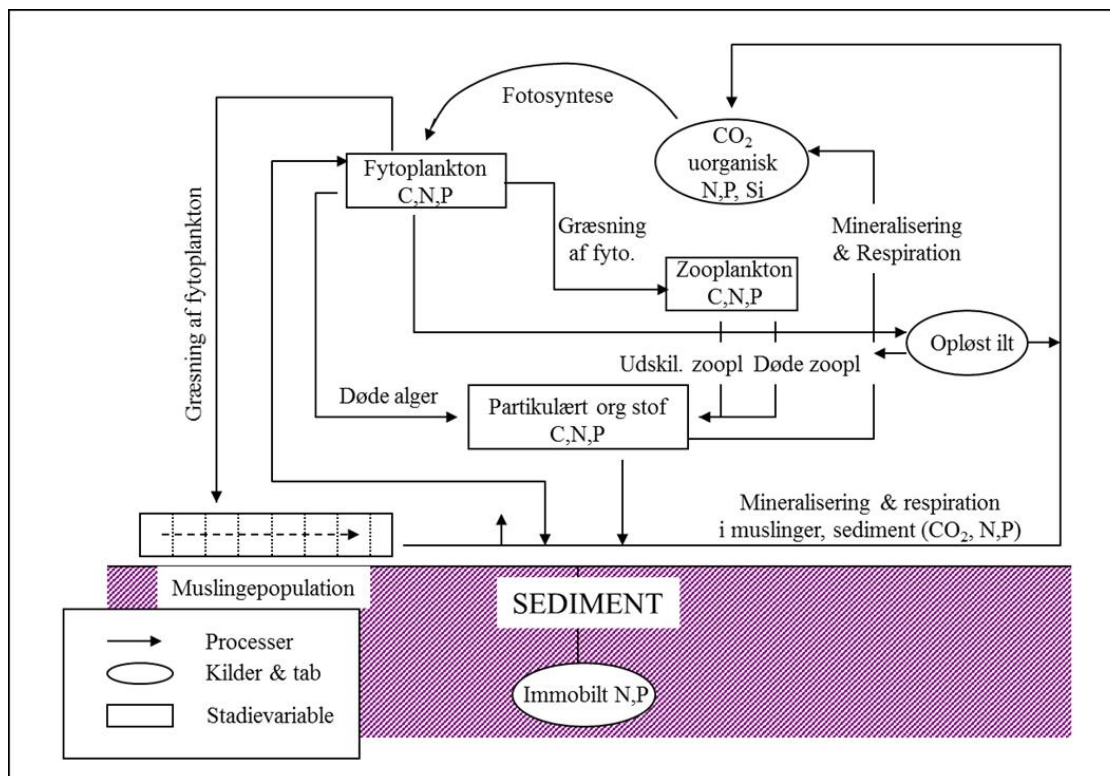
#### 3.1 Vandets stofkredsløb

Vandplanværktøjsmodellernes vandfase-del (pelagiske del) beregner vandets koncentrationen af fytoplankton, zooplankton, dødt organisk materiale, ilt samt kvælstof- og fosfor-næringsstoffer (plus flere variable) på baggrund af vandets biologiske processer og interaktionerne med de hydrauliske forhold, solindstråling, stoftilførsler og forholdene på modellens åbne rande.

Vandets biologiske processer (fx primærproduktion og græsning) bestemmer vandets stofkredsløb, som igen bestemmer koncentrationen af de pelagiale komponenter (variable). Stofkredsløbet for kulstof, kvælstof og fosfor (C, N og P) i vandet er illustreret i Figur 1.

---

<sup>a</sup> Økosystemmodellerne er opsat for regionalmodellen dækkende de indre danske farvande og de tre lokalmodeller.



Figur 1 C, N og P kredsløb i vandfasen af den økologiske model.

Produktionen af fytoplankton (primærproduktionen) er bestemt af vandtemperaturen og tilgængeligheden af næringsstoffer og lys. Vækstens afhængighed af næringsstoffer er bestemt af de interne puljer af kvælstof og fosfor i algerne, den såkaldte Droops kinetik /11/. Tab af fytoplanktonbiomasse sker ved respiration og henfald, zooplankton-græsning, bundlevende muslingers filtration og sedimentation. Ved respiration og henfald ender en del af C, N og P igen i den uorganiske næringsstofpulje mens en del ender i en opløst organisk pulje. Den resulterende biomasse af fytoplankton udtrykkes som C, N og P-biomasse. På basis af produktionen af C beregnes variabelen fytoplanktonklorofyl ved brug af et dynamisk klorofyl:C forhold, der varierer over året.

Det partikulære organiske materiale, der ikke omsættes i vandfasen, sedimenterer til havbunden, hvor det tilførte C, N og P inkorporeres i sedimentpuljerne og indgår i sedimentets omsætning (se afsnit 3.2). Sedimentets mineralisering af de tilførte organiske forbindelser udgør kilden til den interne belastning eller remineralisering af næringsstoffer i økosystemet. Dertil kommer den mineralisering, der sker i vandfasen, og som også er en del af remineralisering af næringsstoffer i økosystemet.

Den pelagiske beskrivelse omfatter ikke eksplicit trofiske niveauer højere end zooplankton (fx fisk), men deres græsning er indregnet, idet virkningen indgår i dødsraten for zooplankton og den tilknyttede næringsstoffrigivelse.

### 3.2 Stofkredsløb i og på sedimentet

Koncentrationen af uorganiske og organiske næringsstoffer i vandet er afgørende for økosystemernes funktion. Næringsstofferne kan stamme fra eksterne tilførsler (udledning fra oplande, tilførsel fra andre havområder), omsætning (såkaldt pelagisk remineralisering) i vandet, som giver mulighed for 'genbrug' og intern tilførsel fra havbunden. Den eksterne tilførsel, der er anvendt ved modelleringen, er nærmere beskrevet i afsnit 4.2 (fra andre havområder, dvs. randværdier) og 4.1 (oplande).

Betydningen af de interne belastninger fra sedimentet varierer med en række faktorer, hvor størrelsen af de omsættelige puljer af C, N og P i sedimentet, sammen med iltforholdene ved og i bunden er afgørende. Også vandområdets vandudveksling, og dermed hvor længe næringsstofferne bliver i et vandområde (kaldet opholdstiden), er bestemmende.

Sedimentmodellen inkluderer organisk C, N og P. De organiske puljer kan nedbrydes, hvorved der frigives N og P næringssalte til porevandet i sedimentet. En fraktion af det sedimenterede organiske stof er svært nedbrydeligt og 'begraves' i sedimentet. Det vil sige, at C, N og P immobiliseres og udgår af modellens sedimentomsætning, se afsnit 3.2.1 og afsnit 3.2.2.

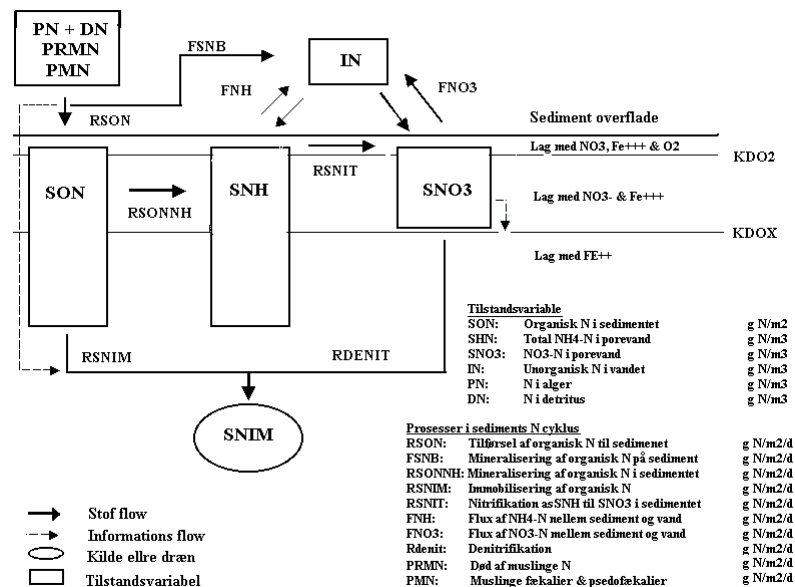
De uorganiske næringsstoffer i sedimentets porevand kan udveksles med vandfasen, en proces der kan gå begge veje (ned i sedimentet eller op i vandfasen). I sedimentmodellen bindes fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) under iltede forhold til oxideret jern ( $\text{Fe}^{3+}$ ), og dermed begrænses udvekslingen med vandfasen. Hvis jernatomerne reduceres (til  $\text{Fe}^{2+}$ , som følge af lave iltkoncentrationer), frigives  $\text{PO}_4^{3-}$  igen til porevandet, hvilket medfører større udveksling med vandfasen. Også nitrat-udvekslingen påvirkes af iltforholdene. Ved lave iltkoncentrationer kan nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) denitrificeres til frit kvælstof,  $\text{N}_2$ . Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dannes ved nedbrydning af organisk N, og i iltede områder af sedimentet omdannes ammonium til nitrat. I perioder med lave iltkoncentrationer i sediment og vandfasen øges frigivelsen af ammonium fra sedimentet til vandfasen.

Samlet set kan sedimentet virke som en kilde til vandets koncentration af næringsstoffer eller virke som et lager, der 'gemmer' næringsstofferne midlertidigt eller permanent.

I de følgende afsnit beskrives sedimentets N og P kredsløb.

### 3.2.1 Sedimentets N kredsløb

Organisk bundet kvælstof tilføres sediment ved sedimentation af levende og dødt organisk partikulært materiale. I sedimentmodellen er det sedimenterede materiale opdelt i fytoplankton (levende) og detritus (dødt partikulært organisk materiale), se Figur 2.



Figur 2 Modellens N-omsætning i sedimentet.

En del af det sedimenterede organiske kvælstof mineraliseres på sedimentoverfladen, resten tilføres puljen af organisk bundet kvælstof (SON) i sedimentet. I sedimentet kan det enten mineraliseres eller immobiliseres (begraves permanent og udgår af kredsløbet). Forholdet mellem kulstof og kvælstof (C:N forholdet) i det tilførte organiske materiale er styrende for

hvor meget organisk N, der immobiliseres. Således vil organisk stof med højt C:N forhold (over 12-14) blive immobiliseret (begravet i sedimentet).

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) frigives til porevandet (SNH) ved ammonifikation af den organiske kvælstofpulje i sedimentet. Hvis der er ilt i vandet over sedimentet, kan ammonium nitrificeres til nitrat (SNO) i sedimentets øverste lag (over KDO2), der typisk er 0-5 mm tykt. Nitratet kan enten transporteres ned i den iltfrie del af sedimentet, hvor det kan denitrificeres til  $\text{N}_2$ , eller transporteres til vandfasen over sedimentet. Transporten af næringsalte mellem vand og sediment er dog afhængig af koncentrationsforskellen mellem porevandet og vandet umiddelbart over sedimentet.

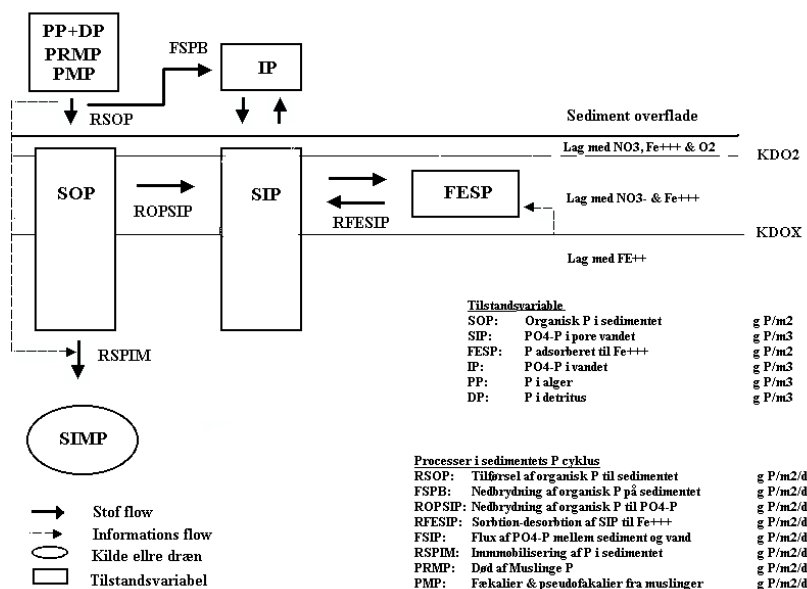
I den iltfrie del af sedimentet omsættes nitratet under nedbrydning af organisk materiale ved denitrifikation eller 'nitratrespiration'. I de dybere lag, hvor nitrat er 0 (under KDOX), sker oxidationen overvejende ved sulfatreduktion med deraf følgende produktion af sulfid.

Oxidation og reduktion af jern og mangan er ikke direkte beskrevet i modellen. I modellen er grænselaget mellem oxideret ( $\text{Fe}^{3+}$ ) og reduceret jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) sammenfaldende med KDOX, og grænsen følger KDOXs bevægelser op eller ned i sedimentet.

Mængden af oxideret jern har betydning for beregning af puljen af fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) bundet til oxideret jern (FESP). Målinger i bl.a. Århus Bugt har vist, at grænsefladen mellem oxideret og reduceret jern normalt ligger lidt under KDOX (0-5 cm), dvs. den dybde hvor nitrat kan påvises i sedimentet. Dette kompenseres der for ved at regulere det oxiderede jerns bindingskapacitet for fosfat, således at modellens pulje af jern-bundet fosfor (FESP) pr.  $\text{m}^2$  svarer til målte puljer.

### 3.2.2 Sedimentets P kredsløb

Sedimentets P-cyklus er vist i Figur 3.



Figur 3 Modellens P-omsætning i sedimentet.

Sedimentet modtager organisk bundet fosfor på overfladen ved sedimentation af fytoplankton og detritus. En mindre andel omsættes direkte på sedimentoverfladen. En andel af det organiske fosfor bliver immobiliseret ved binding til kalk eller overgår til en svært nedbrydelig pulje af organisk fosfor. Resten indgår i sedimentets organisk bundne fosfor-pulje (SOP). SOP kan nedbrydes af bakterier, hvorved der frigives fosfat til porevandet (SIP). Fosfatet kan enten blive transporteret op i vandet, eller blive bundet til oxideret jern (FESP). Mængden af oxideret jern i sedimentet bestemmes i modellen af nitrat nedtrængningen



(KDOX). Hvis KDOX mindskes, frigives der fosfat fra puljen af FESP; hvis KDOX øges, optages der fosfat fra porevandet til FESP-puljen.

### 3.3 Planter på bunden

Alle økosystemmodellerne omfatter en beskrivelse af planter på havbunden. Planterne er opdelt i 3 hovedgrupper: mikroalger, makroalger og blomsterplanter. Makroalgerne er i modellerne beskrevet som 2 separate grupper: etårige makroalger og flerårige makroalger. Blomsterplante-beskrivelsen bygger på viden om ålegræs (*Zostera marina*).

Som for fytoplanktons primærproduktion er bundplanternes produktion bestemt af vandtemperaturen og tilgængeligheden af næringsstoffer og lys, men relationen til de bestemmende faktorer varierer mellem de beskrevne grupper.

En af forskellene mellem de modellerede plantegrupper ligger i næringsstofoptagelse. Fx optager makroalgerne kun næringsstoffer fra vandet, mens ålegræs også kan udnytte næringsstoffer i sedimentets porevand, fordi de modsat de andre plantegrupper har rodstængler og rødder, der trænger adskillige centimeter ned i sedimentet. Det betyder, at rodfæstede planter som ålegræs kan vokse, selv om der er lave næringsstofkoncentrationer i vandet. Også de bundlevende mikroalger har 2 næringsstofkilder, da de vokser som et tæppe på sedimentet eller i de øverste millimeter og har adgang til næringsstoffer fra vandet over sedimentet ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  &  $\text{NH}_4^+$ ) og til næringsstoffer, som siver op med porevandet fra det underliggende sediment (dvs. fluksen ( $\text{g/m}^2/\text{d}$ ) af  $\text{NH}_4^+$  og  $\text{PO}_4^{3-}$ ).

Ligesom for fytoplankton er de interne puljer af kvælstof og fosfor i makroalgerne, ålegræs samt mikroalger beskrevet eksplicit og er styrende for væksten. De interne C:N:P forhold kan variere over tid og sted, som følge af de enkelte planters evne til at optage næringsalte fra vandet og evt. sedimentet.

Afhængigheden af lysforholdene varierer også mellem plantegrupperne, og modelbeskrivelsen definerer individuelle lysafhængighedsrelationer for hver af de modellerede grupper.

Ud over de faktorer, der er nævnt ovenfor, afhænger væksten af bundplanterne indirekte af iltkoncentrationen og nedtrængningen af  $\text{NO}_3^-$  i sedimentet, da disse parametre er med til at bestemme tilgængeligheden af næringsstoffer. Derudover har lave iltkoncentrationer i vandet og i sedimentets porevand også en direkte negativ effekt på bundplanternes vækst i modellerne. Specielt for ålegræs (rodfæstede planter) nedsættes væksten, hvis den nedre grænse for den oxiderede zone og dermed sulfid-fronten nærmer sig sedimentoverfladen.

Substratet, dvs. havbundens beskaffenhed, er også en vigtig bestemmende faktor for bundplanterne. I modelbeskrivelsen er det en forudsætning for, at bundplanterne overhovedet kan gro i et område, at havbunden svarer til planternes krav:

**Mikroalger:** Mikroalgerne, der kan være en vigtig primærproducent i lavvandede systemer, gror på mange typer bund fra den meget finkornede mudderbund til mere sandede områder.

**Flerårige makroalger:** De flerårige makroalger kræver fast substrat, som de kan hæfte sig til, og som ikke flyttes af strøm og bølger. Et fast substrat kan være sten i forskellige størrelser eller muslingebanker.

**Etårige makroalger:** De etårige makroalger kræver ikke fast substrat og gror på mange typer af bund. I lighed med de flerårige makroalger kan de enårige ikke transporteres af modellens strøm og bølger.

**Ålegræs:** Ålegræs er rodfæstede planter, der lever på sandede og lettere organisk berigede sedimenter. Desto mere organisk beriget sedimentet er (dvs. lille massefylde) desto større risiko er der for at ålegræsset bliver revet op pga. af bølger og strøm. Planterne forankres simpelthen dårligere og rives dermed lettere op med stængler og

rødder under bølge- og strømpåvirkning. Denne afhængighed er udtrykt i modellerne ved at øge ålegræssets dødelighed relateret til sedimentets vægtfylde sammenholdt med påvirkningen fra bølger og strøm.

