

Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag

Synteserapport

Teknisk Rapport
11827024

Juni 2024

Udarbejdet for Miljøstyrelsen

Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag

Synteserapport

Teknisk Rapport
11827014

Udarbejdet for: Miljøstyrelsen
Repræsenteret ved: Lidde Bagge Jensen, Kontorchef

Kontaktperson: Anders Chr. Erichsen, aer@dhigroup.com
Projektleder: Trine Cecilie Larsen
Kvalitetsansvarlig: Mads Joakim Birkeland
Forfattere: Anders Chr. Erichsen
Projektnr.: 11827024
Godkendt af: Anders Chr. Erichsen
Godkendelsesdato: 10/6-2024
Revision: Final 1.0
Klassifikation: **Åben:** Dette dokument kan frit deles med personer inden- og udenfor DHI-koncernen.
Filnavn: SyntheseRapport SO v7

Forord

Denne rapport er udarbejdet som en del af projektet 'Second Opinion, fase III (Styrket modelgrundlag)'. Projektet er igangsat og finansieret af Miljøstyrelsen (MST) som en del af evalueringen af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen i vandområdeplanerne ("Second Opinion"), som blev igangsat på baggrund af "Aftalen om grøn omstilling af dansk landbrug" fra oktober 2021. Second opinion er organiseret under en taskforce, med deltagelse af Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Finansministeriet (formand). Kommissoriet for arbejdet fremgår af Finansministeriets hjemmeside¹.

MST forestår med bistand fra forskningsinstitutioner den faglige gennemførelse af Second Opinion, Fase III, som består af tre elementer;

- (1) opdatering af statusbelastning og baseline 2027,
- (2) gennemførelsen af projektet 'Second opinion, fase III, styrket modelgrundlag' hvor modelgrundlaget opdateres under inddragelse af input fra Second Opinion, Fase I (redegørelse for det nuværende juridiske og naturfaglige grundlag og handlerum inden for Vandrammedirektivet), Fase II (evaluering af resultaterne fra Fase I gennemført af et hold uvildige internationale forskere), og der gennemføres analyser af muligheden for anvendelse af supplerende virkemidler (fosforvirkemidler og virkemidler med særlig effekt i algernes vækstsæson),
- (3) revideret opgørelse af det resterende indsatsbehov for kvælstof fordelt på deloplade og tilhørende virkemidler.

Dette projekt omhandler punkt 2, 'Second Opinion, Fase III, styrket modelgrundlag' er ledet af DHI og udført i samarbejde med Aarhus Universitet (DCE og DCA), COWI, GEUS, DTU Aqua og KU.

Denne rapport 'Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Synteserapport' er en af syv leverancer fordelt på fem arbejdsplaner fra Projektet Second Opinion, Fase III, styrket modelgrundlag', og bør ses i sammenhæng med de øvrige hovedrapporter fra projektet, som denne rapport er en sammenfatning af. Sammenfatningen er udarbejdet af DHI på baggrund af de bagvedliggende rapporter. Inddragelsen af resultater fra disse rapporter er kvalitetssikret af forfatterne til disse. Der henvises til de enkelte delrapporter for specificering af forfatterskab:

- Thodsen H & Tornbjerg H (2023). Næringsstofbelastning, kildeopsplitning og kvælstofretention - AP1 i "Second opinion" fase III (Vandplan 3 genbesøg).
- Salomonsen SD & Ottosen TW (2023). Second Opinion Fase III. Styrket Modelgrundlag. Punktkilder.
- Højberg AL, Børgesen CD & Andersen HE (2024). Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler
- Erichsen AC, Larsen TC, Christensen JPA & Timmermann K (2024). Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Styrket modelgrundlag, scenarier og fortolkninger. Arbejdsplan 4
- Jacobsen BH (2024). Omkostninger ved at nå kvælstofkrav i vandområdeplanerne 2021-2027 – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag.
- Hasler B. & Filippelli R. 2024: Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN_P. Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Arbejdsplan 5.

Ovenstående rapporter udgør dermed det faglige grundlag bag denne synteserapport. Selve projektet udvides imidlertid med ekstra beregninger af indsatskrav til fosfor til kystvande, hvorfor der udarbejdes

¹ https://fm.dk/media/25992/kommissorium-for-second-opinion_a.pdf

et tillæg til Hasler B. & Filippelli R (2024). Dette tillæg er ikke færdiggjort ved færdiggørelsen af denne synteserapport, hvorfor resultater fra dette tillæg ikke indgår.

Miljøstyrelsen har kommenteret på tidligere versioner af denne rapport, men valg af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar. Rapporten er kvalitetssikret i henhold til DHI's kvalitetssikringsprocedurer.

Indholdsfortegnelse

Forord	3
1 Baggrund	7
1.1	Formål og forudsætninger	8
2 Introduktion	10
3 Næringsstofftilførsler	13
3.1	Næringsstoftransporter	13
3.1.1	Punktkilder	13
3.1.2	Diffuse kilder	16
4 Effekter i kystvande	21
4.1	Beregninger	22
4.2	Årsækvivalenter	23
4.3	Antagelser og forbehold	25
5 Økonomisk optimering	29
5.1	Genberegning af indsatsbehov ved brug af SMART-modellen	29
5.1.1	Forudsætninger i SMART-modellen	29
5.1.2	Resultat af genberegning af udgangspunkt	29
5.1.3	Indregning af opdateret retention, omkostninger og sæson	31
5.2	Økonomiske beregninger med TargetEconN og TargetEconP	33
5.2.1	Genberegning af omkostningsberegninger i forhold til 2022-beregningerne	34
5.2.2	Forudsætninger	34
5.2.3	Resultater for kvælstof – sæsoneffekter	35
5.2.4	Resultater for fosfor	35
6 Opsummering	37
6.1	Kildeopsplitning, punktkildebidrag og virkemidler	37
6.2	Diffuse bidrag og virkemidler	38
6.3	Effektberegninger i de marine vandområder	39
6.4	Omkostningseffektivitet	41
6.5	Prioritering af indsatser - årsækvivalenter	41
6.6	Opsummerende konklusion	42
7 Referencer	44