Ud over en øget risiko for at blive revet op betyder en lav vægtfylde normalt også, at sediment har et højt indhold af organisk materiale. I sedimenter med højt indhold af organisk materiale øges risikoen for, at der om sommeren forekommer svovlbrintedannelse i sedimentet. Svovlbrinte påvirker væksten af ålegræs ved at reducere væksten.

Bundplanternes tabsprocesser varierer mellem plantegrupperne, men omfatter generelt respiration, henfald, græsning og tab af plantedele. Det døde plantemateriale ender delvist i detritus puljen og delvist direkte i den organiske sedimentpulje, hvorefter det med tiden omsættes. Planterne bidrager dermed til de organiske og uorganiske puljer af næringsstoffer.

En vigtig del af selve modeludviklingen er samspillet (*feedback*) mellem miljøtilstand og ålegræs. I områder hvor ålegræs er til stede i tilstrækkelige mængder, kan ålegræs have en positiv virkning på den overordnede miljøtilstand. Denne positive virkning skyldes dels, at ålegræs konkurrerer med fytoplankton om næringsstofferne, så der, når der er meget ålegræs, er mindre næringsstoffer til rådighed for fytoplankton. Derudover dæmper ålegræsvegetationen re-suspension af sedimentet. Nedsættes re-suspensionen, forbedres vandets klarhed ( $K_d$ ), hvilket øger lysindfaldet til bunden med forbedrede vækstmuligheder for ålegræs og andre bundplanter. I modeludviklingen har der været fokus på disse processer, og den viden, som vi har i dag, er indarbejdet i alle de anvendte økosystemmodeller.

### 3.4 Opsummering af modeludviklingen ift. vandplaner

Med de beskrivelser og sammenhænge, som er kort beskrevet i ovenstående, inkluderer de mekanistiske modeller dynamiske beskrivelser af de vigtigste sammenhænge i økosystemer og herunder sammenhængen mellem vandfasen og det bentiske system:

- Modellerne beskriver de overordnede stofstrømme og -omsætning af organiske og uorganiske næringsstoffer. Både vandtemperaturen, lysindstrålingen, næringsstofftilførsel og vind/bølge-forholdene spiller afgørende roller for stofstrømmene/stofomsætningen. Ved at beskrive denne dynamik kan modellerne simulere dag-til-dag, måned-til-måned og år-til-år variationer i en række miljøvariable, herunder de variable (klorofyl og lysets nedtrængning ( $K_d$ )), der benyttes i Vandrammedirektiv sammenhæng til at vurdere miljøtilstanden og udviklingen i miljøtilstanden.
- En vigtig miljøfaktor, der påvirker pelagiske og bentiske dyr og planter, er iltkoncentrationen og især forekomst og varighed af eventuelle iltsvind. Udover at øge dødeligheden hos planter og dyr, så har iltsvind også store effekter på stofomsætningen og frigivelse af kvælstof og fosfor fra sediment til vandfasen, foruden forekomsten af sulfid. De mekanistiske modeller beskriver iltkoncentrationerne i alle vanddybder gennem hele året, og inkluderer effekter af iltsvind på både ålegræs og filtrerende bunddyr.
- Med indarbejdelsen af sedimentpuljer af N og P i modellen beskrives både ophobning af kvælstof og fosfor (efterår/vinteren og tidlige forår) og frigivelse af N og P over sommeren, når vandet er varmt og i forbindelse med iltsvind. Modellerne beskriver dermed de vigtigste processer i den interne belastning.
- Tilstedeværelse af ålegræs har en positiv effekt på vandmiljøet. Ålegræsset konkurrerer med andre planter, fx fytoplankton og etårige makroalger, om næringsstofferne. Modsat fytoplankton er ålegræssets omsætning af næringsstofferne langsom, og de giver dermed en større stabilitet i økosystemet



uden store fytoplanktonopblomstringer. Derudover er frigivelsen af næringssalte fra sedimentet mindre i ålegræsbede end på den bare havbund. En yderligere positiv effekt af ålegræs er, at det holder på sedimentet, og at der dermed ikke re-suspenderes de samme mængder organisk og uorganisk materiale. Dermed forbedres lysforholdene. Alle de ovennævnte faktorer er inkluderet i modellerne, og de modellerede effekter af øget ålegræsudbredelse er eksempelvis nedsat klorofylkoncentrationer og bedre lysforhold (mindre  $K_d$ ).

- Modellens beskrivelse af ålegræs inkluderer presfaktorer identificeret gennem forskningsprojektet *Reelgrass*<sup>a</sup>: Disse presfaktorer er i) sandorms begravning af ålegræsfrø, ii) effekt fra drift af fastsiddende flerårige makroalger, der potentielt beskadiger ålegræssets spirer og iii) effekt fra drift af løst-liggende etårige makroalger og tilhørende forøgelse af re-suspension. I områder med tilstrækkeligt lys anses de beskrevne presfaktorer som hovedårsagen til, at ålegræs ikke evner at genetablere sig efter et henfald af en ålegræsvegetation. Modellen indeholder beskrivelser af de nævnte presfaktorer, hvilket medfører, at den i nogle områder forudsiger, at ålegræsvegetationen ikke genetableres i et omfang som registreret i tidligere tider. Skal der ske en genetablering i disse områder, skal nogle af de beskrevne stressfaktorer begrænses.

---

<sup>a</sup> Finansieret af Det Strategiske Forskningsråd (DSF)

## 4 Modelopsætning og -kørsel

For at kunne anvende de mekanistiske modeller er der behov for en række data, der bruges som input- og drivdata til modellerne. Data omfatter både måledata og data, der er beregnet med andre mekanistiske modeller med større arealudstrækning. I det følgende gennemgås de vigtigste data, der er benyttet.

De 5 mekanistiske modeller (1 regional og 3 lokale økosystemmodeller og 1 regional hydrodynamisk model), som DHI har udviklet under dette projekt, er overordnet set ens (enkelte strukturelle forskelle i modelbeskrivelsen er beskrevet i kapitel 3), mens der er visse forskelle mht. de data, som benyttes til at drive de forskellige modeller.

### 4.1 Nutidstilførsel af ferskvand og næringsstoffer

En vigtig forudsætning for at anvende de marine modelværktøjer til at analysere miljøtilstanden er, at de bygger på den bedst mulige opgørelser af kvælstof- og fosfortilførslen. Data om næringsstofftilførslen under nutidsforholdene (2002-2011) er derfor indsamlet fra forskellige kilder, se Tabel 1.

Tabel 1 Leverandører af data til opgørelse af næringsstofftilførslen under dagens forhold (2002-2011). Data for dansk nutidstilførsel er også anvendt i den statistiske modellering. De øvrige tilførselsdata indgår kun i den mekanistiske modellering.

Tilførsel	Kilde
Dansk nutidstilførsel	NST; som har rekvireret data fra Aarhus Universitet /5/
Østersø nutidstilførsel	HELCOM rapporter og SMHI modeldata /12/
Atmosfære nutidstilførsel	Aarhus Universitet /6/, /7/

#### 4.1.1 Dansk nutidstilførsel

Data for udledninger fra dansk opland til marine recipienter er leveret af Naturstyrelsen via DCE/Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, som har udarbejdet opgørelserne. Data er en del af den nationale opgørelse, som udarbejdes hvert år, se /5/. En vigtig forskel mellem de tidligere nationale opgørelser og de data, som er blevet leveret som input til de mekanistiske modeller, er opløsningen i tid. Mens de nationale opgørelser er beregnet på årsniveau, er data til de mekanistiske modeller leveret som døgnværdier. Det gælder både ferskvands- og næringsstofftilførslen.

Data er leveret som tilførsel pr. 4. ordens farvandsområde for perioden 1990 til 2011. Til de mekanistiske modeller er der anvendt data for perioden 2002 til 2011, og tilførslerne er distribueret på kildepunkter, så det er muligt at opgøre den samlede næringstilførsel pr. vandområde. I den regionale model for indre danske farvande er der i alt defineret 430 kildepunkter, hvoraf de 340 er danske kilder.

Data er leveret som total kvælstof (TN) og total fosfor (TP). Til den mekanistiske modellering, som kræver en mere detaljeret beskrivelse af tilførslen, er data efterbehandlet med henblik på at opgøre de forskellige puljer (organiske og uorganisk næringsstoffer). Efterbehandlingen er beskrevet nedenfor.

##### 4.1.1.1 Fordeling af ferskvand i modellen

I udgangspunktet er der i regionalmodellerne og Limfjordsmodellen defineret ét kildepunkt for hvert 4. ordens farvandsområde. I enkelte områder, hvor der er flere større å-udløb til et

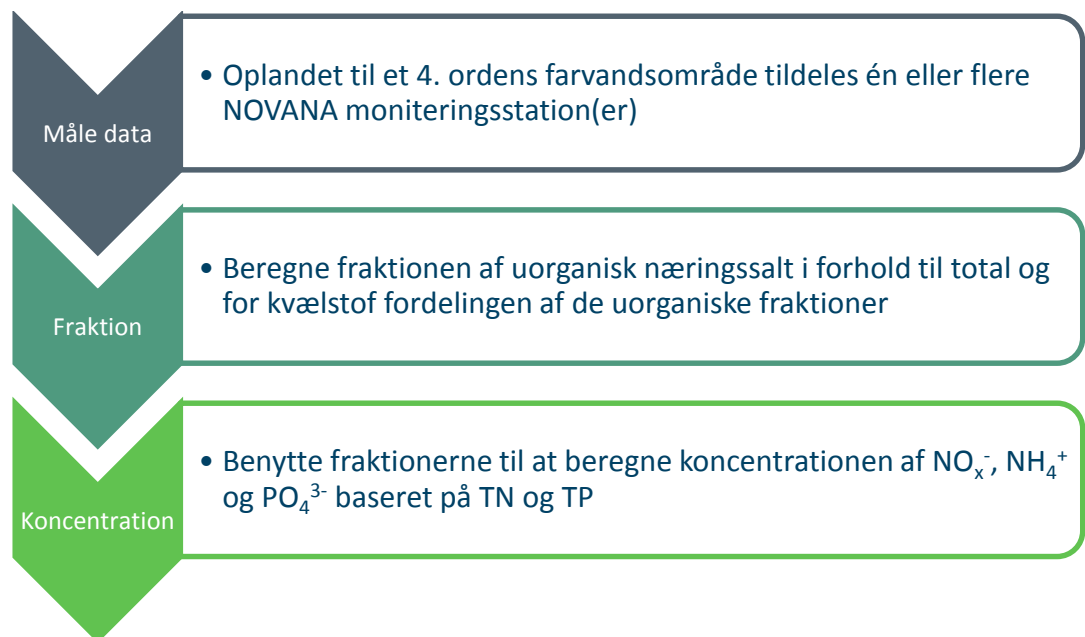
område, er 4. ordenstilførslen fordelt mellem 2-4 å-udløb baseret på en vurdering af oplandsstørrelser. Ved den endelige databehandling er kilderne refereret til det vandområde, som kildepunktet/punkterne ligger i.

I lokalmodellerne for Odense Fjord og Roskilde Fjord er opdelingen endnu finere, da opløsningen i disse modeller tillader yderligere differentiering af kilderne.

#### 4.1.1.2 Fordeling af total kvælstof og total fosfor i modellen

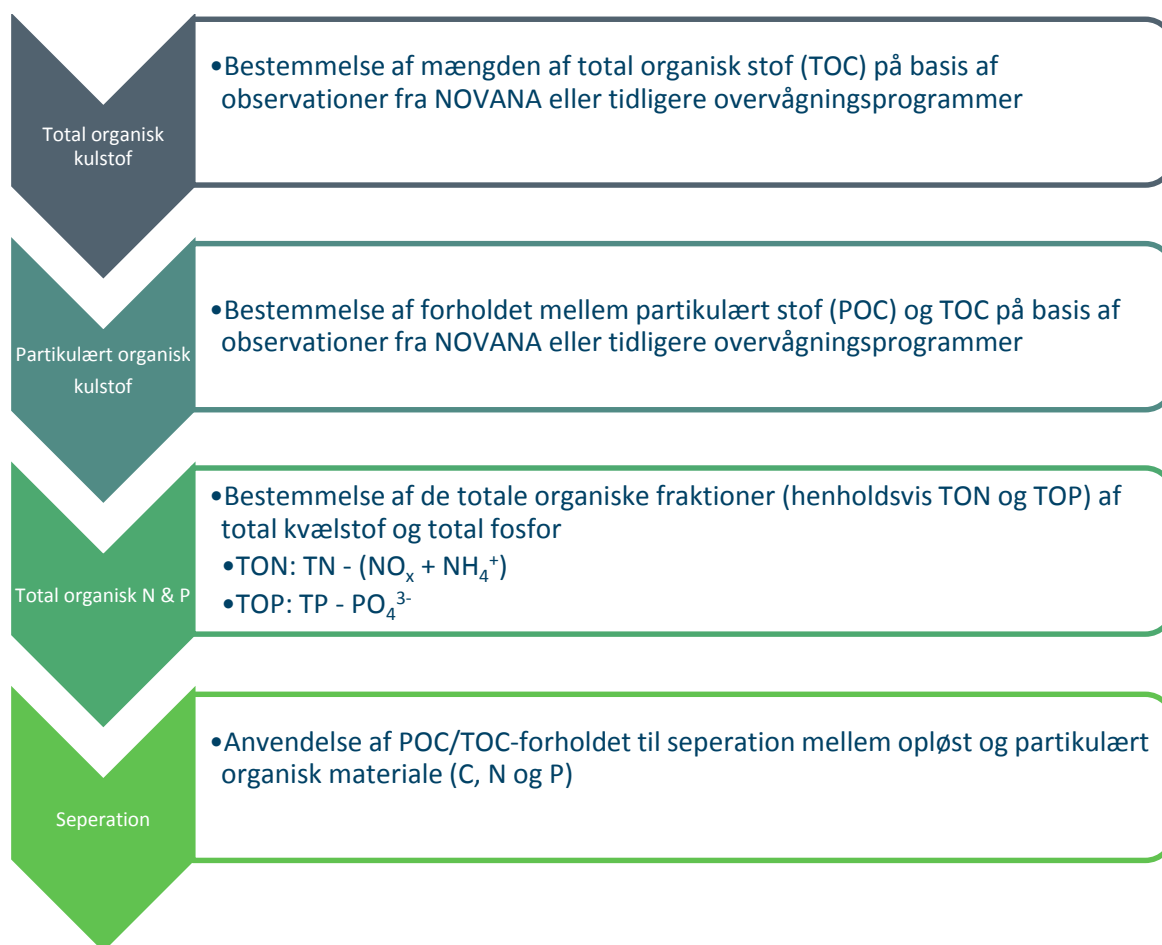
Da de mekanistiske modeller beskriver omsætningen af N- og P-fractionerne, er det nødvendigt at opsplitte de leverede TN og TP tilførselsdata på flere fraktioner: de uorganiske kvælstoffraktioner (henholdsvis nitrat+nitrit ( $\text{NO}_x$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )) og partikulært og opløst organisk kvælstof, samt tilsvarende for fosfor i fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) og partikulært og opløst organisk fosfor. For at konvertere fra de nationale opgørelser af total kvælstof og total fosfor til disse fraktioner er der sket en systematisk oparbejdning af data.

For hvert 4. ordens farvandsområde er der identificeret én eller flere monitoringsstationer med vandkemidata i selve oplandet eller i et naboområde (for u-målte oplande). Alle data er til rådighed gennem Miljøportalen. Monitoringsdata fra de udvalgte stationer er benyttet til at beregne gennemsnitlige månedlige andele af  $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_4^+$  i forhold til TN og  $\text{PO}_4^{3-}$  i forhold til TP. Herefter er disse andele benyttet til at opsplitte TN henholdsvis TP i en uorganiske og en organisk fraktion, og til at opsplitte den uorganisk N i  $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_4^+$ , se Figur 4.



Figur 4 Arbejdsgang for metoden til at bestemme de uorganiske og organiske fraktioner af total kvælstof henholdsvis total fosfor i den landbaserede afstrømning.

Efterfølgende er de organiske fraktioner opsplittet i opløst organisk stof og partikulært organisk stof. Metoden til fraktionering af det organiske stof er vist på Figur 5. De respektive data, der indgår i beregningerne af eksempelvis total organisk stof (TOC) og partikulært organisk stof (POC), er til rådighed gennem Miljøportalen. Data stammer fra NOVANA programmet og tidligere overvågningsprogrammer. Mængden af data, der er kan benyttes i disse beregninger er dog begrænset (der findes kun få monitoringsstationer med relevante målinger), hvorfor data fra litteraturen også er inddraget i et vist omfang.



Figur 5 Arbejdsgang for beregning af fraktionerne af organisk stof

#### 4.1.2 Ikke-dansk nutidstilførsel til Østersøen

Tilførselsdata til Østersøen fra landende omkring Østersøen (inklusive Norge) er opgjort på basis af en kombination af data om ferskvandstilførslen fra SMHI<sup>a</sup> og næringsstofftilførsler opgjort af HELCOM, se /12/. Fordeling på de enkelte fraktioner af TN og TP er foretaget iht. /4/.

#### 4.1.3 Atmosfærisk nutidsdeposition

Data for den atmosfæriske kvælstofdeposition i perioden 2002-2011 er leveret af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience. Depositionsdata er modeldata og stammer fra de årlige opgørelser, som Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, leverer til NOVANA-rapportering, se /6/ og /7/.

Atmosfærisk deposition af fosfor er generelt lille og er ikke medtaget i modelafviklingen.

## 4.2 Andre input- og drivdata

I det følgende beskrives kort de øvrige data, ud over næringsstofftilførsel, der indgår i og driver modellerne og de forskelle, der er mellem de 5 modeller.

<sup>a</sup> Ferskvandstilførsel til Østersøen (ikke danske kilder) er baseret på beregninger foretaget af SMHI med deres HBV model. Disse data indgår også i HELCOMs beregnede ferskvandstilløbninger til Østersøen, hvorfor der er sammenhæng til HELCOMs rapportering af ferskvandstilløbninger.

#### 4.2.1 Dybdeforhold

2-dimensionale kort med de aktuelle dybdeforhold i alle modelområderne er produceret på basis af data fra Kystdirektoratet eller tilsvarende udenlandske institutioner i områder, hvor Kystdirektoratet ikke dækker.