Figurer

Figur 2-1	Vandområder, som er identificeret som særligt P-følsomme (grøn) eller følsomme overfor N-tilførsler fra maj til september (gul), eller begge (lilla).	11
Figur 3-1	Ændring i N-tilførsel til de enkelte marine vandområder efter implementering af drænvirkemidler på 100 % af det egnede areal i hvert af de enkelte vandområders opland (se Tabel 2-1 for at oversætte vandområdenumre til vandområdenavne).	17
Figur 4-1	Overblik over de ni modeller, som er anvendt til at undersøge miljøeffekter af supplerende TP-indsatser eller indsatser, som er målrettet TN- og TP-reduktioner i vækstsæsonen.	21
Figur 4-2	Skematisk gennemgang af metode til beregning af ækvivalenter. Detaljer er beskrevet i Erichsen et al. (2024).	23
Figur 4-3	Sammenhæng (dosis-respons) mellem TN-tilførsel til vandområde 157 (Bjørnsholm Bugt, Risgaard Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning) og sommer-klorofyl-a.	27

Tabeller

Tabel 2-1	Oversigt over vandområder, der blev udvalgt til nærmere analyse i SO, fase III, på baggrund af resultater fra VP3.	12
Tabel 3-1	Månedlig fordeling (%) af TN- og TP-årsudledning fra punktkilder.	15
Tabel 4-1	Opsummering af årsækvivalenter for punktkilder, drænvirkemidler og markvirkemidler.	25
Tabel 5-1	Omkostninger og effekter i SMART hovedanalyse.	30

1 Baggrund

Miljøministeriet sendte den 22. december 2021 udkast til Vandområdeplaner 2021-2027 (VP3) i høring.

Det er, med "Aftale om en grøn omstilling af dansk landbrug" fra 4. oktober 2021 ('Landbrugs-aftalen'), politisk besluttet at gennemføre en "Second Opinion" (SO), der skal gennemgå det faglige grundlag for opgørelsen af kvælstofindsatsbehovet, som det fremgår af VP3, som blev sendt i høring den 22. december 2021, og vedtaget i juni 2023. SO er organiseret af en taskforce med deltagelse af Finansministeriet (FM) (formand), Miljøministeriet (MIM) og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM).

Som det fremgår af taskforcens kommissorium² for SO af 8. februar 2022, skal resultaterne foreligge, så de vil kunne indgå ved det foreslåede genbesøg 2023/2024 som del af grundlaget for beslutning om håndtering af den resterende kvælstofindsats frem mod 2027. I 'Landbrugsaftalen' beskrives opgaven således:

"Aftaleparterne er enige om, at der skal gennemføres en evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen ("second opinion"), bl.a. under inddragelse af internationale forskere. En second opinion vil omfatte en evaluering af det faglige grundlag for kvælstofindsatsen mhp. at afdække, om der er foretaget antagelser, forudsætninger eller valg, som vil kunne lede til en justeret opgørelse af et resterende kvælstofindsatsbehov inden for de juridiske og naturvidenskabelige rammer for Vandrammedirektivet.

En second opinion skal også omfatte en opdateret vurdering af effekten af kvælstof-baselinen og betydningen af opgørelser af kvælstofudledningen på baggrund af senest tilgængelige data. Aftaleparterne drøfter kommissorium på baggrund af et oplæg fra regeringen. Der afsættes 29 mio. kr. til indsatsen. Der nedsættes en task-force, der ledes af Finansministeriet. Gennemgangen skal være afsluttet mhp. at kunne indgå i genbesøget i 2023/2024."

En SO skal således gennemgå det faglige grundlag for opgørelsen af kvælstofindsatsbehovet, som det fremgår af VP3.

SO gennemføres i tre faser. Fase I og II inddrager danske og internationale eksperter og forestås af taskforcen bag SO og omfatter en redegørelse for det nuværende juridiske og naturfaglige grundlag og handlerum inden for Vandrammedirektivet, herunder fokus på mindst seks forskellige elementer i vandplansarbejdet under inddragelse af uvildige internationale forskere.

Fase III forestås af MST med bistand fra forskningsinstitutioner i forhold til gennemførelse af det praktiske arbejde, der omfatter en opdatering af statusbelastning og baseline 2027, et styrket modelgrundlag under inddragelse af input fra faserne I og II samt en revideret opgørelse af det resterende indsatsbehov for kvælstof fordelt på deloplande og tilhørende virkemidler.

² https://fm.dk/media/25992/kommissorium-for-second-opinion_a.pdf

Fase III arbejdet kan opdeles i 3 aktivitetsspor:

Aktivitetsspor "Second Opinion" Fase III

1. Opdatering af statusbelastning og baseline 2027
2. Gennemførelse af projektet 'Second Opinion, Fase III, Styrket modelgrundlag', herunder:
 - a. Fosfor: Identifikation af muligheder for supplerende fosforindsats.
 - b. Sæsonfokuseret indsats: Identifikation af muligheder for yderligere anvendelse af kvælstofvirkemidler med særlig effekt i sommerhalvåret.
 - c. Inddragelse af input fra fase I og II.
 - d. Inddragelse af resultaterne fra "lokale funderede analyser"
3. Opdatering af et revideret resterende indsatsbehov fordelt på oplande og tilhørende virkemidler.

Nærværende rapport opsummerer hovedresultaterne fra delelementerne a og b under aktivitetsspor 2 i projektet 'Second Opinion, Fase III, Styrket modelgrundlag', og skal dermed ses som en samlen rapport, der opsummerer de vigtigste resultater fra projektets fem faglige arbejdsplaner (AP1-AP5). Resultaterne fra de enkelte arbejdsplaner er beskrevet i større detaljeringsgrad i særskilte rapporter, som udgøres af Thodsen & Tornbjerg (2023), Salomonsen & Ottosen (2023), Højberg et al. (2024), Erichsen et al. (2024), Jacobsen (2024) og Hasler B. & Filippelli (2024), foruden denne sammenfattende rapportering. Dertil udarbejdes et tillæg til Hasler B. & Filippelli (2024), som inkluderer indsatser for fosfor til kystvande i en række vandområder.

De to delelementer c og d gennemføres og afrapporteres som særskilte projekter uafhængigt af projektet om delelementerne a og b. Ligeledes gennemføres Aktivitetsspor 1 "Opdatering af statusbelastning og baseline 2027" i et særskilt projektspor uafhængigt af aktivitetsspor 2. Aktivitetsspor 3 gennemføres ligeledes i et særskilt projektspor, men baseret på input fra aktivitetsspor 1 og 2. Resultaterne fra aktivitetsspor 1 og 3 vil indgå som en del af grundlaget for beslutning om håndtering af den resterende kvælstofindsats frem mod 2027.