#### 4.2.2 Meteorologiske data

Vigtige meteorologiske data er i denne sammenhæng lufttemperatur, vindhastighed og – retning, nedbør og solindstråling. Data til de to regionale modeller er leveret af DHI Vandudsigten/StormGeo (vejrmodeller). Til lokalmodellerne er der anvendt lokale DMI data (målte data). De anvendte meteorologiske data dækker perioden 2002-2011.

#### 4.2.3 Randværdier

Beskrivelsen af forholdene ved modellernes rande mod eksterne vandområder omfatter vandtransport/strøm, salinitet og vandtemperatur samt indhold af stoffer i vandet (næringsstof, fytoplankton, zooplankton, m.v.). Data til beskrivelse af vandrandene for regionalmodellerne stammer fra NOVANA programmet (målte data) og DHI Vandudsigten (modellerede data). Data dækker den modellerede periode 2002-2011. Alle anvendte målte data er hentet i Miljøportalen. For lokalmodellerne er randværdierne defineret på basis af data fra NOVANA programmet.

#### 4.2.4 Sedimentpuljer

Data for sedimentpuljer på en lang række monitoringsstationer er indsamlet gennem Miljøportalen (data stammer fra NOVANA-programmet og tidligere monitoringsprogrammer). Disse data er efterfølgende oparbejdet og korreleret til dybder og bundforhold for derigennem at udarbejde 2-dimensionale sedimentkort over puljerne af organisk kulstof, organisk kvælstof, organisk fosfor og jernbunden fosfor. Kortene er efterfølgende inkluderet i modellerne, og data udgør udgangspunktet for den interne belastning.

#### 4.2.5 Modelkørsel (modelafvikling)

Når alle data er oparbejdet, så de kan indgå i modellerne, kan modelleringen påbegynde. Selve modelleringen består af løsning af en række differentialeligninger. Dette sker i hver beregningscelle i modellen og til hvert tidsskridt. Disse differentialeligninger benyttes til at beskrive i) fysiske forhold som strøm, salinitet og vandtemperatur, ii) vandtransport, og iii) biologiske processer som primærproduktion, iltforbrug, optag af næringsstoffer mm.

Modellerne initialiseres med 3-dimensionale felter, der er baseret på NOVANA-målinger i december til januar forud for det første år i den modellerede periode. Selve modelleringperioden er 2002-2011, og modelkørslen dækker dermed 10 år, hvoraf de sidste 5 år er en del af den vandplansperiode, som benyttes til evaluering af tilstand. De første 5 år anses derfor for at være 'opvarmning' af modellen (både for tilstandsvurdering og ifm. scenarier), og kun data for perioden 2007-2011 er anvendt ved bestemmelsen af indsatsbehov og målbelastning.

## 5 Validering

### 5.1 Hvordan er modellerne valideret?

Ud over at NOVANA data er benyttet til at genere randværdier, startværdier og sedimentpuljer, er data fra NOVANA målestationer anvendt til kalibrering og validering af modellerne. Måledata indgår dermed ikke direkte i de mekanistiske modeller men har været styrende for udviklingen af modellerne gennem løbende vurdering af modellernes beregnede miljøtilstand sammenholdt med den målte miljøtilstand, da det er centralt, at modelresultaterne er i overensstemmelse med NOVANA monitoringen.

Overordnet omfatter valideringen 2 elementer: a) en ekspertgennemgang af resultaterne for tjek af overordnede mønstre (fx sæsonvariationer) og b) en numerisk sammenligning med overvågningsdata. Ekspertgennemgangen bygger primært på den eksisterende viden om de hydrografiske, kemiske og biologiske forhold i de marine vandområder, da der generelt ikke findes data med samme geografiske dækning som modelresultaterne. Den numeriske validering er baseret på NOVANA data fra 2002-2011 (dvs. den periode som modelleres). Alle benyttede NOVANA-data er tilgængelige gennem Miljøportalen.

Ekspertvurderingen er et vigtigt element i valideringen af enhver model (statisk eller mekanistisk). Gode numeriske overensstemmelser kan dække over misforhold, og mindre gode overensstemmelser over acceptabel modellering givet de lokale omstændigheder.

Vandplanmodelværktøjerne beskriver økologiske systemer, der omfatter komplekse biologiske systemer med mange fysiske-kemiske-biologiske komponenter og relationer. De mekanistiske modeller giver en kompleks – men stadig forsimplet – beskrivelse af de mange dynamiske sammenhænge. I valideringerne indgår derfor også den eksisterende viden om de lokale økosystemer og om økologien i almindelighed, komplementeret med viden om monitoringsdata og viden om modellerne. Vigtige emner, der er inddraget i valideringerne, er lokalitetens fysiske forhold, forskelle i skala/opløsning i tid og rum mellem målte data og modeldata, forekomst af ekstreme hændelser som ikke udtrykkes i en gennemsnitsbeskrivelse, mulige systemskifter, mv.

Som beskrevet tidligere, se afsnit 3, beskriver modellerne tilstanden af mere end 50 komponenter og kan dermed benyttes til at beskrive udviklingen i en række forskellige miljøparametre, men den nuværende modeludvikling fokuserer udelukkende på de EU interkalibrerede kvalitetselementer fytoplankton og bundvegetation /16/. Derfor er valideringen koncentreret om evnen til at beskrive udvalgte parametre, som er af særlig betydning for disse 2 kvalitetselementer og de indikatorer, der anvendes ved den senere analyse af indsatsbehov og målbelastning: fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ , se /1/ for en nærmere forklaring.

Alle de mekanistiske modeller indeholder en delmodel, der beskriver de fysiske elementer som havstrømme, vandstand, salinitet og vandtemperaturer. For den fysiske del af modellerne er valideringen fokuseret på salinitet og vandtemperatur foruden vandstand og overordnede vandstrømme.

Med hensyn til økosystemmodellerne er der i denne rapport lagt vægt på valideringen af de centrale kemiske støtteparametre og af de anvendte indikatorer for kvalitetselementerne fytoplankton og bundvegetation:

Kemiske støtteparametre	<i>Næringsstoffraktionerne:</i>
	Total kvælstof (TN) og uorganisk kvælstof (DIN = $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ )
	Total fosfor (TP) og uorganisk fosfor = fosfat (DIP)

Biologiske kvalitetselementer Fytoplankton: *Klorofyl* i vandet  
 Bundvegetation: *Ålegræssets dybdegrænse udtrykt ved  $K_d$*

For hver parameter omfatter valideringen tjek af:

- Rumlige mønstre (fx ålegræsudbredelse)
- Gradienter gennem farvande og vandområder
- Sæsonvariationer
- År-til-år variationer

I forbindelse med den numeriske sammenligning af måledata og modeldata er der, udover visuel sammenligning på grundlag af tidsserieplots, anvendt 3 statistiske mål, som hyppigst anvendes til vurdering af mekanistiske økosystem-modeller og som på forskellig måde udtrykker overensstemmelsen mellem målte data og modelresultatet:

$R^2$	Udtrykker hvor god sammenhæng, der er mellem måledata og tilsvarende modelresultat. $R^2$ bestemmes ved simpel lineær regression.
BIAS	Udtrykker den absolutte gennemsnitlige forskel mellem måledata og tilsvarende modelresultater og dermed om forskellene er systematiske, fx om modellen generelt giver højere eller lavere værdier.
RMSE	Udtrykker den samlede forskel mellem måledata og tilsvarende modelresultater, eller med andre ord, hvor nøjagtige modellens resultater er.

Ved valideringen vurderes lokaliseringen af målestationen, da den har stor betydning for, hvor stor lighed man kan forvente at opnå mellem målte og modellerede værdier. Fx vil lokalisering i et område med store gradienter, fx i saltholdigheder og i vanddybder, betyde at man ikke kan forvente samme overensstemmelse som i homogene områder.

Det har også stor betydning, hvor mange stationer, der er til rådighed for valideringen. Valideringen af de regionale modeller (Indre danske farvande og Nordsøen) dækker et meget større geografisk område og dermed også mange flere målestationer end fjordmodellerne. Modsat betyder den større dækning at modellen dækker over et større spektrum af økosystemer.

Med hensyn til vandkvalitet anvendes både NOVANA-stationer beliggende i Vandrammevandområderne og i de åbne vandområder (MSFD-områder) til valideringen af disse modeller.

Ved sammenligninger mellem måle- og modeldata er det også nødvendigt at tage hensyn til forskelligheden i data – måledata udtrykker forholdene på et givent begrænset tidspunkt og sted, mens modellerne giver gennemsnitsværdier for større områder, fx inden for et område på 1-3 km<sup>2</sup>. Dertil kommer, at både måledata og modeldata er behæftet med usikkerheder.

## 5.2 Validering af de enkelte modeller

Validering af det fysiske grundlag for de enkelte modeller beskrives ikke nærmere i denne rapport, men valideringen har taget udgangspunkt i:

- Evaluering af de overordnede strømmønstre og vandtransporter beregnet med modellen. Denne evaluering er baseret på sammenligninger med litteraturen.
- Evaluering af modellernes beregninger af salt- og temperaturgradienter gennem de modellerede vandområder. Denne evaluering er baseret på sammenligninger med NOVANA målinger.



- Sammenligning af modelresultater med målte (NOVANA-data) tidsserier

De fysiske parametre som er evalueret dækker:

- Vandstand
- Salinitet
- Vandtemperatur

Til den endelige evaluering er der opsat valideringskriterier for salinitet og vandtemperaturer, og disse kriterier er: *Under kalibreringen af modellerne bestræbes på at opnå statistiske mål svarende til  $BIAS \leq 1\text{psu}/1^\circ\text{C}$  og  $RMSE \leq 2\text{psu}/2^\circ\text{C}$  for mindst 80% af alle overflade- og bundmålinger i de åbne farvande og  $BIAS \leq 2\text{psu}/2^\circ\text{C}$  og  $RMSE \leq 4\text{psu}/4^\circ\text{C}$  i kystnære stationer og lokal modeller.*

I det følgende beskrives kort valideringen af de enkelte økosystemmodeller.

### 5.2.1 Indre danske farvande

Modellen for de indre danske farvande (IDF) dækker hele Østersøen indtil Skagerrak, og inkluderer danske vandområder i Kattegat, Bælthavet, og den vestlige Østersø inklusiv Bornholm.

IDF modellen inkluderer tilførslen til hele Østersøen og kombinerer dermed effekter af tilførsler fra vores nabolande og den danske tilførsel, og modellen benyttes til at adressere reduktioner til hele Østersø-området.

Pga. IDF modellens store geografiske dækning beskriver modellen mange vandområder med store forskelle i deres karakteristika, idet modellen inkluderer både kystvande, åbentvandsområder og fjordområder. I modelområdet er der store gradienter i både salt og næringsstoffer; i den store skala fra det sydlige Bælthav til den nordlige del af Kattegat og i den mindre skala fra åbent vand til kyster og fjorde. Gradienten gennem danske farvande skyldes især, at de indre danske farvande er beliggende på overgangen mellem den lav-saline centrale og vestlige Østersø (8-10 psu) og den høj-saline Nordsø (ca. 34 psu). Østersøen er lav-salin pga. af en årlig ferskvandstilstrømning fra de omkringliggende floder på ca. 15.000 m<sup>3</sup>/s og en begrænset tilførsel af saltvand fra Skagerrak og Kattegat. Da nedbøren og fordampningen over Østersøen er omtrent lige store, er der en tilsvarende årlig netto udstrømning gennem de danske stræder på ca. 15.000 m<sup>3</sup>/s. Dette er naturligvis vigtigt, da udstrømninger indeholder kvælstof- og fosfor-næringsstoffer som stammer fra tilførsler til den centrale del af Østersøen og frigivelse fra næringsstoffer fra Østersøens iltfrie sedimenter. Dermed påvirker udstrømningen i stor grad tilstanden i de åbne dele af de indre danske farvande og, i mindre grad, fjordene.

Der er anvendt i alt 12 NOVANA målestationer til validering af vandkvaliteten, ligeligt fordelt mellem kystnære stationer og åbent-vands-stationer. Vurdering af modellens ålegræs-simulering er baseret på data fra de transekter, som indgår i NOVANA programmet.

#### Næringssalte

En af de væsentlige styrende faktorer for primærproduktionen og dermed grundlaget for fytoplankton-biomassen, er tilførslen af N- og P-næringsstoffer. Tilførslen af næringsstoffer varierer gennem året og det samme gør forbruget. Det giver en årstidsvariation i koncentrationen af N- og P-næringsstoffer, og i perioder kan koncentrationen af enten N- eller P-næringsstofferne været begrænsende for produktionen.

I IDF modellen modelleres de kemiske støtteparametre TN og TP med stor nøjagtighed, dvs. med en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på ~15% hhv. ~20%. Opløst uorganisk kvælstof (DIN) modelleres også med en BIAS-afvigelse på ~15%, mens afvigelsen på fosfat (DIP) er større



(~35%). Især mht. fosfor er der en stærk korrelation mellem iltkoncentrationer i bundvandet og frigivelsen af fosfor fra sedimentet. Denne korrelation er beskrevet i modellen, men størrelsen af frigivelser og timing af frigivelsen afviger i nogle tilfælde. Iltkoncentrationerne i bundvandet er beskrevet med en BIAS-afvigelse på <0,5 mg/l og med en høj forklaringsgrad ( $R^2=0.83$ ), hvorfor modellen kan beskrive de rette iltforhold ved bunden.

### Klorofyl

Sæsonvariationen i biomassen af fytoplankton (angivet som klorofylkoncentration) i de indre danske farvande følger et velkendt mønster for nordlige tempererede farvande med en forårsblomst af kiselalger i februar/marts (typisk 10-20 µg klorofyl/l) efterfulgt i resten af året af en blanding af kiselalger, dinoflagellater- og andre nanoflagellater med relativ lav biomasse (<3-5 µg klorofyl/l).

Valideringen af modellens evne til at simulere klorofylbiomassen i de forskellige havområder viser, at modellen giver det forventede fordelingsmønster, og at der er overensstemmelse mellem modellerede og målte værdier. Set over hele den modellerede periode (2002-2011) afviger den modellerede koncentration af klorofyl i gennemsnit med 0,7 µg/l i forhold til målte klorofylkoncentrationer, svarende til en BIAS-afvigelse på under 30%, og modellen kan forklare 36% af variationen i målingerne gennem perioden ( $R^2=0,36$ ). Afvigelse skyldes især forskelle imellem den modellerede og målte forårsopblomstring (timing og præcise niveauer) samt forskelle i koncentrationer af især langsomt voksende dinoflagellater i efterår/vinter. Ingen af disse hændelser indgår normalt i beregningen af kvalitetselementindikatoren, da forårs- og efterårsopblomstringer ligger uden for "sommerperioden". Validering af modellens klorofylkoncentration i perioden, der indgår i klorofyl-indikatoren, viser, at modellen her beskriver målingerne meget tilfredsstillende med en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på 0,3 µg/l og en høj forklaringsgrad ( $R^2=0.71$ ).

### Ålegræs

En vigtig del af den nyudviklede model for de indre danske farvande er, at bundvegetation (og herunder ålegræs) indgår som dynamiske elementer. Dette er nyt for modellering af store farvandsområder. Inkludering af ålegræs (og anden bundvegetation) omfatter vækst og udbredelse af ålegræsset, og beskrivelsen omfatter de vigtigste feedback mekanismer (iflg. erfaringer indhentet fra andre FoU projekter), som påvirker økosystemet.

Modelleringen af ålegræs i de mekanistiske modeller giver en udfordring i forhold til valideringsdata fra NOVANA programmet. Modellerne simulerer biomasser af de biologiske elementer, og dermed også biomassen af ålegræs, men biomasse er ikke en parameter, der overvåges som en del af NOVANA programmet. I NOVANA sammenhæng benyttes udelukkende dækningsgrad og dybdegrænse. Det har derfor været målet at finde en metode til kvantitativ sammenligning af dækningsgrader fra NOVANA programmet og modellens beregnede biomasser. Der er udviklet en metode for fjordene, men med de større beregningsceller i IDF modellen, samt en måledatadækning som er begrænset set ift. modellens store domæne, har det ikke været muligt at validere IDF modellens ålegræsbiomasse systematisk.

Validering af modellernes beskrivelse af ålegræs er i stedet for gennemført ved en kvalitativ vurdering af udbredelsesmønstre samt en kvantitativ validering i områder, hvor der vokser ålegræs. Den kvalitative validering er baseret på modellens og NOVANA informationer, om der er fundet ålegræs eller ej på det enkelte transekt. Denne kvalitative validering viser, at modellen gengiver den fordeling af ålegræs, som er observeret i NOVANA programmet, dvs. at der er ålegræs i de områder, hvor det kan forventes, og ingen ålegræs, hvor observationerne ikke har konstateret ålegræs.

Den kvalitative modelvalidering er således sket ved at sammenligne dækningsgrader fra overvågningsprogrammet med modellerede biomasser. Rapporteringen baseret på overvågningsprogrammet /3/ viser, at der er observeret et tydeligt fald i dækningsgrader, især på dybderne 2-4 m og 4-6 m på de åbne kyster og i yderfjordene fra 2006 til 2007. Dette fald genfindes i den modellerede biomasse i IDF modellen.

## Lys

Ud over sedimentets beskaffenhed og andre potentielle fysiske stressfaktorer, er tilgængeligheden af lys et af de grundlæggende forhold, der bestemmer ålegræssets *potentielle* dybdeudbredelse. Derfor indgår modelleringen af lys ligeledes som en vigtig valideringsparameter. I IDF modellen gengives  $K_d$  med en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på under 20%, og det vurderes dermed at modellen giver en tilfredsstillende simulering af lysforholdene.

## Opsamling

Modellen for de indre danske farvande er blevet valideret ift. kvalitetslementerne fytoplankton (udtrykt ved klorofyl), ålegræs (udbredelse) foruden de kemiske støtteparametre for næringsstoffer. Baseret på valideringen vurderes det, at modellen kan beskrive de vigtigste sammenhæng mellem næringsstoffer, klorofyl, lys og ålegræs og at der er god overensstemmelse mellem modelresultater og målinger.

Derfor er den samlede vurdering, at modellen kan benyttes til at analysere forskelle i kvalitetsparametrene udtrykt gennem eksempelvis næringsstofførelsscenarier i de vandområder der er dækket af modellen, dvs. vandområderne i Kattegat, Bælthavet og den vestlige Østersø inklusiv Bornholm.

## 5.2.2 Limfjorden

Limfjorden inkluderer tre vandområder, den central dele af Limfjorden (*Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak*), den sydlige del af Limfjorden (*Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt*) samt *Hjarbæk Fjord*, og modellen over Limfjorden dækker alle tre områder.

De tre områder er meget forskellige: Hjarbæk Fjord er en slusefjord, med en delvist kontrolleret vandudveksling med den sydlige del af Limfjorden, og er stærkt påvirket af den direkte ferskvandstilførsel fra oplandet. Vandområdet *Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt* påvirkes også af de direkte ferskvandstilførsler til området, og sammen med tilførslen til Hjarbæk Fjord udgør disse en stor del af de samlede tilførsler til Limfjorden. Derudover er vandområdet *Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt* kendetegnet ved lagdeling gennem en stor del af sommeren, som giver perioder med iltsvind eller kraftigt iltsvind mere eller mindre regelmæssigt gennem sommermånederne.

Vandområdet *Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak* påvirkes ligeledes af direkte tilførsler, men også i høj grad af vandudvekslingen med Nordsøen i vest og Kattegat i øst. Der er en netto vandstrømning fra vest mod øst på godt 300 m<sup>3</sup>/s, men de daglige vandudvekslinger kan være mere en 10-20 gange større. Pga. saltudvekslingen med de omkringliggende vandområder (Nordsøen og Kattegat) og ferskvandstilførslerne fra især *Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt* og Hjarbæk Fjord er der også områder i den centrale del af Limfjorden, hvor der observeres lagdeling og periodevis iltsvind om sommeren.

Der er i alt 12 NOVANA målestationer til validering af vandkvaliteten, fordelt på 1 i Hjarbæk Fjord, 3 i *Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt* og 8 i *Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak*. 3 af de indgående NOVANA stationer (Ulvedyb, Halkær og Thisted) indeholder dog kun få reelle data, hvorfor de ikke indgår i den overordnede validering. Vurdering af modellens ålegræs-simulering er baseret på data fra de godt 40 transekter som indgår i NOVANA programmet.

## Næringssalte

I modellen for Limfjorden modelleres de kemiske støtteparametre TN og TP med stor nøjagtighed, dvs. med en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på ~10% og en høj forklaringsgrad ( $R^2=0,57$ ). Modelleringen af DIN sker ligeledes med stor nøjagtighed, dvs. med en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på <20% og en forklaringsgrad på 72% ( $R^2=0,72$ ). DIP modelleres med mindre præcision og har en gennemsnitlig BIAS-afvigelse på 25% og noget

lavere forklaringsgrad ( $R^2=0,46$ ). Der er usikkerheder mht. opgørelsen af fosfortilførsel, og dette kan have betydning, især for DIP.

### Klorofyl

Sæsonvariationerne af klorofyl på NOVANA stationerne følger generelt det typiske mønster for nordlige tempererede farvande (dvs. der er en tydelig forårsblomst i februar/marts, på op til 10  $\mu\text{g/l}$ , efterfulgt af sommerkoncentrationer som typisk er under 5  $\mu\text{g/l}$ , men med store variationer i sommerniveauerne fra vandområde til vandområde. Således er sommerkoncentrationerne i *Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt* typisk mellem 20-40  $\mu\text{g/l}$ , mens den er op til 60  $\mu\text{g/l}$  i Hjarbæk Fjord, og dermed meget højere end de typiske 5  $\mu\text{g/l}$ . Dermed er der naturligvis store variationer og gradienter i klorofyl igennem hele Limfjorden. Disse mønstre i klorofyl er tydelige i både målinger og model.

Den generelle BIAS-afvigelse i de modellerede klorofylkoncentrationer ligger på 1,9  $\mu\text{g/l}$  svarende til en afvigelse på ~25%, til trods for store variationer i de målte koncentrationer. Samtidigt er forklaringsgraden stor ( $R^2=0,48$ ) og gradienten ud gennem de forskellige fjorde og bredninger beskrives i modellen med en lille BIAS-afvigelse på <20% og med en forklaringsgrad på 95% ( $R^2=0,95$ ). Dermed beskriver modellen for Limfjorden klorofylkoncentrationerne tilfredsstillende.

### Ålegræs

Ålegræs indgår i modellen for Limfjorden og dermed indgår en række feedback mekanismer, som påvirker økosystemet. Modellen for Limfjorden gengiver ålegræs i de områder, hvor ålegræs er observeret.

Den samlede modellerede biomasse for Limfjorden udvikler sig ikke væsentligt over perioden 2002-2011, ud over et fald i biomassen fra 2006 til 2007. Dette er i overensstemmelse med observationer af dækningsgrader i fjorden, se /3/. Modellens resultater er sammenlignet med observerede dækningsgrader (omsat til biomasser), og de modellerede biomasser kan forklare 35% af variationen ( $R^2=0,35$ ) i de estimerede biomasser, og med en general BIAS-afvigelse på omkring 20%. For en biologisk parameter med en kompleks sammenhæng til det omgivende miljø anses dette for en høj forklaringsgrad (*state-of-the-art*).

### Lys

Der er mange forhold der kan påvirke ålegræssets udbredelse. Én af de grundlæggende forhold, der er bestemmende for ålegræssets *potentielle* udbredelse er, at der er tilstrækkeligt med lys. Derfor er modelleringen af lys ligeledes en vigtig parameter. I modellen for Limfjorden gengives  $K_d$  med en BIAS-afvigelse på under 10% (vurderet ud fra de 7 stationer med målinger af  $K_d$ ), hvilket er tilfredsstillende.

### Opsamling

Modellen for Limfjorden er blevet valideret iht. kvalitetselementrene ålegræs og klorofyl foruden de kemiske støtteparametre, og samlet set gengiver modellen de enkelte parametre meget tilfredsstillende. Modellen kan beskrive de vigtigste sammenhæng til næringssalte, klorofyl, lys og ålegræs. Valideringen viser derfor, at modellen kan benyttes til at analysere kvalitetselementerne i de tre vandområder, som indgår i modellen, dvs. henholdsvis den central del af Limfjorden (*Nissum, Thisted, Kås, Løgstør, Nibe, Langerak*), den sydlige del af Limfjorden (*Lovns, Skive, Riisgårde, Bjørnholms Bugt*) og Hjarbæk Fjord.

## 5.2.3 Odense Fjord

Odense Fjord inkluderer to vandområder, *Odense Fjord, ydre del*, og *Odense Fjord, Seden Strand*, og modellen over Odense Fjord dækker begge områder. Seden Strand er karakteriseret ved en relativ stor andel af lavvandede områder, som er stærkt påvirket af Odense Å og Stavis Å. Yderfjorden omfatter både lavvandede flader og dybere områder, og denne del af fjorden er i højere grad påvirket af Kattegatvand. En sejlrrende med dybder

mellem 7,5 og 11 m løber gennem hele fjorden. Fra udløbet fra Odense Å til udløbet mod Kattegat er der en kraftig salt- og næringsstofgradient. Således er saltindholdet ved udløbet fra Odense Å mindre end 12 psu (forhøjet pga. Fynsværkets kølevand), mens det i middel er større end 20 psu ved munden til Kattegat. Ligeledes er kvælstofgradienten i fjorden stor. Ved målestationen i Seden Strand er middelkoncentrationen omkring 2 mg N/l, mens den er 75% lavere ved målestationen i yderfjorden.

Der er to NOVANA målestationer til validering af vandkvaliteten, én i yderfjorden og én i Seden Strand. Stationen i Seden Strand er meget lavvandet og stærkt påvirket af interaktion med sedimentet, herunder ofte forekommende re-suspensionshændelser og bentiske mikroalger, der ophvirvles og bidrager til klorofyl i vandet. Stationen i yderfjorden er mere repræsentativ for den overordnede vandkvalitet i fjorden. Vurdering af modellens ålegræs-simulering er baseret på data fra de 16 transekter, som indgår i NOVANA programmet.

### Næringssalte

Sæsonvariationerne af TN, TP, DIN og DIP i fjorden beskrives med en lille afvigelse i forhold til målingerne. Den gennemsnitlige BIAS-afvigelse på de fire næringssalte er under 10%. Den største BIAS-afvigelse (gennemsnit på 21%) findes for DIP, mens de resterende næringssalte modelleres meget præcist. Ligeledes er forklaringsgraden på de fire næringssalte høj ( $R^2 \sim 0,7$ ). De store næringssaltsgradienter ud gennem fjorden beskrives ligeledes med en høj forklaringsgrad ( $R^2 > 0,95$ ) og med en BIAS-afvigelse på mindre end 5% for årsmidler af TN og TP samt DIN-vintermiddel, hvorfor vi konkluderer at modellen beregner de respektive variationer tilfredsstillende. BIAS-afvigelsen for vintermiddel DIP gradienten er på 35%. Den lettere forhøjede afvigelse for DIP skyldes hovedsagligt dynamikken over efteråret/vinteren, hvor der optages uorganisk P i sedimentet. Dette er ikke fuldstændigt beskrevet i modellen, hvilket muligvis kan forklares med en manglende P tilførsel især i starten af efteråret (P-tilførslen er usikker). Dette forhold evalueres dog at være af mindre betydning, da vintermiddelkoncentrationen af P ikke har betydning for sommer-koncentrationerne af klorofyl i Odense Fjord. Det vurderes heller ikke at være betydende for ålegræsvæksten i fjorden, hvorfor forskellen i vintermiddel P ikke vurderes at være betydende for de to primære kvalitetsparametre.

### Klorofyl

Sæsonvariationerne af klorofyl i yderfjorden følger det typiske mønster med en tydelig forårsblomst i februar/marts efterfulgt af lave sommerkoncentrationer på under 5  $\mu\text{g/l}$ . Dette er tydeligt i både målinger og model. Sammenholdt med målingerne afviger modellen 0,4  $\mu\text{g/l}$  i middel for perioden 1. maj til 1. oktober, svarende til en forskel på mindre end 10% og en korrelationskoefficient ( $R^2$ ) på 0,53. Dette vurderes at være tilfredsstillende.

De målte koncentrationer af klorofyl i Seden Strand er en blanding af klorofyl fra fytoplankton og klorofyl fra re-suspenderede bentiske mikroalger. Modellen beregner fytoplanktonklorofyl og delvist re-suspenderet bundalger, men det vurderes, at modellen ikke giver en tilstrækkelig god overensstemmelse med målingerne og derfor ikke kan benyttes til at beskrive klorofyl i vandet i Seden Strand vandområdet.

### Ålegræs

Ålegræs indgår ligeledes i modellen for Odense Fjord og dermed vil de modellerede feedback-mekanismer påvirke vandkvaliteten og vice versa.

Modellen for Odense Fjord gengiver ålegræs i de områder, hvor ålegræs er observeret – dvs. i et mindre område af yderfjorden. Den samlede modellerede biomasse for Odense Fjord udvikler sig ikke væsentligt over perioden 2002-2011. Der er observeret et fald i dækningsgraden af ålegræs i de danske yder-fjorde fra 2006 til 2007 /3/, et fald som også genfindes i den samlede modellerede biomasse for fjorden.

### Lys

Der er mange forhold, der kan påvirke ålegræssets udbredelse. Én af de grundlæggende forhold er om der er tilstrækkeligt med lys. Derfor er modelleringen af lys en vigtig

parameter. I modellen for Odense Fjord gengives  $K_d$  med en afvigelse på under 20% ift. målt  $K_d$  i fjordens ydre del (station 17), hvilket er tilfredsstillende.

### Opsamling

Samlet underbygger valideringen, at modellen for Odense Fjord kan beskrive de vigtigste parametre (klorofyl, lys og ålegræs), og det vurderes, at modellen kan benyttes til at analysere kvalitetselementerne i yderfjorden.

## 5.2.4 Roskilde Fjord

Roskilde Fjord indeholder ligeledes to vandområder, *Roskilde Fjord*, *inderfjorden*, og *Roskilde Fjord*, *yderfjorden*, og modellen over Roskilde Fjord dækker begge områder. Inderfjorden er karakteriseret ved en relativ stor andel af lavvandede områder, mens yderfjorden omfatter både lavvandede flader og lidt dybere områder. En sejlrende med dybder mellem 5 m og 6 m løber gennem hele den centrale del af fjorden. De inderste dele af Roskilde Fjord er kendetegnet ved en relativ lang opholdstid og en stor afhængighed af de interne belastninger, dvs. med interaktionen med sedimentpuljerne af N og P.

Fra de inderste dele af fjorden til udløbet mod Isefjorden/Kattegat er der en salt- og næringsstofgradient. Således er saltindholdet ved i de inderste dele 10 psu mens det i middel er omkring 20 psu ved munden til Isefjorden/Kattegat. Ligeledes er kvælstofgradienten i fjorden stor. Fra de inderste målestationer til de yderste falder kvælstofkoncentrationerne med 50% fra omkring 1 mg/l. Endnu større er fosforkoncentrationsgradienten, hvor der observeres næsten 10 gange så høj koncentration af total-fosfor i de inderste dele som ved munden til Isefjorden/Kattegat.

Der er i alt 5 NOVANA målestationer til validering af vandkvaliteten, tre i yderfjorden og to i inderfjorden, men der er reelt kun hyppige (ugentlige) målinger på én station i inderfjorden og to i yderfjorden for hele perioden. Vurdering af modellens ålegræs-simulering er baseret på data fra de godt 40 transekter, som indgår i NOVANA programmet.

### Næringssalte

I forhold til de modellerede næringssalte i fjorden beskrives TN, TP, DIN og DIP med stor præcision, typisk med en afvigelse på <20%. Næringssaltdynamikken i fjorden er hovedsageligt styret af interaktionen med sedimenterne, og modellen formår at beskrive den interaktion. Ift. gradienten ud gennem fjorden beskriver modellen de målte gradienter for TN, TP og DIP med en BIAS-afvigelse på <30% og med stor forklaringsgrad,  $R^2 > 0,9$ , mens BIAS-afvigelsen af DIN er større (~60%). Forklaringsgraden af DIN er dog stadigvæk meget stor ( $R^2=0,91$ ).

### Klorofyl

Sæsonvariationerne af klorofyl i både inderfjorden og yderfjorden følger en typiske fordeling med en tydelig forårsblomst i februar/marts efterfulgt af sommer koncentrationer som typisk ligger omkring 10  $\mu\text{g/l}$ . Dette er tydeligt i både målinger og model. Sammenholdt med målingerne afviger modellen 0,1  $\mu\text{g/l}$  i middel for perioden 1. maj til 1. oktober, svarende til en absolut forskel på mindre end 10% og en korrelationskoefficient ( $R^2$ ) på 0,49. Dette er tilfredsstillende.

Som for næringsstoffer er der observeret klorofyl-gradienter i fjorden. Modellen beskriver gradienten med en BIAS-afvigelse på <10% og med en forklaringsgrad på over 80% ( $R^2=0,82$ ).

### Ålegræs

Ålegræs indgår i modellen for Roskilde Fjord og dermed indgår en række feedback mekanismer, som påvirker økosystemet. Modellen for Roskilde Fjord reproducerer ålegræs i de områder, hvor ålegræs er observeret – dvs. i den indre del og på de lavvandede områder i yderfjorden.



Den samlede modellerede biomasse for Roskilde Fjord udvikler sig positivt over den sidste del af modelperioden 2002-2011. I perioden mellem år 2006 og 2007 er der et tydeligt fald i biomassen i fjorden som helhed, hvilket svarer overens med observationer i fjorden /3/, og i perioden herefter modelleres en jævn øgning i biomassen.

### Lys

Der er mange forhold, der kan påvirke ålegræssets udbredelse. Én af de grundlæggende forhold er at der er tilstrækkeligt med lys. Derfor er modelleringen af lys en vigtig parameter. I modellen for Roskilde Fjord er der målt  $K_d$  på én station, og her gengives  $K_d$  med en BIAS-afvigelse på ~10%, hvilket er tilfredsstillende.

### Opsamling

Modellen for Roskilde Fjord kan beskrive de vigtigste parametre (næringsalte, klorofyl, lys og ålegræs), hvorfor det vurderes, at modellen kan benyttes til at analysere kvalitetselementerne i de to vandområder som indgår i modellen, *Roskilde Fjord*, *inderfjorden*, og *Roskilde Fjord, yderfjorden*.

## 5.2.5 Nordsøen

Nordsøen indeholder samlet set 7 vandområder, hvoraf 3 områder er åbne kystområder (Vesterhavskysten og Skagerrak) og 4 vandområder findes i Vadehavet. Modellen for Nordsøen indeholder alle 7 vandområder.

Omkring 95% af tilstrømningen til Nordsøen sker igennem den nordlige rand beliggende fra Skotland til Norge. Det indstrømmende vand har her en saltholdighed på ca. 35 PSU. Godt 4% af tilstrømningen sker gennem den engelske kanal. Her har vandet en saltholdighed på mellem 34-35 PSU. Den sidste procent kommer dels fra Østersøen gennem Skagerrak og dels fra ferskvandskilder.

Nordsøen er karakteriseret ved en strøm langs kysterne, som gennemsnitligt løber modsat uret langs den engelske kyst, og videre langs den hollandske og tyske kyst og til sidst langs den danske kyst, den Jyske Kyststrøm. Denne gennemsnitlige strøm har stor betydning for påvirkningen med næringsalte af de danske vandområder, da en stor del af udledninger fra de store tyske og hollandske floder dermed løber op langs den danske kyst. Dette giver store gradienter i retning ud fra kysten i koncentrationerne af næringsstoffer og af klorofyl.

### Status

Som en del af projektet er der udviklet en model for Nordsøen. Modellen er kalibreret og valideret med henblik på at beskrive vandtransport, vandstand, saltindhold og vandtemperatur tilfredsstillende, som nævnt i afsnit 5.2.

Derudover er der udviklet en økosystemmodel for Nordsøen. Med denne model har vi fokuseret på kalibreringen og modeludvikling i Vadehavet og den kystnære stoftransport op langs den Jyske Vestkyst. Derudover kommer en kalibrering af de mere åbne dele af Nordsøen. Modellen er altså udviklet og klargjort til at køre flere år, men DHI har vurderet at kvaliteten af modellen, især Vadehavet, ikke tillader en scenario-afvikling med henblik på udvikling af indsatsbehov iht. VRD.

### Opsamling

Nordsømodellen benyttes derfor alene til at beregne vandtransport og blanding af vandmasser fra forskellige kilder i Nordsøen. Resultaterne herfra benyttes efterfølgende til en meta-analyse, se afsnit 8.2.