1.1 Formål og forudsætninger

I forbindelse med forarbejdet til VP3 blev effekter af en mere fokuseret fosforregulering vurderet på et foreløbigt grundlag, blandt andet på grundlag af kystvandenes specifikke P-følsomheder beregnet i VP3-modelprojektet (se f.eks. Erichsen et al. (2021a)). På baggrund heraf blev der udpeget kystvande med tilhørende oplande, hvor en supplerende fosforindsats potentielt ville kunne supplere og/eller erstatte dele af en kvælstofindsats, men det reelle oplandsspecifikke potentiale for en sådan supplerende fosforindsats var på daværende tidspunkt ikke kendt i detaljer.

Tilsvarende blev der identificeret en række vandområder, hvor målrettet reduktion af kvælstofudledning i vækstsæsonen³ potentielt kan reducere det beregnede reduktionsbehov for kvælstof på årsniveau.

³ Vækstsæsonen defineres i henhold til de relevante indikatorer som maj til september for klorofyl-a og marts til september for lysforholdene ved bunden (K_d).

Formålet med projektet omkring 'Styrket Modelgrundlag, aktivitetsspor a og b' er at kvantificere effekterne af 1) helårsreduktioner i fosfortilførsler samt 2) reduktioner af kvælstof- og fosforudledning fokuseret på vækstsæsonen, med henblik på at generere ny viden, der kan indgå i opdateringen af indsatsbehov i forbindelse med genbesøget.

Det samlede projekt omkring aktivitetsspor a og b i projektet om 'Styrket Modelgrundlag, fase III' er organiseret i syv arbejdsplaner (AP'er), som bidrager til projektets samlede formål med henblik på at analysere potentialer for anvendelse af de supplerende virkemidler (fosfor, reduktioner målrettet vækstsæsonen), samt miljøeffekter og omkostningseffektivitet af forskellige kombinationer af disse indsatsmuligheder i forhold til at adressere et resterende indsatsbehov ved genbesøget af VP3 i 2023/2024.

- AP1: Belastning og kildefordeling af kvælstof og fosfortilførsler
- AP2: Punktkildebidrag / virkemidler (inkl. økonomi)
- AP3: Diffust bidrag / virkemidler
- AP4: Styrket modelgrundlag – beregning virkemiddeleffekter (scenarier, fortolkning)
- AP5: Økonomi / omkostningseffektivitet
- AP6: Opdateringer af modelgrundlaget (input fra faser 1+2 og lokalt funderede analyser)
- AP7: Projektledelse og -koordinering

Som nævnt ovenfor, er denne rapport en sammenfatning af resultaterne fra AP1-5 i projektet omkring 'Styrket Modelgrundlag (fase III).

Parallelt med arbejdet i AP1-5, har der været afviklet forskellige mindre projekter i AP6 relateret til input fra faserne 1 og 2. Dels har eksperterne bag den internationale evaluering efterspurgt materiale, som er blevet udarbejdet som en del af AP6, og baseret på anbefalingerne i fase 1 og 2 har Miljøstyrelsen ligeledes efterspurgt forskellige opdateringer, som fx genberegning af målbelastninger. Nærværende rapport inkluderer ikke materiale udarbejdet under AP6, og her henvises til materiale bag den internationale evaluering, foruden supplerende dokumenter, som kan findes under [Supplerende oplysninger - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#), når de publiceres.

Derudover var der i projektbeskrivelsen lagt op til, at eventuelle input fra projektet om lokalt funderede analyser kunne indgå i en opdatering i AP6, men projektet har ikke givet anledning til ekstra aktiviteter i AP6.

2 Introduktion

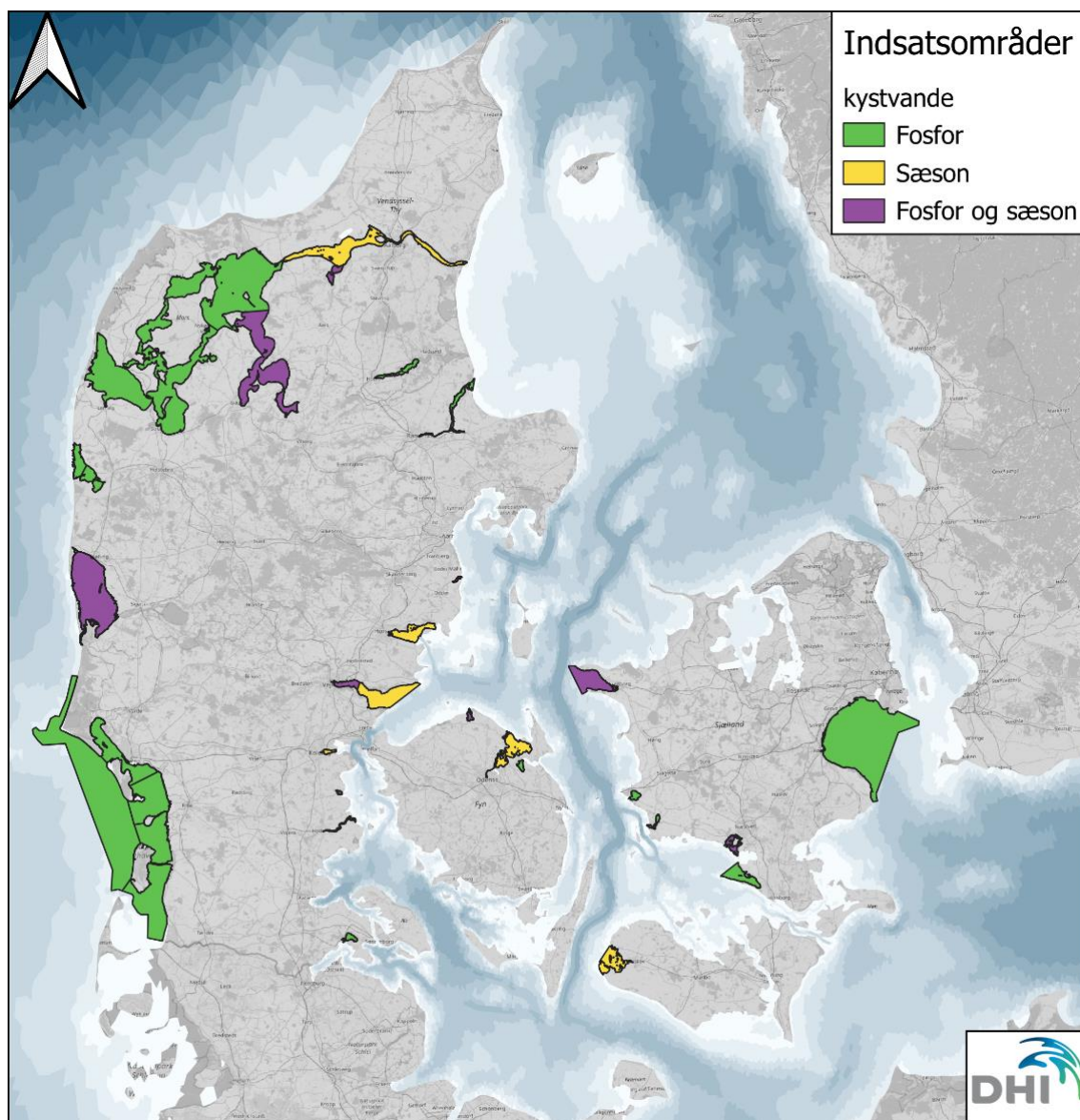
I vandområdeplanerne er danske kystnære marine vandområder inddelt i 109 kystvandområder, som dækker over små lukkede fjorde og nor, såvel som større åbne vandområder. De økologiske forhold i et vandområde udgøres af en række komplekse fysiske og biogeokemiske (økologiske) sammenhænge, som varierer meget mellem de individuelle vandområder. Udover de direkte ferskvands- og næringsstofftilførsler, påvirkes den økologiske tilstand af fx vandudvekslingen med tilhørende vandområder, dybdeforhold, blanding af vandsøjlen og lagdeling, næringsstoffdynamikken i vandområderne, herunder betydningen af den interne belastning, (som igen er påvirket af fx vandudveksling).

Under modeludviklingen bag vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) blev der udpeget en række vandområder med tilhørende oplande, hvor en supplerende fosforindsats potentielt ville kunne supplere og/eller erstatte dele af en kvælstofindsats (Erichsen et al. 2021a), eller er følsomme overfor næringsstoffer tilført i vækstsæsonen (Erichsen et al. 2021b).

Samlet set blev 31 vandområder identificeret som særligt fosfor-(P)-følsomme, mens screeningen i Erichsen et al. (2021b), identificerede 18 vandområder, som værende potentielt følsomme for kvælstof (N) tilførsler i perioden maj-september (Figur 2-1 og Tabel 2-1).

Som det fremgår af Figur 2-1 og Tabel 2-1, er det i stor udstrækning vandområder i Vadehavet, Vesterhavsfjordene Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord, samt en væsentlig del af Limfjorden, som er særligt P-følsomme, foruden et område langs sydøst Sjælland kyster fra Køge Bugt til Karrebæk Fjord. Derudover er der en række vandområder spredt over resten af landet, som også har nogen P-følsomhed. I denne sammenhæng skal nævnes, at modelprojektet til VP3 har identificeret, at flere vandområder har en grundlæggende P-følsomhed. Det var dog kun 31 vandområder, som blev udpeget til videre analyse på baggrund af foreløbige opgørelser af P-potentialer samt tilstedeværelsen af et resterende indsatsbehov.

Vandområder, som er identificeret som potentielt følsomme for N i vækstsæsonen maj-september, dækker overordnet set vandområder med kort opholdstid, og de er spredt over hele landet.



Figur 2-1 Vandområder, som er identificeret som særligt P-følsomme (grøn) eller følsomme overfor N-tilførsler fra maj til september (gul), eller begge (lilla).

Analysen i Erichsen et al. (2021b), tog udgangspunkt i to mekanistiske modeller dækkende henholdsvis vandområder i og omkring det Nordlige Bælthav foruden vandområder i og omkring Smålandsfarvandet. Resultaterne fra disse to modelområder afslørede kun få vandområder, som var særligt P-følsomme i vækstperioden, hvorfor analysen ikke kunne bruges til at konkludere på sæsonmæssige særligt P-følsomme vandområder på landsplan. Dette er imidlertid ikke tilfældet i nærværende projektrapportering, hvor alle tilførsler analyseres individuelt for både N- og P-tilførsler i vækstperioden.

De vandområder, som er identificeret som relevante i denne sammenhæng, er listet i Tabel 2-1 og vist i Figur 2-1. Randers Fjord er udpeget som særligt P-følsom baseret på data fra de statistiske modeller bag vandområdeplanerne. Der er imidlertid ikke opsat en mekanistisk model for Randers Fjord. Eftersom det er de mekanistiske modeller, der benyttes til at analysere de detaljerede effekter af de enkelte næringsbidrag, har det ikke været muligt at foretage yderligere analyser for Randers Fjord i AP4.

Tabel 2-1 Oversigt over vandområder, der blev udvalgt til nærmere analyse i SO, fase III, på baggrund af resultater fra VP3.

Tabellen inkluderer vandområder, som vurderes at være særligt P-følsomme, eller er følsomme over for sæsonreduktioner (dvs. reduktioner af fosfor og/eller kvælstof i perioden fra maj til september).

ID	Vandområde	P	Sæson
16	Korsør Nor	X	
25	Skælskør Fjord og Nor	X	
29	Kalundborg Fjord	X	X
35	Karrebæk Fjord	X	X
37	Avnø Fjord	X	
59	Nærrå Strand	X	X
85	Kertinge Nor	X	
92	Odense Fjord, ydre		X
93	Odense Fjord, Seden Strand		X
106	Haderslev Fjord		X
107	Juvre Dyb	X	
109	Hejlsminde Nor	X	X
110	Nybøl Nor	X	
111	Lister Dyb	X	
119	Vesterhavet, syd	X	
120	Knudedyb	X	
121	Grådyb	X	
122	Vejle Fjord, ydre		X
123	Vejle Fjord, indre	X	X
124	Kolding Fjord, indre		X
128	Horsens Fjord, indre		X
129	Nissum Fjord, ydre	X	
130	Nissum Fjord, mellem	X	
131	Nissum Fjord, Fjelsted Kog	X	
132	Ringkøbing Fjord	X	X
136	Randers Fjord, indre	X	
137	Randers Fjord, ydre	X	
146	Norsminde Fjord	X	X
157	Bjørnholms Bugt, Riisgaarde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	X	X
158	Hjarbæk Fjord	X	X
159	Mariager Fjord, indre	X	
201	Køge Bugt	X	
207	Nakskov Fjord		X
232	Nissum Bredning	X	
233	Kås Bredning og Venø Bugt	X	
234	Løgstør Bredning	X	
235	Nibe Bredning og Langerak		X
236	Thisted Bredning	X	
238	Halkær Bredning	X	X

I forhold til vandområder med følsomhed overfor især kvælstoftilførsler i perioden maj-september er det overvejende inderfjorde og fjorde med lille opholdstid, som er identificeret som relevante.