## 5.3 Modelleringsusikkerheder

Vurdering af modelleres usikkerheder baseres på flere forhold. Ud over usikkerhed på modellerne, er der en usikkerhed på overvågningsdata, som dels kommer fra selve metodeusikkerheden og dels fra den usikkerhed, der ligger i, at data er øjeblikksbilleder i tid og giver målinger i et begrænset område (en begrænset andel af vandmassen). Denne usikkerhed kvantificeres ikke i denne rapport, som udelukkende ser på de usikkerheder, der relaterer sig til selve de mekanistiske modeller.

Enhver model er en forsimplet fremstilling af virkeligheden, og ingen model kan give en 100% afspejling af virkeligheden. De største afvigelser mellem modelleres forudsigelser og de reelle forhold relaterer sig ofte til 'timing'en', fx kan der være afvigelser på op til 2 uger for planktonalgernes opblomstring om foråret. De maksimale koncentrationer i modellen ligger imidlertid normalt på samme niveau som koncentrationerne målt i vandet. Det betyder, at når man integrerer over sæsoner og år, er afvigelserne mellem model og observationer generelt små.

Afvigelserne mellem de modellerede og observerede indikatorværdier er generelt små og afvigelserne af modelværdier ift. målte værdier ligger typisk under 20% af middelværdierne. Det gælder for næringssaltene og  $K_d$ , mens afvigelserne for klorofyl er lidt højere.

De estimerede modelafvigelser gælder for de udviklede modeller, dvs. for de næringsstofforførsler og meteorologiske forhold, der er gældende fra 2002 til 2011. Når modellerne anvendes til modelkørsler, hvor der ændres i modellernes input data, vil usikkerhedsestimaterne være af samme størrelsesorden, såfremt de nye scenarier minder om de validerede scenarier. Hvis scenarierne derimod afviger meget fra de nuværende forhold (fx scenarier med store reduktioner i næringsstofforførsler) kan det påvirke modelusikkerheden. Det er desværre ikke muligt at kvantificere sådanne scenariers modelusikkerheder, da der i sagens natur ikke findes data at holde modelresultaterne op imod, men generelt vil usikkerheden på modelresultaterne øges jo længere væk man kommer fra kalibreringsområdet.

Ved vurdering af resultater er det derudover også vigtigt at overveje fx opløsning i modellerne (dvs. om området er repræsenteret ved mange eller få beregningsceller), betydningen af ekstremhændelser (som ikke udtrykkes i en models gennemsnitsbeskrivelse), muligheden for ændringer i økosystemstruktur, muligheden for systemskifter, m.v. Alle disse faktorer vil kunne have en vis betydning for modelresultaterne, men det er ikke muligt at beskrive betydningen systematisk.

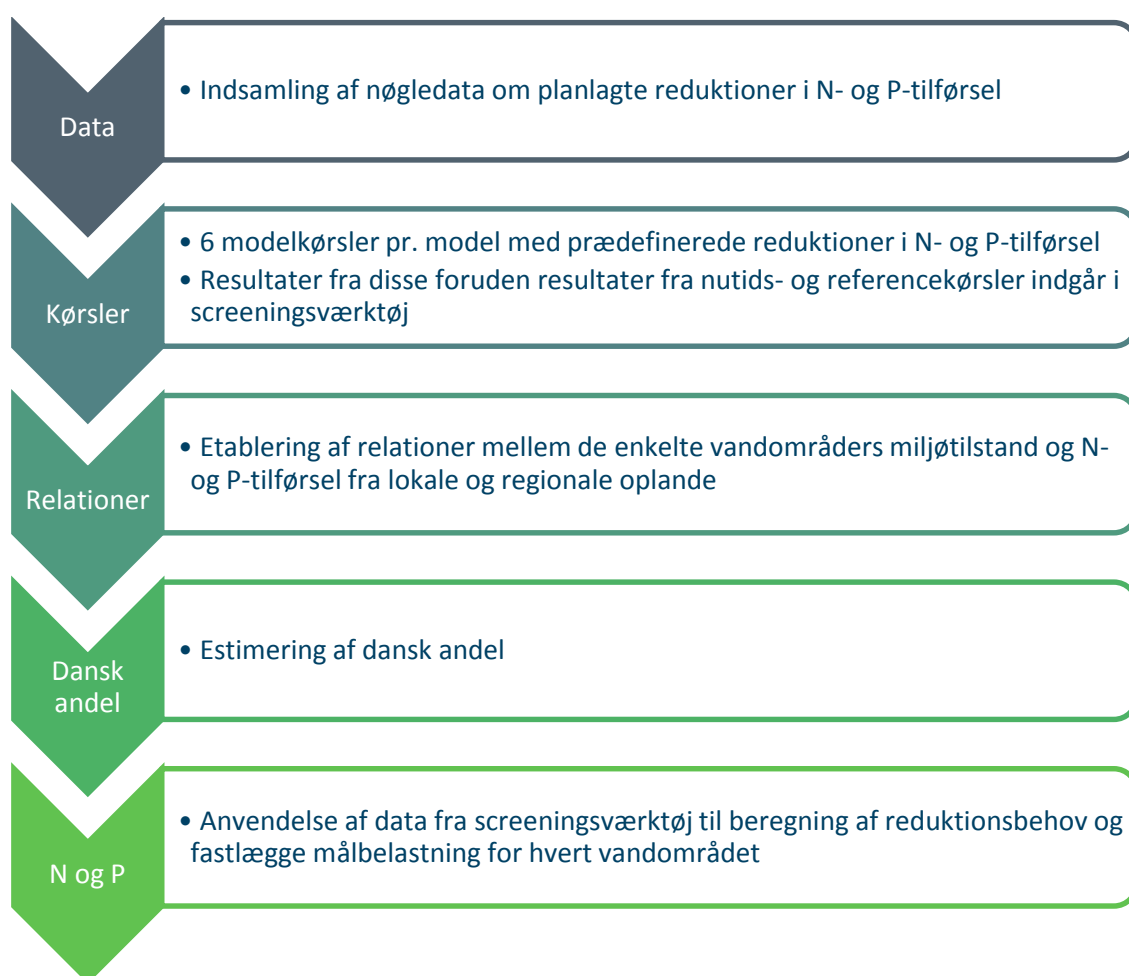
## 6 Værktøj til beregning af indsatsbehov

Med de mekanistiske modeller er det muligt at gennemregne (simulere) effekterne af forskellige kombinationer af tiltag til reduktion af næringsstofftilførsel til vandområderne. Med baggrund i 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 (implementeret i et screeningsværktøj), som gør det muligt at gennemføre en screening af behov for reduktioner i næringsstofftilførslen i de enkelte vandområder.

Metodikken er opsummeret i Figur 6 og efterfølgende gennemgås de enkelte trin i processen og anvendelse af metoden.

Kort beskrevet er arbejdsgangen, at der med de udviklede modeller gennemføres en række modelkørsler med forskellige størrelse af næringstilførsel. På basis af modelkørslerne etableres der for hvert vandområde relationer mellem kvalitetselementindikatorer og N- og P-tilførsel. Ved hjælp af relationerne beregnes indsatsbehovene ved at kombinere scenario resultaterne med resultaterne af nutidskørsler og referencekørsler samt miljømålene for indikatorerne.

Resultaterne er efterfølgende integreret med resultaterne fra de statistiske modeller (se /2/) og på basis af de samlede resultater for de to modeltyper er der fastlagt et fælles indsatsbehov og en målbelastning. Hvordan resultaterne af de to modeltyper samles til indsatsbehov og målbelastning beskrives i /1/.



Figur 6 Opsummering af arbejdsgangen for anvendelse af de mekanistiske modeller til vurdering af målbelastninger og reduktionsbehov



## 6.1 Data

Forud for reduktions-modelkørslerne (scenarier) er der etableret nye input datasæt vedr. næringsstofftilførslen (se afsnit 6.2 vedrørende anvendelsen). Som beskrevet tidligere sker tilførsel af næringsstoffer ved afstrømning fra dansk land (primært gennem vandløb eller direkte spildevandsledninger), ved atmosfære-deposition og ved tilførsel fra tilstødende vandområder - som igen kan modtage næringsstoffer fra dansk land og fra de øvrige lande omkring Østersøen og Nordsøen. De mekanistiske modeller omfatter alle 3 typer af kilder.

På basis af nutidstilførslen, se afsnit 4.1, er der genereret input-filer med reduceret næringstilførsel fra dansk opland. Størrelsen og kombinationen af reduktionerne fremgår af nedenstående afsnit 6.2. Specielt mht. P-reduktioner har Naturstyrelsen leveret data, der beskriver en differentieret fosfor-reduktionskørsel.

Til modelkørslerne med den regionale model for de indre danske farvande er næringsstofftilførsel fra de øvrige oplande omkring Østersøen også reduceret. For Østersøen er der defineret mål for den landbaserede tilførsel i *HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP, /13/)*. BSAP giver mål for "Maximum Allowable Input (MAI)" og "Country-Allocated Reduction Targets (CART)", som indikerer, hvor store reduktioner i N og P tilførslen, der er behov for ift. referenceperioden 1997-2003. Iflg. beslutning i Naturstyrelsen er det antaget, at målene i BSAP er opfyldt i 2021.

I Gøteborg protokollen for atmosfære-deposition er der sat mål for atmosfæredepositionen af kvælstof (både  $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_4^+$ ) /14/. Ved reduktion-modelkørslerne er det forudsat, at disse mål er opfyldt. Data vedrørende de reducerede kvælstofdepositioner til danske marine områder er leveret af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og anvendt i alle reduktions-modelkørslerne.

Et sidste vigtigt modelscenario, som indgår i den overordnede metode til screening af indsatsbehov, er et scenario med referencetilførslerne. Det vil sige den N- og P-tilførsel fra danske såvel som udenlandske oplande, der svarer til næringsstofftilførsel for godt 100 år siden. Data til dette modelscenario er dels leveret fra Naturstyrelsen (danske tilførsler), dels fra Aarhus Universitet (atmosfæriske depositioner) og dels gennem data fra Baltic Nest Institute (Østersøtilførsler). For en nærmere beskrivelse af data og metode henvises til /15/.

Vedrørende de øvrige input- og drivdata svarer de til dem, der er anvendt i modeludviklingen og dermed til nutidskørslerne. Det vil sige, at alt andet end næringstilførslerne er holdt konstant.

## 6.2 Modelkørsler (grundlag for screening)

Basis for fastlæggelse af indsatsbehov og målbelastninger er 8 modelkørsler. De 8 kørsler adskiller sig mht. den anvendte N- og P-tilførsel, mens andre input og drivdata, som nævnt er konstante. De 8 kørsler er:

- Nutidskørslen, hvor N- og P-tilførsel svarer til perioden 2002-2011
- 6 reduktionskørsler med prædefinerede reduktioner i N- og P-tilførsel
- Referencekørsel med N- og P-tilførsel svarende til en situation med begrænset menneskeskabt næringstilførsel fra Danmark og resten af Østersøen

Nutidskørslen svarer til den validerede kørsel som er nærmere beskrevet i de forudgående kapitler.

Reduktionsscenerierne er defineret i Tabel 2. Reduktionen i næringsstofftilførslerne er defineret som procent af nutidstilførslen (2002-2011).

For N-tilførslen er der fastlagt 3 reduktions-niveauer af tilførsler af N fra danske oplande. Dvs. i en given modelkørsel reduceres alle danske kvælstofftilførsler med samme procenttal. For fosfor er der fastlagt 2 forskellige niveauer af tilførsler fra danske oplande, svarende til

den nuværende fosfortilførsel og til den fosforreduktion, som det forventes at en optimering af spildevandsplanerne kan give. Reduktionen er baseret på en analyse foretaget af NST, der angiver de maksimalt opnåelige fosfor-reduktioner for de enkelte 4. ordens farvandsvandområder og reduktionerne varierer derfor i intervallet 10-20%. N- og P-tilførslen fra andre oplande end de danske er reduceret iflg. BSAP og Gøteborg protokollen, som beskrevet i afsnit 6.1.

Tabel 2 Danske landbaserede tilførsler, der anvendes i de 6 modelkørsler, der gennemføres med hver af de 4 mekanistiske økosystemmodeller

Relation	P-tilførsel	N-tilførsel A	N-tilførsel B	N-tilførsel C
A	Nutid	Nutid minus 15%	Nutid minus 30%	Nutid minus 60%
B	Nutid minus 10-20%	Nutid minus 15%	Nutid minus 30%	Nutid minus 60%

N- og P-tilførslen i referencekørslen er forklaret i afsnit 6.1.

### 6.3 Screeningsværktøjet

Resultaterne fra de 8 modelkørsler er anvendt i screeningsværktøjet, som for hvert vandområde giver mulighed for at vurdere hvilket niveau næringsstofftilførslen skal have under nuværende klimatiske forhold, hvis Danmark skal leve op til kravene til god økologisk tilstand alene ved reduktioner i N- og P-tilførsler fra Danmark.

En skematisk illustration af screeningsværktøjet for et vandområde er vist i Figur 7. Screeningsværktøjet giver information om nutidsværdien for kvalitetselementets indikatorværdi og den tilsvarende næringsstofftilførsel fra danske oplande (grønt kryds på figuren), og om referenceværdien for indikatoren og den tilsvarende referencetilførsel fra danske oplande (rødt kryds på figuren). Bemærk at nutidsværdien dækker over nutidstilførsler til Østersøen og fra atmosfæren, og at referenceværdien ligeledes dækker over referencetilførsler til Østersøen og fra atmosfæren.

Derudover vises relationen mellem kvalitetselementets indikator og dansk næringsstofftilførsel (blå kryds med tilhørende trendlinje og hældning). Relationens trendlinje er vist som en ret linje. Reelt er den svagt buet (konkav), men inden for det spektrum, som er dækket af modelkørslerne, er forskellen fra en retlinjet funktion ikke signifikant. Derfor vurderes det, at en ret linje er ligeså retvisende som en konkav trendlinje.

I Figur 7 vises en relation for kvælstofftilførslen. Værktøjet giver relationer for både kvælstof- og fosfortilførsler. Der er beregnet 2 trendlinjer for kvælstof (P-tilførsel som nutid og reduceret 10-20% ift. nutid) og 3 trendlinjer for fosfor (N-tilførsel henholdsvis 15%, 30% eller 60% ift. nutid). De 5 trendlinjer er baseret på resultaterne fra de 3 modelkørsler, hvor N er reduceret 15%, 30% eller 60% ift. nutid (2007-2011) mens P-tilførsel svarer til nutid, og de 3 modelkørsler, hvor både N- og P-tilførslen er reduceret (se Tabel 2).

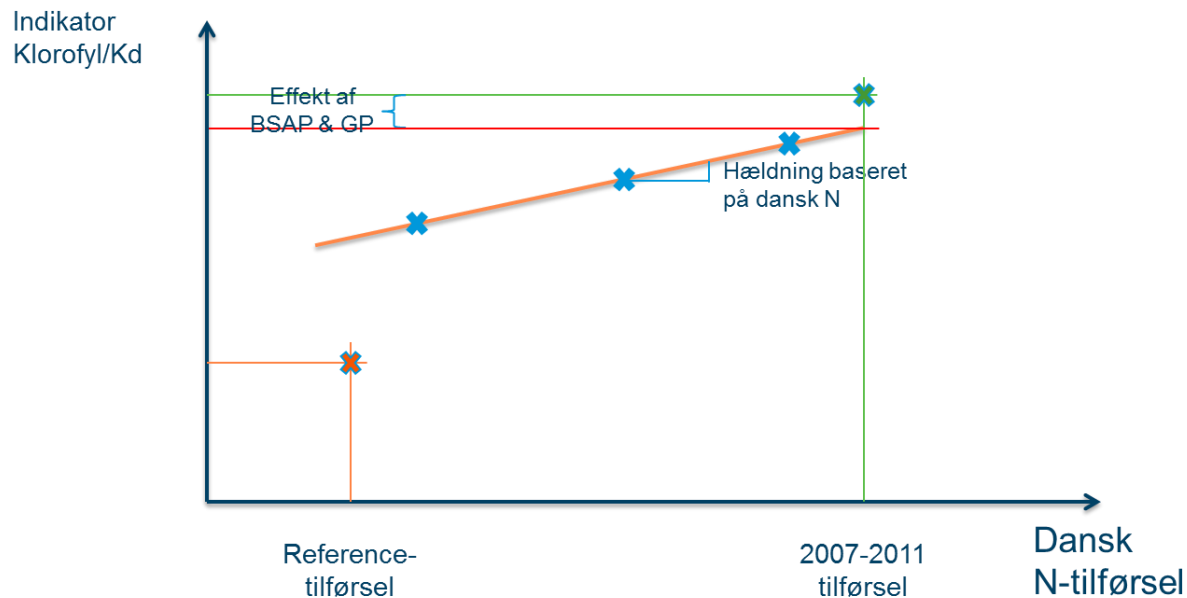
Det bemærkes, at trendlinjen i den skematiske gengivelse ikke går gennem nutidsværdien (grønne kryds). Dette er gældende for de vandområder, hvor BSAP og Gøteborg protokollen har en effekt på den aktuelle indikator. Denne effekt er indregnet i reduktionskørslerne. Effektens størrelse varierer mellem vandområderne afhængigt af betydningen af de ikke-danske tilførsler. Størrelsen kan aflæses på y-aksen som afstanden mellem nutidsværdien for indikatoren og den røde linjes krydsning af y-aksen.

Trendlinjen går heller ikke nødvendigvis gennem referenceværdien af indikatoren, da trendlinjen alene repræsenterer betydningen af dansk tilførsel. Anvendelsen af værktøjet til vurdering af betydningen af danske kilder er forklaret i næste afsnit, afsnit 6.4.

Som udgangspunkt er der udviklet specifikke relationer efter ovenstående princip for alle vandområder, som er dækket af de mekanistiske modeller. Efterfølgende er der sket en

evaluering baseret på hvor mange beregningspunkter, der indgår i modelleringen, hvor gennemstrømmet området er, og om der er lokale forhold, som ikke opløses i modellen mm. På baggrund af denne evaluering er resultaterne for 45 vandområder accepteret som brugbare i det videre arbejde med indsatsberegninger.

I kapitel 6.5 er inkluderet eksempler på resultater fra screeningsværktøjet.