Erichsen et al. (2021a), og Erichsen et al. (2021b), danner dermed den faglige baggrund for nærværende projekt og forklarer, hvorfor der samlet set er inkluderet 39 vandområder (Tabel 2-1) med tilhørende oplande i de udførte analyser i aktivitetsspor a og b.

3 Næringsstofftilførsler

Næringsstofftilførslerne til et givet vandområde udgøres af punktkildebidrag og diffuse bidrag. Det diffuse bidrag indeholder en vis mængde næringsstoffer, som kan betragtes som baggrundsbidrag, altså den andel af næringsstofferne som vil være til stede i vandløbene uanset om der er menneskelig aktivitet i oplandet eller ej, og en andel som skyldes menneskelig aktivitet (antropogent bidrag).

Det diffuse bidrag fra oplandet stammer både fra dyrkede og udyrkede arealer. Det varierer som følge af en række elementer, som jordtype, areal anvendelse, vejret, brug af gødning, afgrødevalg, høst, graden af dræning, vådområdeareal, tilstedeværelsen af søer, retention i undergrunden med mere, mens punktkilder udgøres af renseanlæg, industriudledninger, havbrug, dambrug og regnvandsbetingede udledninger (RBU).

At adskille diffust baggrundsbidrag og diffust antropogent bidrag er et udviklingsprojekt i sig selv, og i dette projekt har det ikke været muligt at opdele det diffuse bidrag i baggrundsbidrag og det antropogene bidrag. Derfor opererer vi i denne rapport alene med et punktkildebidrag og et diffust bidrag.

3.1 Næringsstoftransporter

3.1.1 Punktkilder

Månedstilførsler af N og P samt ferskvand er beregnet/opgjort for hvert 4. ordens kystvand. Beregningen er baseret på opgørelsen til NOVANA-rapporten "Vandløb 2018" (Thodsen et al. 2019), som statusbelastningen i VP3 er beregnet ud fra, og de data, som indgår i modeludviklingerne bag målbelastningerne i VP3 (fx Erichsen et al. 2021a).

De diffuse N- og P-tilførsler er opgjort på samme måde som i Thodsen et al. (2019), mens der anvendes et nyt punktkildedatasæt, som er udarbejdet som del af dette projekt (Salomonsen & Ottosen, 2023).

Den primære forskel på det originale og det nye punktkildedatasæt er, at månedsfordelingen af punktkilderne er opdateret i henhold til ny viden fra nærværende projekt. I det originale datasæt var den oplyste årsudledning fra Fagdatacenter (FDC) for punktkilder hos Miljøstyrelsen (MST) opdelt i 12 lige store månedsudledninger. Analyser bag nærværende projekt har imidlertid kvantificeret en mere retvisende fordeling over året (fordelt på månedsvis) af en række punktkilder, og denne månedsfordeling er inkluderet i et nyt datasæt, som indgår i analyserne foretaget i AP4. Den nye månedsfordeling er baseret på data fra PULS-databasen for tre typer af punktkilder; renseanlæg, industriudledninger og dambrug, og dels på baggrund af data fra DHI's badevandsudsigter ([Badevandsudsigten](#)) og arbejde med havbrug (Birkeland et al. 2021).

Da der i tidligere rapporteringer og anvendelse, som f.eks. arbejdet med målbelastninger, jf. vandområdeplaner, og de årlige NOVANA-rapporteringer som fx "Vandløb 2018" (Thodsen et al. 2019), og "Marine områder 2021" (Hansen & Høgslund 2023), hovedsageligt er benyttet årstilførsler, har der ikke tidligere været behov for at analysere på punktkildefordelingerne på månedsbasis fremfor på årsbasis.

I dette projekt har der imidlertid været fokus på næringsstofftilførsler, der tilføres specifikke vandområder i vækstsæsonen, hvor punktkilderne i udgangspunktet fylder relativt mere sammenlignet med tilførsler over hele året. Dermed er der kommet fokus på punktkildefordelingerne over året.

Renseanlæg

Den største punktkilde er typisk udledninger fra renseanlæg, enten indirekte via udledninger til vandløb eller direkte til kystvand (Thodsen & Tornbjerg 2023). I specifikke vandområder er fordelingen anderledes, men i udgangspunktet er renseanlæg den væsentligste punktkilde på

landsplan. Fra PULS databasen kan rensningen på renseanlæg inddeles i tre kategorier: "Avanceret rensning", "mellem rensning" eller "mekanisk rensning". Derudover er der enkelte renseanlæg som er kategoriseret som 'ukendt' og den del dækker typisk industriudledninger.

Baseret på data fra PULS databasen er der beregnet en gennemsnitlig fordeling af udledningerne fra forskellige typer af renseanlæg. Der er en klar sæsonfordeling i udledningerne fra "avanceret rensning" og "mellem-rensning", med større relative udledninger i vintermånederne (~10 % af TN-helårstilførslerne og 9 % af TP-helårstilførslerne) sammenlignet med sommermåneder (~6 % af TN helårstilførslerne og 7 % af TP-helårstilførslerne) (Tabel 3-1). Som det fremgår af Salomonsen & Ottosen (2023), er der variation på estimererne på omkring $\pm 3-4$ % ($2 \times \text{StDev}$), men på baggrund af et stort datasæt må de overordnede resultater anses for at være relativt robuste. Der vil imidlertid være forskel mellem de enkelte renseanlæg, hvilket ikke er inddraget i nærværende analyse.

Industriudledninger

Industriudledninger renses også i forskellige grader, men det har ikke været muligt at fastlægge en robust sæsonfordeling, hvorfor industriudledninger er fordelt med 1/12 per måned, svarende til 8,33 % per måned af helårsbelastningen (Tabel 3-1).

Havbrug

Årsværdien for N- og P-udledninger fra havbrug er vurderet til at følge foderforbruget. Denne metode har også været brugt af fx Nielsen et al. (2015), og Birkeland et al. (2021). Der er anvendt en middelmånedlig udledning af næringsstoffer fra 10 havbrug for perioden 2014-2019, som har været indhentet i forbindelse med tidligere studier af DHI (Tabel 3-1).

I forhold til de vandområder, der indgår i nærværende analyse, er der ingen vandområder, hvor havbrug er relevant, på nær Kalundborg Fjord. Det skal dog bemærkes, at havbruget i Kalundborg Fjord ikke er et klassisk havbrug, men et saltvandsbaseret fiskeopdræt på land. Det er dog taget med her som havbrug for at have konsistens med PULS databasen, hvor det er katalogiseret som et havbrug, men vi har ingen data på udledninger og fordelingen over året.