Figur 7 Skematisk eksempel på screeningsværktøj for N-tilførsel etableret på basis af modelkørsler med de mekanistiske modeller. Kvalitetsindikatorerne er fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer-Kd. Grønt kryds viser den modellerede nutidsværdi for indikatoren ved en nutidstilførsel, rødt kryds angiver den modellerede referenceværdi for indikatoren ved referencetilførsel (se /15/), og blå kryds med tilhørende trendlinje og hældning viser resultaterne af de afviklede kvælstofreduktioner. Vedr. størrelsen af reduktionerne, se Tabel 2. Rød linje viser effekten på miljøtilstanden som resultat af implementering af regionale tiltag.

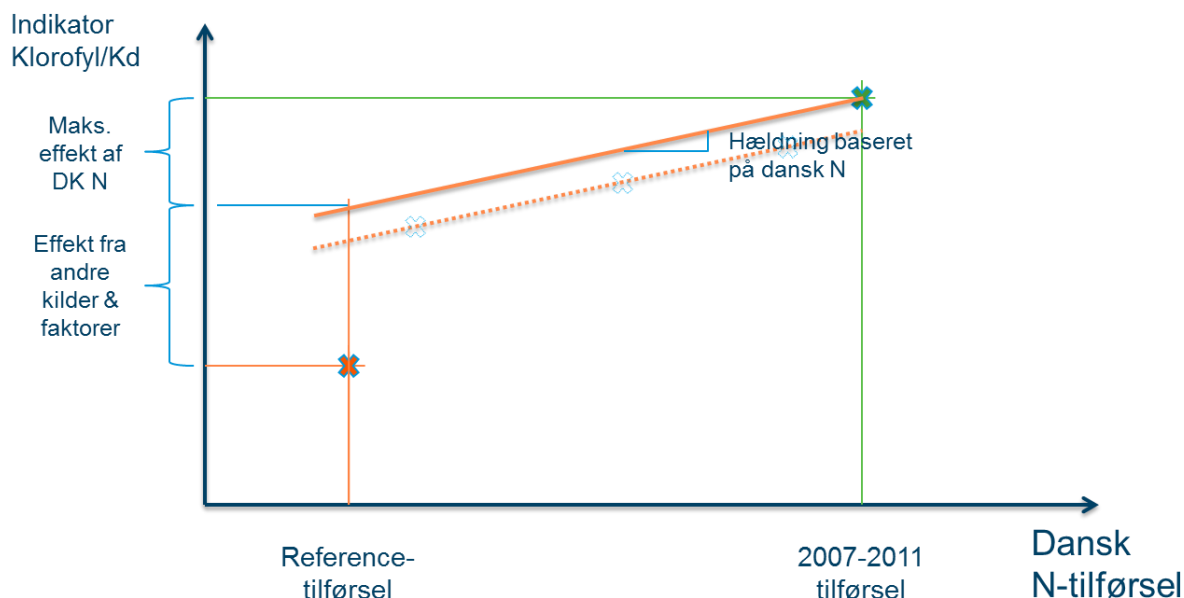
## 6.4 Metode til bestemmelse af dansk andel

Til hvert vandområde vil der være et næringsstofbidrag, der stammer fra dansk opland, et næringsstofbidrag, der stammer fra andre lande, og et bidrag fra atmosfæren (hvoraf en del også er dansk). I vandområder tæt på de danske kilder og med lille vandudveksling med de tilstødende åbne havområder har næringsstofftilførsel fra dansk opland afgørende betydning for miljøtilstanden. Modsat har bidrag fra udenlandsk opland afgørende betydning i de åbne farvande med stor vandudveksling med ikke-danske havområder. Imellem de to yderpunkter er der en gradient, hvor vandudveksling med "ikke-danske" havområder får stigende betydning; ensbetydende med, at tilstanden i stigende grad også bestemmes af udenlandske bidrag. For at udarbejde vandplaner for bidrag fra danske oplande er det derfor nødvendigt at 'udskille' dette bidrag.

Som beskrevet tidligere indgår alle kilder til N- og P-tilførsel i de mekanistiske modeller: afstrømning/næringstilførsel fra dansk land, atmosfære-deposition og afstrømning fra andre lande omkring Østersøen og Nordsøen. For at kvantificere det danske bidrag til tilstanden af en given indikator i det enkelte vandområde er det danske bidrag beregnet på basis af de data, som er præsenteret i Figur 7. Som det fremgår af beskrivelsen af figuren medfører de regionale reduktioner i næringsstofftilførslen, som følge af andre landes implementering af BSAP og Gøteborg protokollen, en forbedring af miljøtilstanden (effekten varierer fra vandområde til vandområde og er i sagens natur minimal i områder, der er domineret af de lokale, danske tilførsler).

Hvis man alene ser på det danske bidrag til næringstilførslen kommer figuren til at se ud som vist i Figur 8. Ved brug af hældningen fra trendlinjen mellem dansk næringsstofftilførsel (N eller P) og den givne kvalitetselementindikator kan effekten af at reducere tilførslen fra dansk opland fra nutidsniveau til referenceniveau beregnes (på figuren: maks. effekt af DK N). For at nå referenceværdien (rødt kryds) skal der også ske en reduktion af andre kilder til næringstilførsel (på figuren: effekt fra andre kilder og faktorer). De andre kilder omfatter fx kvælstof- og fosfortilførsler fra andre lande, atmosfære-deposition og intern tilførsel fra sedimentet. For ålegræs-proxyen  $K_d$ , som bygger på måledata fra en anden klimatisk periode, kan klimatiske forskelle også indgå i dette bidrag.

Ved at relatere den danske reduktion til den totale reduktion, der kræves for at opnå referencetilstand, fås et tal for det procentvise danske bidrag til tilstanden i et givent vandområde. På Figur 8 svarer maks. effekt af DK N til, at indikatoren reduceres med ca. 40% af hvad den skal reduceres for at opnå referenceværdi hvis Danmark reducerede N tilførsler til reference niveau, mens andre kilder og faktorer står for de resterende godt 60%. Den danske andel for det enkelte vandområde er efterfølgende anvendt til at beregne den indsats der skal ske mht. dansk opland for at opfylde Danmarks andel af miljømålet for det aktuelle vandområde.



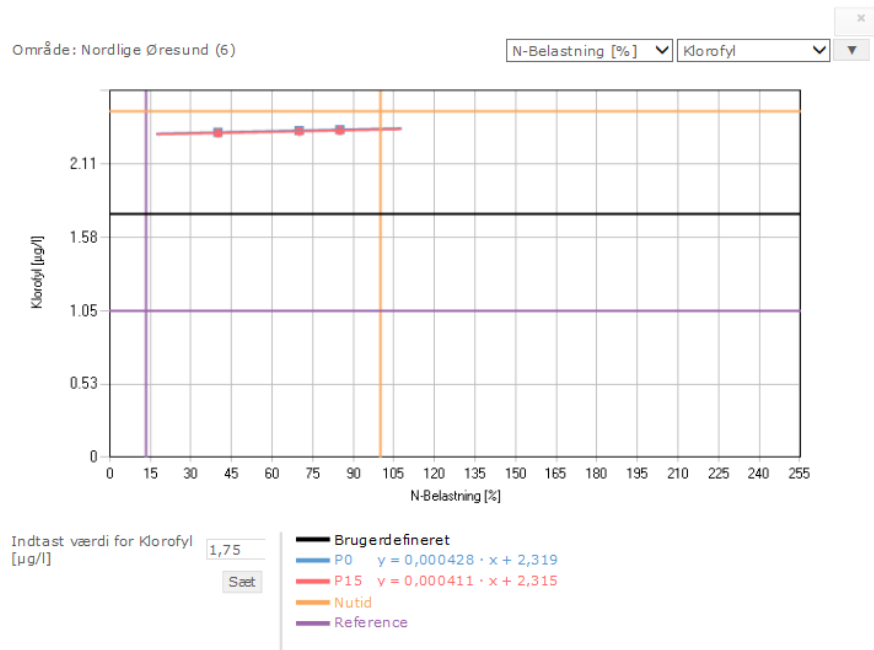
Figur 8 Skematisk eksempel på screeningsværktøj for N-tilførsel etableret på basis af modelkørsler med de mekanistiske modeller. Kvalitetsindikatorerne er fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ . Grønt kryds angiver den modellerede nutidsværdi for indikatoren ved en nutidstilførsel, og rødt kryds angiver den modellerede referenceværdi for indikatoren ved referencetilførslen. Trendlinjen angiver effekten af reduktion i kvælstoftilførsel fra dansk opland. Vedr. størrelsen af reduktionerne, se Tabel 2.

## 6.5 Eksempler på screeningsværktøj for 2 vandområder

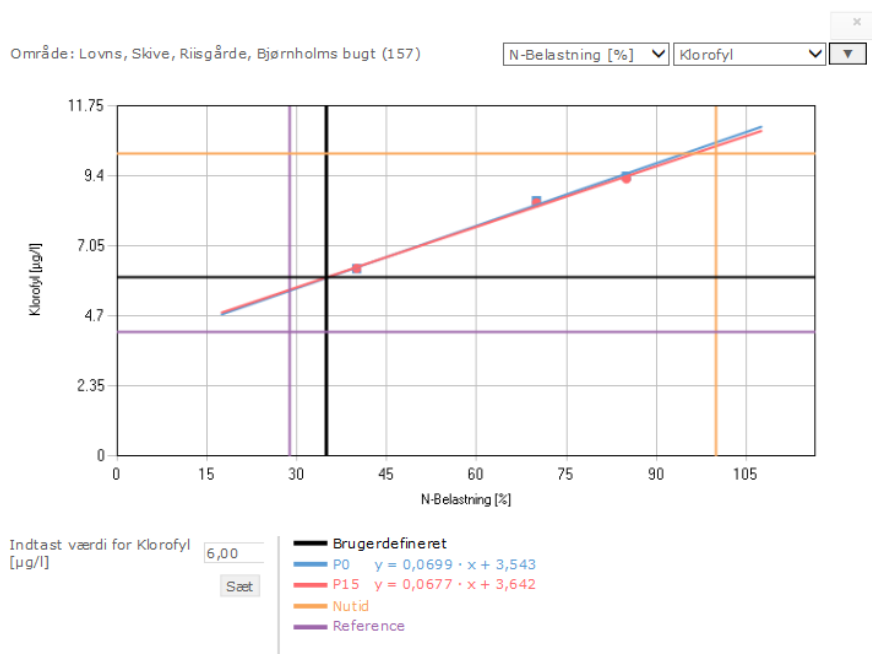
For alle 45 vandområder er der opstillet relationer mellem danske tilførsler af kvælstof og de 2 indikator; fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ , se afsnit 6.3. I det følgende vises eksempler på screeningsværktøjet for to vandområder. Figur 9 giver eksempel for et vandområde, hvor dansk kvælstoftilførsel har en mindre betydning for indikatoren klorofyl, og Figur 10 et eksempel for et vandområde, hvor betydningen er væsentlig større.

På de to figurer er der to trendlinjer, som næsten er sammenfaldende. Begge trendlinjer er fremkommet ved at reducere den danske kvælstoftilførsel med hhv. 15%, 30% og 60%, men mens den blå linje (ligger bag den røde linje) angiver resultatet af kvælstof-reduktioner uden ændring af fosfortilførslen ift. nutid (2007-2011), viser den røde linje effekten af samtidig at reducere fosfortilførslen med 10-20%. Da de to kurver er næsten sammenfaldende for alle vandområder, der indgår i analysen, kan det konkluderes, at en reduktion i fosfortilførslen ikke påvirker effekten af kvælstofreduktioner på de to indikatorer væsentligt. Ved beregning af indsatsbehov er der derfor kun fokuseret på effekter af reduktioner i kvælstoftilførslen.

Resultater for alle de vandområder, der er dækket af mekanistiske modeller, kan ses her: <http://vandplan.dhi.dk/>.



Figur 9 Eksempel på relation hvor korrelationen mellem indikatoren fytoplankton-sommerklorofyl og den danske næringsstoftilførsel er lille (vandområde 6: Nordlige Øresund). Nutidsværdien for fytoplanktonklorofyl og den tilsvarende nutidskvælstoftilførsel er vist med orange linjer og tilsvarende referenceværdier med lilla linjer. Resultater af reduktions-kørsler inklusiv trendlinje er vist med blå punkter/trendlinje for kørsler hvor der alene er sket kvælstofreduktioner, og røde punkter/trendlinje for kørsler med både kvælstof- og fosforreduktioner. Vedr. størrelsen af reduktionerne, se Tabel 2. Den sorte vandrette linje angiver en vilkårlig valgt indikatorværdi.

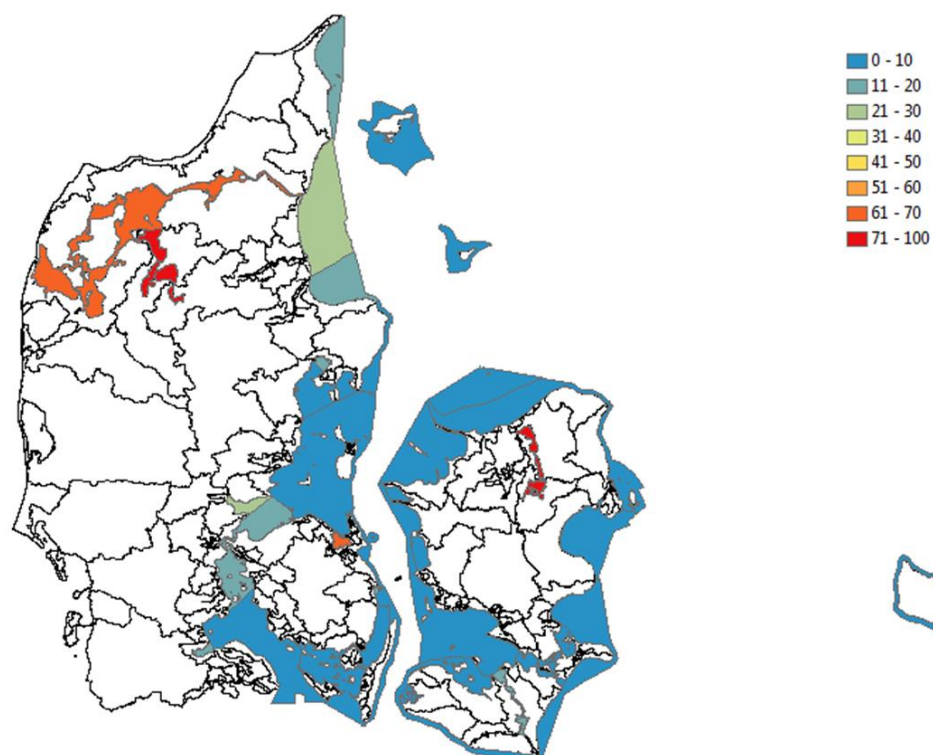


Figur 10 Eksempel på relation hvor korrelationen mellem indikatoren fytoplankton-sommerklorofyl og den danske næringsstofftilførsel er stor (vandområde 157: Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns Bredning). Nutidsværdien for fytoplanktonklorofyl og den tilsvarende nutidskvælstoftilførsel er vist med orange linjer og tilsvarende referenceværdier med lilla linjer. Resultater af reduktions-kørsler inklusiv trendlinje er vist med blå punkter/trendlinje for kørsler hvor der alene er sket kvælstofreduktioner, og røde punkter/trendlinje for kørsler med både kvælstof- og fosforreduktioner. Vedr. reduktionerne, se Tabel 2. Den sorte vandrette linje angiver en vilkårlig valgt indikatorværdi. Bemærk at trenden er svagt konkav, så den lineære funktion giver en overestimering af nutidsklorofylværdien ved 100% dansk tilførsel.

## 6.6 Beregnet dansk andel af indsatsbehov

Som beskrevet i kapitel 6.4 er screeningsværktøjet benyttet til at beregne betydningen af den danske andel af kvælstoftilførslen. Denne beregning er udført for alle 45 vandområder og resultaterne for fytoplankton-sommerklorofyl er vist i Figur 11.

Som det fremgår af Figur 11 er der stor forskel på, hvor påvirket fytoplanktonklorofyl-indikatoren er af dansk kvælstof. I vandområder som vandområde 56 (Østersøen, Bornholm) eller vandområde 6 (Nordlige Øresund) er påvirkningen mindre end 5% mens den i de mere lukkede områder som de tre vandområder i Limfjorden er mellem 60-90%. Dansk kvælstoftilførsels betydning er hovedsageligt beregnet for de mere åbne vandområder, altså her hvor der forventes en lille effekt fra dansk andel. De absolutte tal kan ses i Tabel 3. Der vil være små bugter og nor, som ikke fremgår af figuren eller Tabel 3, hvor effekten forventes at være større.



Figur 11 Andel af fytoplanktonklorofyl-indikatoren for de 45 vandområder, der er dækket af mekanistiske modeller, som kan forklares med kvælstoftilførsel fra dansk land. Farveskalaen er i %.



Tabel 3 Estimeret andel af fytoplanktonklorofyl henholdsvis  $K_d$  der kan forklares ved kvælstoftilførsel fra dansk land. Angivet for hvert af de 45 vandområder, som indgår i den videre analyse af indsatsbehov baseret på mekanistisk økosystemmodellering.

Vandområde	Omr. ID	Andel af klorofyl [%]	Andel af $K_d$ [%]
Roskilde Fjord, ydre	1	72,8	57,2
Roskilde Fjord, indre	2	85,3	100 <sup>a</sup>
Nordlige Øresund	6	2;6	1,5
Musholm Bugt, indre	26	5,2	0,0 <sup>b</sup>
Sejerøbugt	28	3,8	2,9
Kalundborg Fjord	29	4,8	4,2
Smålandsfarvandet, syd	34	6,1	1,7
Guldborgsund	38	12,8	11,0
Langlandsbælt, øst	41	3,6	0,8
Hjelm Bugt	44	0,7	1,1
Grønsund	45	2,3	0,5
Fakse Bugt	46	1,0	0,7
Stege Bugt	48	2,3	0,7
Østersøen, Bornholm	56	0,2	0,3
Nyborg Fjord	86	11,3	3,9
Langelandssund	90	7,1	2,7
Odense Fjord, ydre	92	65,2	57,5
Storebælt, SV	95	3,9	1,4
Storebælt, NV	96	4,8	1,3
Åbenrå Fjord	102	12,0	1,4
Vejle Fjord, ydre	122	21,9	2,8
Hevring Bugt	138	12,0	5,3
Anholt	139	1,6	0,6

<sup>a</sup> For Roskilde Fjord, indre, er  $K_d$  i en reference situation mindre end hvad miljømål kræver. Målet for  $K_d$  er sat på baggrund af historiske observationer af ålegræs, men modellen indikerer at  $K_d$  kan forventes at være mindre endnu.