Dambrug

I henhold til Lassen & Frank-Gopolos (2022), er der baseret på data indrapporteret til PULS-databasen fundet en mindre sæsonfordeling fra dambrug. Sæsonfordelingen er implementeret i nærværende analyse, men som det fremgår af Tabel 3-1, er variationen over året lille for både TN- og TP-tilførsler.

RBU'er

RBU'er dækker samlet set over separatkloakerede og fælleskloakerede regnvandsbetingede udledninger. Der findes i udgangspunkt få data for fordelingerne af udledninger fra RBU'er og her har vi benyttet data fra DHI's badevandsvarsling ([Badevandsudsigten](#)) for perioden 2017-2021. Derfor udgør data fra de anvendte RBU'er alene udledninger fra RBU med kombineret spildevand og regnvand. Separate regnvandsudledninger følger i langt større udstrækning nedbørsmønstret med de største tilførsler i vintermånederne og mindre i sommermånederne.

De anvendte data fra badevandsvarslingen dækker i overvejende grad bynære områder, som Øresundskysten og kyststrækningen fra Kolding til Århus. I nærværende projekt skelnes ikke imellem forskellige typer af RBU'er på grund af manglende baggrundsdata. I PULS udgør de separate regnvandsudledninger omkring 75 %, mens de resterende 25 % følger den gennemsnitlige månedsfordeling af TN- og TP-udledning som vist i Tabel 3-1. Som det fremgår af tabellen, tilføres en større andel af den samlede årstilførsel i juli, august og september, mens de separate regnvandsudledninger ville resultere i større udledninger i vintermånederne. Dette betyder reelt, at vi i nærværende rapport overestimerer effekterne af at reducere på RBU'er overordnet set, mens effekterne på de kombinerede RBU'er vil være beskrevet korrekt.

RBU'er fungerer derudover typisk i pulser, og derfor må det forventes, at tilførslerne er større i aktuelle tilførsler, men aktive i væsentligt kortere perioder, hvorfor der må forventes en relativt større usikkerhed på estimaterne fra RBU'erne end fra de andre punktkilder.

Tabel 3-1 Månedlig fordeling (%) af TN- og TP-årsudledning fra punktkilder.

Data fra rensningsanlæg, dambrug og industri er ifølge Lassen & Frank-Gopolos (2022).

Punktkilde type	Måned											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kvælstof (TN)												
Renseanlæg, avanceret rensning	12,4	12,9	11,4	8,1	6,7	5,7	5,5	5,9	6,1	7,1	8,5	9,6
Renseanlæg, mellem rensning	12,3	12,7	11,2	8,2	6,5	5,6	5,8	6,2	6,2	7,2	8,6	9,4
Renseanlæg, mekanisk rensning	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Dambrug	8,6	8,7	9,1	8,5	8,2	7,8	7,8	7,5	8,1	8,5	8,6	8,6
Industri	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Havbrug	0	0	0	2	13	17	19	16	18	11	3	0
Regn Betingede Udløb (RBU)	5	10	13	5	3	10	10	18	13	8	2	3
Fosfor (TP)												
Renseanlæg, avanceret rensning	10,0	10,1	9,8	8,2	7,9	7,4	7,2	7,6	7,3	7,6	8,2	8,5
Renseanlæg, mellem rensning	10,4	10,6	9,9	8,4	8,1	7,4	7,3	7,4	6,9	7,4	8,0	8,1
Renseanlæg, mekanisk rensning	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Dambrug	8,7	8,6	8,5	8,1	8,2	8,9	8,7	7,9	7,7	7,8	8,4	8,6
Industri	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Havbrug	0	0	0	2	13	17	19	16	18	11	3	0
Regn Betingede Udløb (RBU)	5	10	13	5	3	10	10	18	13	8	2	3

Som en del af arbejdet bag det samlede projekt har Salomonsen & Ottosen (2023), opgjort punktkildebidrag til de enkelte vandområder (til vandløbskant og dermed ikke inklusive eventuel retention⁴) og de tilhørende potentialer for reduktionspotentialer i punktkildebidragene, ligeledes til vandløbskant, og her er reduktionspotentialerne i oplandene til de 37 analyserede vandområder opgjort til:

- Samlet reduktionspotentiale for N (ekskl. Dambrug) på 530 tons N, fordelt på 294 og 31 tons N på henholdsvis kommunale og industrielle renseanlæg, 110 tons N på RBU og 95 tons N på ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse (ikke analyseret nærmere i nærværende rapport).
- Samlet reduktionspotentiale for P (ekskl. dambrug) på 85 tons P, fordelt på 57 og 3 tons P på henholdsvis kommunale og industrielle renseanlæg, 24 tons P på RBU og 1 ton P på ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse (ikke analyseret nærmere i nærværende rapport).
- Samlet reduktionspotentiale fra dambrug på 629 tons N og 52 tons P (reduktionspotentiale opgjort som opkøb/lukning)

I opgørelserne af punktkilder er der fundet store variationer mellem de undersøgte oplande, og for nogle oplande er reduktionspotentialerne små eller nul.

I Danmark renses allerede i stor grad på alle renseanlæg, hvorfor et ekstra rensetrin er relativt omkostningstungt. I forhold til de økonomiske analyser i SO-projektet viser overslag derfor, at det er mest omkostningseffektivt at reducere N fra kommunale renseanlæg (gennemsnit ca. 500 kr/kg N/år) sammenlignet med andre punktkilder, mens det mindst effektive virkemiddel er reduktioner fra RBU'er (gennemsnitligt ca. 5000 kr/kg N/år baseret på resultater fra Stege Nor,

⁴ At der ikke indgår retention betyder, at de samlede punktkildebidrag til kystvande i nogle vandområder vil være overestimerede, og det vil reduktionspotentialerne dermed også være.

Knudedyb, Kolding Fjord indre, ydre, Mariager Fjord, ydre, Thisted Bredning og Halkær Bredning).

Tilsvarende viser de økonomiske analyser, at det er mest omkostningseffektivt at reducere P fra kommunale renseanlæg (gennemsnit 3.000 kr/kg P/år) sammenlignet med andre punktkilder, mens det mindst effektive virkemiddel er reduktioner fra RBU'er (gennemsnitligt 55.000 kr/kg P/år).

Usikkerheder

Som beskrevet i Thodsen & Tornbjerg (2023), er alle punktkilder samlet og inkluderet i de respektive marine vandområder uden hensyntagen til retention. I områder med lille vandløbsretention vil det være en antagelse, som ikke resulterer i en betydelig usikkerhed i de efterfølgende beregninger i AP4 og AP5. I oplande med stor vandløbsretention, hvilket i praksis betyder oplande med større søer, vil det dog resultere i en overestimering af punktkildebidraget og afledte effekter på påvirkede vandområder. Effekten af en potentiel overestimering af effekter i nogle vandområder er ikke adresseret nærmere i projektet.

Der er heller ikke taget højde for effekten af retention på reduktionspotentialerne beskrevet i AP2 (Salomonsen & Ottosen 2023). Reduktionspotentialerne fra punktkilder er beskrevet i potentialer til vandløbskant og inkluderer ikke beregninger i forhold til vandløb med betydende retention, hvilket kan betyde en overestimering af reduktionspotentialerne i nedstrøms vandområder. Dertil kommer betydelig usikkerhed for RBU'er, hvad angår både effekter og omkostninger.

Afslutningsvis skal det huskes, som beskrevet ovenfor, at i vandområder, hvor punktkilder udgør en væsentlig del af de samlede tilførsler over vækstsæsonen, vil en reduktion i punktkilden ændre på den resulterende månedsfordeling til det aktuelle vandområde. Det betyder reelt, at hvis en punktkilde i dag fylder relativt mest i vækstperioden og reduceres, vil det diffuse bidrag efterfølgende betyde relativt mere, og derfor må betydningerne af de respektive kilder (punktkilder versus diffuse bidrag) forventes at ændre sig over tid.

Derudover fordeles alle punktkilder i et opland efter de opdaterede månedsfordelinger (Tabel 3-1). I vandområder med større søer vil denne fordeling dog blive udjævnet, hvorfor de beregnede effekter af punktkilreduktioner alene kan benyttes på punktkilder nedstrøms større søer. Se Thodsen & Tornbjerg (2023), for vandområder, hvor dette er aktuelt.

3.1.2 Diffuse kilder

Udover ændringer i de samlede næringsstofftilførsler beregnet ved reduktioner i punktkilder, er det i AP3 undersøgt om 'drænvirkemidler' mini-vådområder og intelligente buffer zoner, (IBZ'er) samt markvirkemidlerne 'reduceret handelsgødningforbrug' og 'efterafrøder' bidrager med en reduktion af især TN-tilførsler, som varierer over årstiden, og som potentielt kan bidrage med målrettede reduktioner i vækstsæsonen i relevante oplande. For en nærmere beskrivelse af metode, data og resultater henvises til Højberg et al. (2024).

I Højberg et al. (2024), er rapporteret en lang række af scenarier, med forskellige udnyttelsesgrader af drænvirkemidler, henholdsvis efterafrøder og ændret N-tilførsel, og der har i AP3 været fokus på at beregne det maksimale potentiale for drænvirkemidler og markvirkemidler. Baseret på potentialerne er effekterne efterfølgende omsat til ændringer i den samlede TN- og TP-tilførsel til de respektive marine vandområder.

Drænvirkemidler

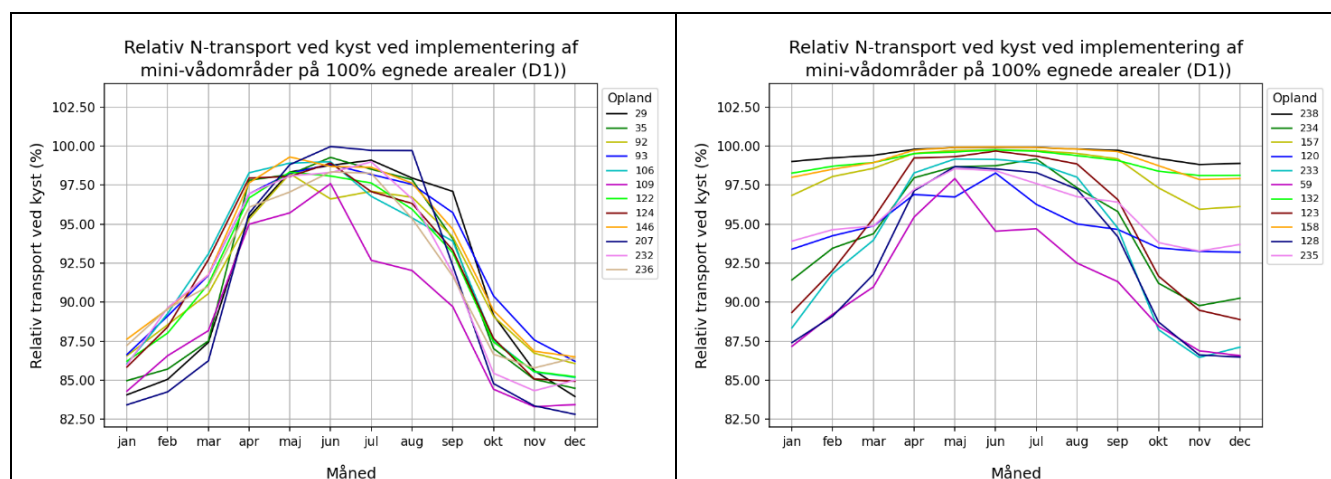
Dræns-scenarierne ved implementering af mini-vådområder (scenario D1-D4, med forskellige niveauer af arealudnyttelse) varierer i analyserne i AP3 med hensyn til, hvor stor en andel af det potentielle areal udnyttes, hvor der sker en målretning af virkemidlet, det vil sige virkemidlet implementeres på arealer med den største samlede reduktionseffekt. For IBZ'er (D5) er der modsat benyttet hele det potentielle areal. For udpegning af potentielle arealer samt beskrivelse

af de enkelte scenarier henvises til Højberg et al. (2024). Den relative sæsonvariation af virkemiddeleffekten, det vil sige fordelingen af effekten mellem månederne over året, følger i stor udstrækning det samme mønster med størst effekt i januar/februar og november/december og mindst effekt fra april til september. Effekterne mellem scenarierne varierer imidlertid, hvor en større udnyttelse af potentialet for virkemidlet resulterer i en større samlet reduktion over året.