<sup>b</sup> For Musholm Bugt, indre, er  $K_d$  status mindre end  $K_d$  miljømål beregnet ud fra ålegræs miljømål.



<i>Vandområde</i>	<i>Omr. ID</i>	<i>Andel af klorofyl [%]</i>	<i>Andel af Kd [%]</i>
<i>Djursland Øst</i>	140	6,7	2,7
<i>Ebeltoft Vig</i>	141	6,2	2,2
<i>Kalø Vig, indre</i>	145	12,9	3,0
<i>Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig</i>	147	7,5	2,4
<i>Kattegat, Læsø</i>	154	7,4	4,5
<i>Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning, Langerak<sup>a</sup></i>	156	62,1	20,5
<i>Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns Bredning</i>	157	83,2	33,6
<i>Hjarbæk Fjord</i>	158	93,9	21,3
<i>Kattegat, Nordsjælland</i>	200	5,2	3,1
<i>Køge Bugt</i>	201	2,8	2,7
<i>Jammerland Bugt</i>	204	3,4	3,0
<i>Kattegat, Nordsjælland &gt; 20m</i>	205	0,0	0,0
<i>Smålandsfarvandet Åben del</i>	206	4,2	3,0
<i>Nakskov Fjord</i>	207	7,1	4,3
<i>Femerbælt</i>	208	1,9	3,2
<i>Det Sydfynske Øhav, åbne del</i>	214	5,3	2,2
<i>Lillebælt, Syd</i>	216	6,8	2,3
<i>Lillebælt, Bredningen</i>	217	10,8	2,6
<i>Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav</i>	219	7,8	1,8
<i>Kattegat, Aalborg Bugt</i>	222	24,1	17,0
<i>Nordlige Lillebælt</i>	224	14,7	3,2
<i>Nordlige Kattegat - Ålbæk Bugt</i>	225	17,4	8,9

<sup>a</sup> Dette vandområde er meget stort, og der vil være forskelle mellem delområder

## 6.7 Opsummering mht. screeningsværktøj

Der er udviklet et screeningsværktøj til beregning af effekter af reduktioner i næringsstofftilførsel fra dansk opland. Værktøjet er baseret på resultaterne fra modelkørsler med de udviklede mekanistiske økosystemmodeller, hvor der er påtrykt nutids N- og P-tilførsel, reduktioner i tilførslen af næringsstoffer til danske vandområder ift. nutid og N- og P-tilførsel, der repræsenterer en referencetilførsel. Alle andre ydre forhold er fastholdt uændrede. Med værktøjet er effekten af reduktioner i kvælstoftilførsel fra dansk opland på tilstandsindikatorerne fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$  beskrevet ved estimater af den andel af de respektive indikatorer, der kan forklares af kvælstoftilførsel fra dansk land, og estimater af den relative ændring i indikatorerne, når tilførslen reduceres. Estimaterne kan ikke bruges til at vurdere andre kilder til vandområdernes kvælstofpuljer (atmosfære, bidrag fra andre lande etc.). Metoden vil kunne bruges til at vurdere effekten af andre kilder, men det vil kræve flere modelkørsler, hvis dette ønskes.

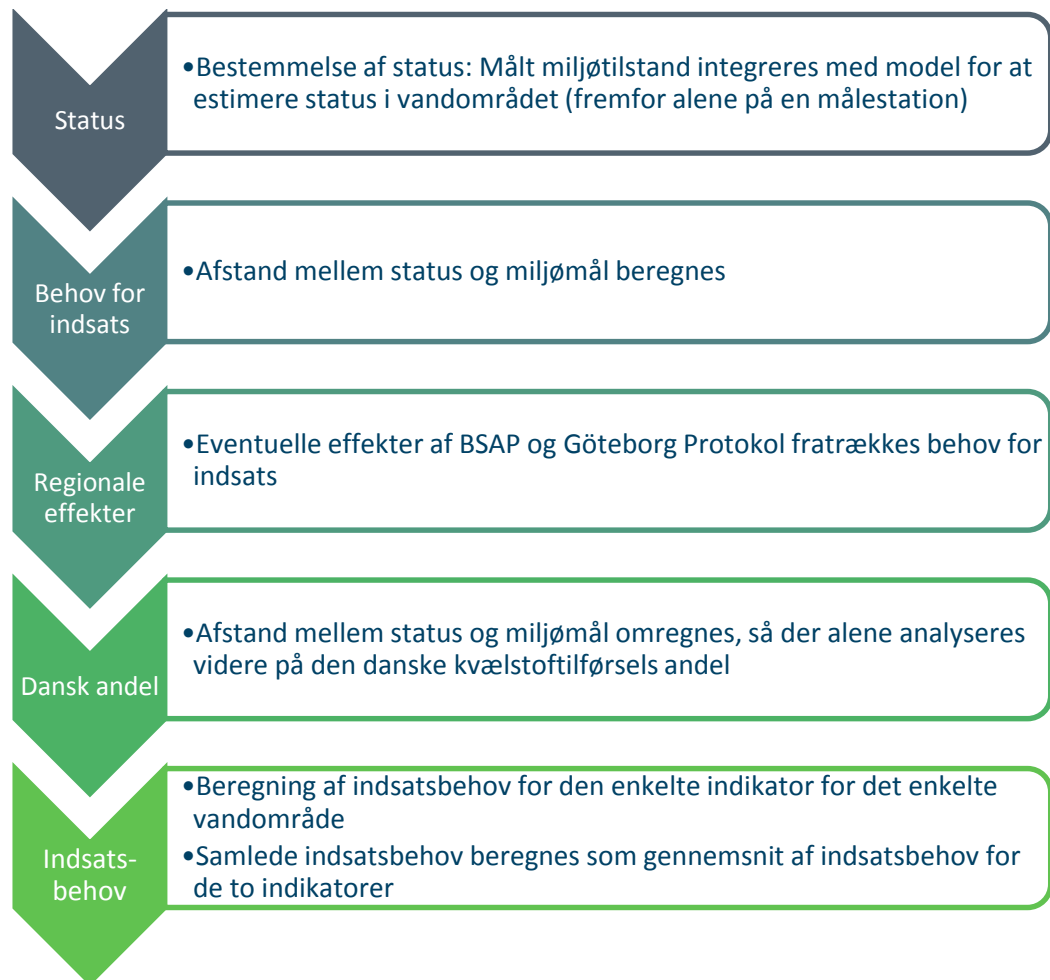
Den danske andel er beregnet for de 45 vandområder, hvor resultaterne er vurderet at have tilstrækkelig god kvalitet, og det vil i udgangspunktet sige de større åbne vandområder, som er dækket af den regionale model for indre danske farvande og de tre fjorde, som der er udviklet lokalmodeller for.

Estimaterne viser, at dansk oplandskvælstof har en virkning i alle (analyserede) vandområder – det vil sige, at der er en positiv hældning på indikator-tilførselsrelationerne, se [Figur 7](#). Effekten af kvælstofreduktioner på indikatorerne varierer fra mindre end 5% til mere end 90%. Generelt påvirkes de mere lukkede vandområder mest, mens de åbne mere gennemstrømmede vandområder påvirkes i mindre grad. Påvirkningen af de kystnære vandområder ligger generelt mellem de lukkede fjorde og de åbne farvande.

Fosfor-reduktionsscenerierne viser, at reduktioner ikke har effekt på de to indikatorer fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ , hvorfor de endelige opgørelser af indsatsbehov alene bygger på modelkørslerne, hvor der kun er ændret på kvælstoftilførslen og ikke er ændret på fosfortilførslen ift. nutidstilførslen.

## 7 Metode til bestemmelse af dansk indsatsbehov

På basis af resultaterne fra screeningsværktøjet beskrevet i forrige afsnit kombineret med observationer (tilstand) og miljømål er der beregnet et indsatsbehov for hvert af de 45 vandområder, der indgår i analysen. Områderne fremgår af Tabel 4. Den anvendte metode er vist skematisk skridt-for-skridt i Figur 12. Efterfølgende er de enkelte punkter uddybet.



Figur 12 Opsummering af metode til beregning af indsatsbehov for det enkelte vandområde

### Status

Ved beregning af indsatsbehov baseret på de mekanistiske modeller benyttes områdeværdien frem for status på målestationen i vandområdet. Status for et vandområde beregnes ved at kombinere målinger i vandområdet med modelresultaterne, der dækker hele vandområdet. Dette gøres ved at sammenholde modellens beregnede status i målepunktet med den målte status og derefter korrigere den beregnede samlede områdestatus med en eventuel forskel i målepunktet. Dvs. tilstanden (fx klorofylkoncentration) i alle modelceller korrigeres med det relative forhold mellem målinger og modellerede værdier på samme position, hvor målingerne er foretaget. Dermed er det den målte status der sætter niveauet, men modellen der omsætter punktstatus (dvs. i målepunktet) til områdestatus (gennemsnit i hele vandområdet) ved ekstrapolation

Denne metode benyttes både for fytoplankton-sommerklorofyl og for ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ .

I enkelte åbne vandområder eksisterer der ikke en specifik målestation inden for vandområdet. Her benyttes en målestation i et sammenligneligt nabo-vandområde og status

beregnes ved at benytte modellens gradienter og niveauer på tilsvarende måde, som når en punktmåling omregnes til en vandområdeværdi. Dermed er det stadigvæk målinger der sætter tilstanden, mens modelresultaterne anvendes til at omsætte punktstatus til områdestatus.

### 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 ved at omregne miljømålet for ålegræssets dybdegrænse i det respektive vandområde under antagelse af, at lyskravet for ålegræs ved dybdegrænsen er 14% af overfladeindstrålingen. Dermed kan dybdegrænsen omsættes til  $K_d$  miljømål og indsats beregnes efter samme metode.

### Regionale aftaler

Som det fremgår af principfiguren på Figur 7 og af Figur 9 er der områder, hvor BSAP og Gøteborg protokollen har effekter, der reducerer afstanden mellem status og miljømålet.

Under antagelse af at alle landene omkring Østersøen opfylder deres regionale og internationale aftaler reduceres behovet for en indsats med effekten i det enkelte vandområde af BSAP og Gøteborg protokollen.

### Dansk andel

Endeligt reduceres differencen mellem status og miljømål yderligere, for at tage højde for, at kun en andel af indikatoren kan forklares med kvælstof fra dansk opland. Det betyder, at det udelukkende er den andel af behovet for indsats, som kan styres ved regulering af kvælstoftilførsel fra dansk opland, der indgår i de følgende beregninger. Se afsnit 6.4 og 6.5.

### Indsatsbehov - metode

For at beregne indsatsbehov – forstået som den reduktion i kvælstoftilførsel fra dansk opland, der skal til før Danmark opfylder vandrammedirektivets krav om mindst god økologisk tilstand – benyttes hældningen fra trendlinjerne for de respektive vandområder til at bestemme indsatsbehovet for den enkelte indikator:

$$\text{Indsatsbehov} = \frac{\text{Behov for Indsats}^{**}}{\text{Hældning}} (\%)$$

hvor  $^{**}$  "Behov for Indsats" er den procentvise forskel mellem status (reduceret for regionale aftaler og justeret for den danske andel) og miljømål, mens hældningen (ændring i % klorofyl pr. % TN) er beregnet som den enkelte indikator-følsomhed overfor dansk kvælstoftilførsel.

Ved beregningen af de endelige indsatsbehov, er de indsatsbehov, der er beregnet for henholdsvis fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ , midlet. Der er usikkerheder forbundet med både tilstand og afstanden til miljømålet for begge indikatorer, og ved at midle de to indsatsbehov minimeres disse usikkerheder.

## 7.1 Gruppering og endelige indsatsbehov

Forrige afsnit beskriver, hvordan indsatsbehov for den enkelte indikator og det specifikke vandområde er beregnet. Der er imidlertid altid usikkerhed forbundet med sådanne beregninger, dels på grund af usikkerheder i modellerne og dels på grund af usikkerheder i fastsættelse af tilstand og referenceforhold. Usikkerhederne på modellerne og tilstandsfastsættelsen er minimeret gennem en grundig kalibrering/validering, så det sikres, at modellerne simulerer de forhold, der er observeret i de marine områder bedst muligt.

Alligevel er der nogen variation mellem indsatsbehov for de enkelte indikatorer og vandområder – også for vandområder, der er tæt forbundet. Den type af variation skyldes hovedsageligt forskelle i vandområdernes miljømål (miljømål er defineret for vandområdetyper) og variationer/usikkerheder i tilstand/status.

For at sikre et mere ensartet og mere sikkert estimat af indsatsbehov i de vandområder, der er modelleret med den regionale model for de indre danske farvande, dvs. de mere åbne dele af danske farvande, hvor der er stor udveksling mellem områderne, er der sket en gruppering i regioner, og "regionale" indsatsbehov er beregnet som et gennemsnit af flere vandområders indsatsbehov. Grupperingen fremgår af Tabel 4.

For lokalmodellerne er der ikke sket en systematisk midling af indsatsbehov på tværs af nærliggende vandområder. En årsag til dette er, at lokalmodellerne med deres højere detaljeringsgrad giver mere sikre estimater for de specifikke vandområder. Der er derfor i stedet sket en individuel vurdering af vandområderne inden for hvert modelområde, og pga. af områdernes forskellighed er der brugt forskellige metoder til at nå frem til indsatsbehovet for Roskilde Fjord og Odense Fjord, respektivt vandområderne i Limfjorden.

I Roskilde Fjord er der en netto-udstrømning fra inderfjorden gennem yderfjorden til Kattegat. Derfor er yderfjorden dimensionsgivende for hele fjorden - der skal en vis reduktion til i hele vandområdet før yderfjorden opfylder kravene til god økologisk tilstand. Ved udarbejdelse af handleplaner vil det med mere detaljerede analyser måske være muligt at differentiere indsatsen for forskellige områder af fjorden.

For Odense Fjord er det ligeledes yderfjorden, der bliver dimensionsgivende for indsatsbehovet. I dette tilfælde skyldes det hovedsageligt, at det ikke er muligt at opnå tilstrækkeligt sikre resultater for inderfjorden; dels fordi den mekanistiske modellering af det lavvandede område ikke er tilfredsstillende, dels fordi målestationen i inderfjorden ikke er repræsentativ for miljøtilstanden i fjorden<sup>a</sup>.

For Limfjorden er der beregnet et indsatsbehov til områderne uden for Hjarbæk Fjord, som er mindre end indsatsbehovet til Hjarbæk Fjord. Ved beregning af indsatsbehov er det forudsat, at indsatsbehovet til Hjarbæk Fjord implementeres fuldt ud. Det betyder, at der kan lempes på det direkte reduktionskrav til det nedstrømsliggende vandområde 157 omfattende Skive Fjord og Lovns Bredning, da en del af den nødvendige reduktion vil komme fra en større indsats i Hjarbæk Fjord. På tilsvarende måde er der i beregningen taget højde for nedstrømsvirkninger for resten af Limfjorden. Korrektionerne er dog kun gældende såfremt de beregnede reduktioner til opstrømsvandområderne implementeres fuldt ud.

## 7.2 Beregnede indsatsbehov

Tabel 4 giver de enkelte indsatsbehov beregnet for hver indikator og for hvert vandområde foruden de endelige samlede indsatsbehov for de definerede grupper af vandområder.

Som beskrevet tidligere adresserer metoden til beregning af indsatsbehov udelukkende den danske indsats, der skal til for at et vandområde kan opnå god økologisk tilstand ved reduktion af næringsstofftilførslen. Og beregninger sker på baggrund af de to miljøindikatorer: fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ .

Det betyder, at i de områder, hvor den danske andel har stor betydning, er der stor sandsynlighed for, at kravene kan give god økologisk tilstand for fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ , mens det i vandområder, hvor Danmarks bidrag er lille, vil kræve, at andre lande ligeledes bidrager.

---

<sup>a</sup> Station 8 i Seden Strand er en lavvandet station, som i stor grad er påvirket af eksempelvis re-suspensionshændelser, og målinger fra denne station indeholder derfor i nogle tilfælde store mængder sediment.

Tabel 4 Indsatsbehov beregnet for den enkelte indikator og det enkelte vandområde på basis af de 2 indikatorer og det endelige indsatsbehov pr. vandområde/gruppe af vandområder.

ROSKILDE FJORD	Omr. ID	Baseret på klorofyl	Baseret på $K_d$	Gennemsnit	Område gennemsnit
<i>Roskilde Fjord, ydre</i>	1	40%	6%	23%	<b>23%</b>
Roskilde Fjord, indre	2	8%	0%	4%	
<b>Odense Fjord</b>					
Odense Fjord, ydre	92	15%	32%	23%	<b>23%</b>
Odense Fjord, Seden Strand	93	- <sup>a</sup>	-		
<b>LIMFJORDEN<sup>b</sup></b>					
Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning, Langerak	156	46%	28%	37%	<b>32%<sup>c</sup></b>
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns Bredning	157	66%	39%	52%	<b>48%<sup>d</sup></b>
Hjarbæk Fjord	158	77%	34%	56%	<b>56%</b>
<b>KATTEGAT</b>					
Kattegat, Læsø	154	0%	8%	4%	<b>7%</b>
Kattegat, Aalborg Bugt	222	0%	29%	14%	
Nordlige Kattegat - Ålbæk Bugt	225	0%	0%	0%	
Hevring Bugt	138	0%	22%	11%	
Djursland Øst	140	0%	18%	9%	
Anholt	139	0%	11%	5%	
Kattegat, Nordsjælland	200	0%	26%	13%	
Kattegat, Nordsjælland > 20m	205	0%	0%	0%	
<b>AARHUS BUGT m.fl.</b>					
<i>Ebeltoft Vig</i>	141	0%	15%	8%	<b>11%</b>
Kalø Vig, indre	145	0%	19%	10%	
Århus Bugt, Kalø Vig og Begtrup Vig	147	0%	13%	7%	

<sup>a</sup> Model ikke egnet til beregning af indsats for Seden Strand.

<sup>b</sup> For Limfjorden udregnes reduktionsprocenter afhængigt af reduktioner fra opstrøms vandområder, se tekst for forklaring.

<sup>c</sup> Her er der taget højde for reduktioner til Hjarbæk Fjord og til Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns Bredning.

<sup>d</sup> Her er der taget højde for reduktioner til Hjarbæk Fjord.

Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	219	8%	35%	21%	
<b>LILLEBÆLT</b>					
<i>Lillebælt, Syd</i>	216	53%	19%	36%	<b>39%</b>
Lillebælt, Bredningen	217	57%	20%	38%	
Nordlige Lillebælt	224	77%	34%	56%	
Det Sydfynske Øhav, åbne del	214	41%	19%	30%	
Langelandsund	90	49%	23%	36%	
<b>ØRESUND</b>					
<i>Nordlige Øresund</i>	6	0%	49%	25%	<b>18%</b>
Køge Bugt	201	0%	5%	3%	
Fakse Bugt	46	20%	35%	28%	
<b>STOREBÆLT &amp; SMÅLANDSFARVANDET</b>					
Sejerø Bugt	28	0%	16%	8%	<b>20%</b>
Jammerland Bugt	204	20%	17%	18%	
Langelandsbælt, øst	41	0%	37%	18%	
Grønsund	45	22%	34%	28%	
Smålandsfarvandet Åben del	206	7%	6%	7%	
Storebælt, SV	95	30%	25%	28%	
Storebælt, NV	96	22%	40%	31%	
<b>HJELM BUGT &amp; FEMERBÆLT</b>					
<i>Hjelm Bugt</i>	44	0%	0%	0%	<b>0%</b>
Femerbælt	208	0%	0%	0%	
<b>BORNHOLM</b>					
<i>Østersøen, Bornholm</i>	56	0%	24%	12%	<b>12%</b>
Østersøen, Christiansø	57	-	-	-	



## 8 Meta-analyse

I det følgende gennemgås kort den metode, der er benyttet i forbindelse med beregning af forslag til indsatsbehov for de områder, som ikke er dækket af modeller (hverken statistiske eller mekanistiske modeller). Det er en forudsætning for metoden, at der eksisterer informationer om miljøtilstanden. Hvis der ikke foreligger observationer, der gør det muligt at fastlægge tilstand, er der ikke beregnet et indsatsbehov.

Som det fremgår af Tabel 6 i Del 1 af rapportserien ”*Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen. Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder*” er indsatsbehovet for ét meta-område beregnet på basis af resultater fra de to modeltilgange (statistisk modellering og mekanistisk modellering). Efterfølgende er det resulterende indsatsbehov for det enkelte område fundet ved at midle resultaterne fra de to modeltilgange, se /1/. I det følgende beskrives de enkelte beregninger baseret på de mekanistiske modelresultater.

For at anvende en meta-analyse er der behov for en række informationer: Data for tilstand, et miljømål for vandområdet foruden en beskrivelse af områdets følsomhed over for kvælstoftilførsel fra land, altså hvor meget ændres tilstanden (i %) ved en reduktion (i %) i kvælstoftilførslen. Som beskrevet ovenfor er følsomheden for de vandområder, der er dækket af en mekanistisk model, udtrykt ved den hældning, der er beregnet med screeningsværktøjet for de to miljøtilstandsindikatorer<sup>a</sup>. Disse resultater benyttes efterfølgende som en del af meta-analysen.

Principperne for meta-analysen er:

- Status beregnes ud fra observationer fra perioden 2007-2012 af fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen  $K_d$ .
- Er der ingen observationer af fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen  $K_d$  i perioden, beregnes indsatsbehov ikke.
- Ålegræs' potentielle dybdegrænse (hvor der er tilstrækkeligt lys) omsat til  $K_d$ -miljømål, den aktuelle vanddybde i et vandområde og den observerede dybdegrænse sammenholdes for at fastlægge miljømålet for  $K_d$ .
- Fra de mekanistiske modeller benyttes de beregnede følsomheder/hældninger for fytoplanktonklorofyl henholdsvis  $K_d$  indikatorerne til fastsættelse af indsatsbehov for det enkelte vandområde.
- Det endelige indsatsbehov beregnes herefter som et gennemsnit af de to indikatorbaserede indsatsbehov.

Som det fremgår af ovenstående, er der stort set ingen forskel på fremgangsmåde til beregning af indsatsbehov baseret på de mekanistiske modeller (se kapitel 6.6) og metoden til beregning af indsatsbehov baseret på meta-analysen. Forskellen ligger reelt i den hældning som benyttes til at komme fra tilstand til miljømål, se Figur 7. I det følgende forklares hvorledes den hældning, der er anvendt i meta-analysen, er bestemt.

### 8.1 Meta-analyse relationer

Som baggrund for definition af relationen mellem tilstand for en given indikator og kvælstoftilførsel (følsomheden) er de hældninger, der er fundet med screeningsværktøjet

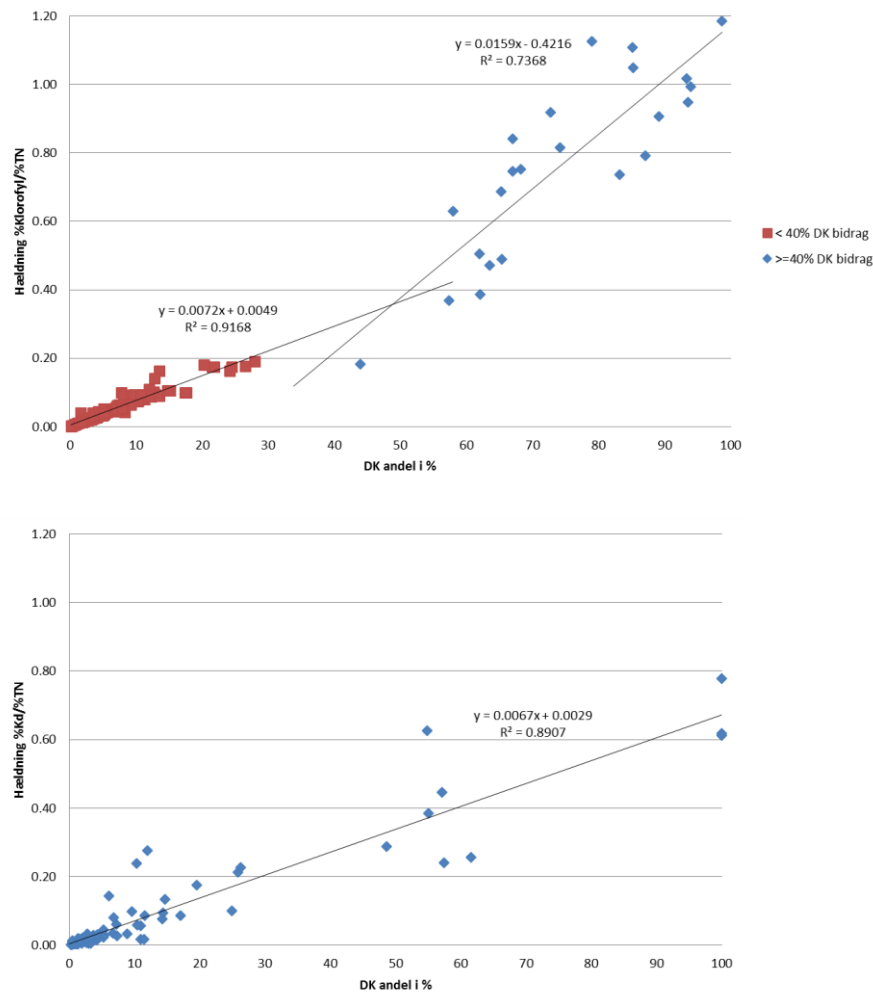
---

<sup>a</sup> Se /2/ for en beskrivelse af hældningen beregnet ud fra de statistiske modeller

(afsnit 6.3), samlet og sammenholdt med de tilsvarende data for det danske kvælstofs andel af den enkelte indikator, se Figur 13.

Af figuren fremgår det, at for fytoplanktonklorofylindikatoren er data opdelt i 2 grupper afhængigt af størrelsen af den danske andel. Der er derfor beregnet to korrelationsfaktorer; en for områder, hvor den danske andel er mindre end 40%, og en tilsvarende for områder, hvor den danske andel er større end 40%, se Figur 13 øverst.

For  $K_d$  er der ikke en tilsvarende gruppering af vandområderne og for denne indikator er der derfor beregnet én korrelationsfaktor, se Figur 13 nederst.



Figur 13 Sammenhæng mellem den danske andel af miljømålsindikatoren og områdets følsomhed over for den danske kvælstoftilførsel (dvs. hældningen på screeningsværktøjets relationer mellem dansk kvælstoftilførsel og effekt på indikatoren). Øverst vises sammenhæng for fytoplankton-sommerklorofyl og nederst vises tilsvarende sammenhæng for ålegræs-proxyen sommer- $K_d$ . Data er fra de vandområder, som er omfattet af den mekanistiske økosystemmodellering.

Ved at korrigere de enkelte hældninger på Figur 13 for den tilhørende danske andel, er der beregnet en uniform hældning for de tre kurver og dermed hældninger til brug for meta-analysen. De 3 uniforme hældninger (baseret på datasæt vist i Figur 13) bliver dermed:

#### **Klorofyl:**

- Hældning korrigeret ift. område andel (DK andel < 40%): 0,84 %klorofyl pr. %Total N (StDev = 0,30 %klorofyl pr. %Total N)

- Hældning korrigeret ift. område andel (DK andel > 40%): 1,00 %klorofyl pr. %Total N (StDev = 0,25 %klorofyl pr. %Total N)

 **$K_d$ :**

- Hældning korrigeret ift. område andel: 0,74 % $K_d$  pr. %TN (StDev = 0,43 % $K_d$  pr. %TN)

Tidligere har DHI udført en modelberegning for Karrebæk Fjord, se /8/. Denne undersøgelse underbygger de overordnede generelle meta-hældninger fundet i denne undersøgelse, da den tidligere undersøgelse fandt (beregnet som %:%) en effekt tæt på en 1:1 af kvælstofreduktioner på fytoplankton-sommerklorofyl for Karrebæk Fjord, hvor en meget stor andel af kvælstoffet stammer fra dansk opland alene.

## 8.2 Meta-analyse for Nordsøen

Med hensyn til Nordsøen har tilgangen været anderledes. I Nordsøen er der ingen krav til ålegræs og dermed ikke noget krav til  $K_d$ . Derfor er der udelukkende et miljømål for fytoplankton-sommerklorofyl.

Sammenhængen vist i Figur 13 øverst benyttes også i Nordsøen, men i stedet for at benytte en hældningerne, som beskrevet i forrige afsnit, benyttes en hældning som korresponderer til en estimeret andel af dansk aktivt kvælstof i det enkelte vandområde. Andelen er beregnet ved at afvikle modellen for Nordsøen med mærkning af danske ferskvandskilder, tyske, hollandske og belgiske ferskvandskilder foruden af bidrag for den åbne del af Nordsøen. Dermed er det muligt at vurdere den mængde vand i et specifikt vandområde, der stammer fra danske kilder, udenlandske kilder eller fra den åbne del.

Mængden af vand i et område kan dog ikke alene benyttes til at vurdere effekten på indikatorerne, da det er andelen af indikatoren vurderet på baggrund af omsætteligt kvælstof. Derfor vægtes de enkelte bidrag i forhold til nitratkoncentrationer i henholdsvis de danske kilder, tyske, hollandske og belgiske kilder samt af koncentrationer for den åbne del af Nordsøen. Derefter bestemmes den danske andel og den tilsvarende hældning for hvert vandområde i Nordsøen ved hjælp af Figur 13 øverst.

Denne indirekte metode er naturligvis behæftet med usikkerheder, specielt fordi den lokale omsætning i vandområderne ikke er indregnet, men metoden er på det eksisterende grundlag den bedst mulige måde at komme frem til følsomheden i det enkelte vandområde, og tillader estimering af et indsatsbehov ud fra informationer om status, miljømål og følsomhed fra andre vandområder.

## 8.3 Beregnede indsatsbehov

Tabel 5 identificerer de vandområder, som der er udarbejdet en meta-analyse for baseret på den generelle metode beskrevet i kapitel 8.1 foruden resultaterne af meta-analysen. Ligeledes er der i

Tabel 6 vist resultater for Nordsø-vandområderne, hvor metoden beskrevet i kapitel 8.2 er anvendt. De resulterende behov er beregnet som gennemsnit af indsatsbehovene beregnet for fytoplankton-sommerklorofyl og ålegræs-proxyen  $K_d$ . For Nordsøen indgår udelukkende fytoplankton-sommerklorofyl og derudover er der foretaget en gruppering af Vadehavs-områderne og vandområderne langs Vesterhavskysten.

Tabel 5 Meta-analyse indsatsbehov baseret på modelresultater fra de mekanistiske modeller. Resultaterne er vist for de analyserede vandområder for den enkelte indikator og det beregnede samlede indsatsbehov pr. vandområde.

Vandområde	Omr. ID	Behov baseret på klorofyl	Behov baseret på $K_d$	Samlede behov	Kommentar.
<i>Augustenborg</i>	105	48%	11%	29%	
Als Fjord	103	23%	66%	44%	
Als Sund	104	23%	0%	11%	
Præstø Fjord	47	51%	20%	36%	
Nærrå Strand	59	63%	59%	61%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Dalby Bugt	61	0%	0%	0%	
Haderslev Fjord	106	111% <sup>a</sup>	72%	91%	
Norsminde Fjord	146	47%	78%	62%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Kertinge Nor	84	64%	0%	32%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Nakkebølle Fjord	63	29%	1%	15%	Status $K_d$ > end observeret dybdegrænse: $K_d$ status beregnes fra dybdegrænse
Holckenhavn Fjord	83	73%	0%	37%	
Kerteminde Fjord	84	0%	31%	16%	
Karrebæk fjord	35	50%	14%	32%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Lillestrand	62	Ingen status	93%	-	
Bredningen	74	Ingen status	Ingen status	-	
Emtekær Nor	75	Ingen status	Ingen status		
Gamborg Nor	78	Ingen status	Ingen status	-	

<sup>a</sup> For Haderslev Fjord er afstanden mellem tilstandsmåligerne og miljømålet stort, og meta-analysen giver et indsatsbehov større end 100% for fytoplanktonklorofyl. Dette skyldes muligvis placeringen af målestationen, som ligger langt inde i fjorden, og derfor ikke nødvendigvis repræsenterer vandområdet som sådan.

Vandområde	Omr. ID	Behov baseret på klorofyl	Behov baseret på $K_d$	Samlede behov	Kommentar.
<i>Gamborg Fjord</i>	80	28%	15%	21%	
Bålgø Nor	81	Ingen status	Ingen status	-	
Aborg Minde Nor	82	Ingen status	Ingen status	-	
Thurø Bund	65	Ingen status	Ingen status	-	
Lindelse Nor	68	0%	42%	21%	Status $K_d$ > end observeret dybdegrænse: $K_d$ status beregnes fra dybdegrænse
Vejlen	69	Ingen status	Ingen status	-	
Salme Nor	70	Ingen status	Ingen status	-	
Tryggelev Nor	71	Ingen status	Ingen status	-	
Kløven	72	0%	0%	0%	Status $K_d$ > end observeret dybdegrænse: $K_d$ status beregnes fra dybdegrænse
Lunkebugten	89	0%	2%	1%	
Korsør Nor	16	Ingen status	Ingen status	-	
Basnæs Nor	17	0%	30%	15%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Holsteinborg Nor	18	0%	9%	5%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Skælskør Fjord og Nor	25	32%	Ingen status	-	
Avnø Fjord	37	0%	0%	0%	Status $K_d$ > end observeret dybdegrænse: $K_d$ status beregnes fra dybdegrænse
Stege Nor	49	84%	65%	74%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Skårupøre Sund	64	Ingen status	Ingen status	-	
Orestrand	76	Ingen status	Ingen status	-	
Helnæs Bugt	87	45%	19%	32%	

Vandområde	Omr. ID	Behov baseret på klorofyl	Behov baseret på $K_d$	Samlede behov	Kommentar.
<i>Genner Bugt</i>	101	<i>Ingen status</i>	<i>Ingen status</i>	-	
Avnø Vig	108	73%	21%	47%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde
Hejlsminde Nor	109	75%	23%	49%	Ålegræs dybdegrænse > vanddybde: $K_d$ mål beregnes ud fra vanddybde

Tabel 6 Meta-analyse indsatsbehov baseret på modelresultater fra Nordsømodellen. Indsatsbehov er beregnet for fytoplankton-sommerklorofyl indikatoren.

Vandområde	Omr. ID	Behov baseret på klorofyl	Behov pr. gruppe
Juvre Dyb	107	29%	29%
Lister Dyb	111	26%	
Knude Dyb	120	33%	
Graa Dyb	121	27%	
Vesterhavet, syd	119	22%	14%
Vesterhavet, nord	133	10%	
Skagerrak	221	10%	

## 9 Referencer

- /1/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 1. Metode til bestemmelse af Målbekæmpelse. December 2014.
- /2/ 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. December 2014.
- /3/ Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34. <http://www.dmu.dk/Pub/SR34.pdf>
- /4/ Ramūnas Stepanauskas, Niels O. G. Jørgensen, Ole R. Eigaard, Audrius, Vikas, Lars Tranvik, and Lars Leonardson (2002). Summer inputs of riverine nutrients to the Baltic Sea: bioavailability and eutrophication relevance. Ecological Monographs 72:579–597.
- /5/ Windolf, J., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S.L. & Thodsen, H. 2013. Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 110 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 31. <http://dce2.au.dk/pub/TR31.pdf>
- /6/ 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.
- /7/ 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>
- /8/ DHI (2011): Effekt af Nærings saltsreduktioner på Miljøtilstanden i Karrebæk Fjord, Dybsø Fjord og Smålandsfarvandet. Modelopsætning og –scenarier. DHI Rapport (DHI ref.:11808574).
- /9/ DHI (2014): MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hydrodynamic and Transport Module. Scientific Documentation. MIKE by DHI.
- /10/ DHI (2014): ECO Lab. Short Scientific Description. MIKE by DHI.
- /11/ Droop M (1983): 25 Years of algal growth kinetics. A personal view. Bot Mar 26:99–112
- /12/ HELCOM (2011): The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Balt. Sea Environ. Proc. No. 128
- /13/ HELCOM (2007): HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland, 15 November 2007 ([http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP\\_Final.pdf](http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf))
- /14/ Gøteborg protokol: <http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-388-8/html/kap11.htm>



- /15/ Marine Vandplan Værktøjer. God økologisk status - Undersøgelse af klorofyl-mål for danske marine vandområder. NST. Under udarbejdelse.
- /16/ EU. COMMISSION DECISION of 20 September 2013. (2013/480/EU)