Den præcise metode og resultater til beregning af effekter til kystvandet fremgår som nævnt af Højberg et al. (2024). Et eksempel på reduktioner er vist i Figur 3-1 som månedsmidler ved implementering af drænvirkemidlet åbne mini-vådområder på 100 % af det potentielle areal, det vil sige uden en optimering af arealet anvendt til virkemidlet (scenarie D1). I AP4 er effekterne fra den ikke målrettede implementering benyttet, men virkemidlet er alene anvendt på 50 % af det egnede areal, og ikke på 100 %, som vist i Figur 3-1. Det fremgår af analysen i AP3, at effekten af minivådområder opgjort i kg N per ha er noget større ved optimering af arealerne (10 %, 25 % og 50 %), end når det opgøres som gennemsnitseffekten (100 %). Data fra AP3, som vist i Figur 3-1, er benyttet i AP4 til at vurdere effekterne på de to indikatorer sommer-klorofyl-a og lysudslukningskoefficienten (K_d) i vækstperioden, med henblik på at vurdere den samlede potentielle effekt af drænvirkemidler.

Som det fremgår af figuren, findes de største relative reduktioner fra drænvirkemidler i månederne oktober til marts. I de seks måneder bidrager drænvirkemidler med en reduktion på mellem 7-12 % (skaleret til 50 % af det egnede areal) af TN-tilførslerne i de samme måneder, hvor tilførslen samtidigt er størst, mens hovedparten af de analyserede vandområder opnår en reduktion på maksimalt 2 % i månederne fra april til august. Enkelte vandområder, som vandområde 132 (Ringkøbing Fjord), 157 (Bjørnsholm Bugt, Riisgaarde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning), 158 (Hjorbæk Fjord) og 238 (Halkær Bredning), opnår reduktioner i vintermånederne som i gennemsnit er under 2 % i scenariet vist i figuren, og dermed en jævn lille reduktion over hele året.

Da drænvirkemidlers effekt på fosforudvaskning ikke er kendt i detaljer, anvendes samme månedlige fordeling af reduktion for TN og TP i dette studie.



Figur 3-1 Ændring i N-tilførsel til de enkelte marine vandområder efter implementering af drænvirkemidler på 100 % af det egnede areal i hvert af de enkelte vandområders opland (se Tabel 2-1 for at oversætte vandområdenumre til vandområdenavne). Ved 100 % er der ingen effekt af drænvirkemidlet, mens en relativt samlet TN-transport på 85 % betyder en samlet reduktion i TN-tilførslen til det vandområde i den måned på 15 %.

Markvirkemidler

Som en del af analysen i AP3 (Højberg et al. 2024) blev effekter af enkeltstående markvirkemidler inddraget undervejs i projektet. To markvirkemidler blev gennemregnet:

- Reduceret tilførsel med handelsgødning, og
- Ændret efterafgrødeareal

I scenarierne med reduceret handelsgødningsforbrug blev forbruget reduceret med henholdsvis 10 % og 20 % i forhold til forbruget i 2017. Til effektberegningerne anvendes der alene handelsgødning på konventionelle bedrifter, hvilket gør, at effekten på nitratudvaskningen kun ændres her.

I forhold til efterafgrøder, bygger scenarierne på en række antagelser, der er gjort for at få et realistisk areal med etablerede efterafgrøder. Disse antagelser omhandler fx afgrødevalg, dyrkning og høst og indgår dermed i vurderingen af, hvorvidt der er plads til flere efterafgrøder end obligatoriske efterafgrøder i 2017. Analysen er baseret på aktuelle markdata fra både 2017 og 2018 samt oplysninger på bedriftsniveau fra 2017. I forhold til ændret efterafgrødeareal bliver der altså tale om et supplerende areal udover efterafgrøde arealet implementeret i 2017/2018.

Scenarierne for markvirkemidlernes dosering tager dermed udgangspunkt i den aktuelle arealanvendelse og efterafgrøder i dyrkningsåret 2017/2018. Det skal bemærkes, at effekten af markvirkemidlet er klimanormaliseret (Børgesen et al., 2020) og repræsenterer således ikke aktuelle års effekter, men en gennemsnitseffekt (se Højberg et al. 2024, for detaljer).

I AP3 er der dermed opstillet scenarier til reduktion af kvælstofudledningen til kystvande, ved implementering af markvirkemidler dækkende en varierende andel af landbrugsarealet. Til belysning af sæsonvariationen i virkemiddelseffekterne, og dermed den resulterende transport til kystvande, er beregningerne gennemført på månedsbasis og effekten er ført hele vejen fra virkemidlets placering på marken til kysten på tilsvarende måde som for drænvirkemidler (Figur 3-1). For scenariet med 20 % reduktion i brug af handelsgødning (scenarie N2) findes månedsreduktioner svarende til 3-5 %, og altså en relativ lille variation over året, men for enkelte vandområder som vandområde 29 (Kalundborg Fjord) og 93 (Odense Fjord, Seden Strand) er variationen over året større.

På tilsvarende vis er resultaterne af ikke-målttede efterafgrøder på 50 % af det supplerende areal analyseret (scenarie E8). Her er variationen i reduktionerne over året mellem vandområderne lidt større (mellem 3-7 %) men stadigvæk relativt lille, og for de enkelte vandområder er variationen over året mellem 2-3 %, igen med større variation for vandområderne 29 (Kalundborg Fjord) og 93 (Odense Fjord, Seden Strand).

Virkemidler målrettet diffuse P-tilførsler

Som en del af AP3 er der analyseret på forskellige virkemidler, der er målrettet diffuse TP-tilførsler i oplande relevante for dette projekt (Tabel 2-1). De analyserede P-virkemidler inkluderer skovrejsning, randzoner, træer på vandløbsbrinker, vedvarende græs, sandfang, okkerfældningsanlæg, mindre strækningbaserede restaureringer af vandløb, genslyngning, mini-vandområder, integrerede bufferzoner og GLM5 (pløjeforbund på erosionstruede arealer).

Diffust fosfortab hidrører alene fra en mindre del af landskabet – såkaldte risikoområder. For at have effekt skal virkemidler mod diffust fosfortab derfor målrettes mod disse risikoområder. Metoden i nærværende projekt (AP3) består i at kombinere den detaljerede kortlægning af diffust fosfortab foretaget af Andersen & Heckrath (2020) med en række virkemidler, hvis effekter er beskrevet i Andersen et al. (2020). Effektberegningen forudsætter, at potentialet for det enkelte virkemiddel er kendt eller kan estimeres. I AP3 beregnes effekten af, at hele potentialet udnyttes

– altså den teoretiske, øvre grænse for reduktion i det diffuse fosfortab, men i praksis vil dette ikke være muligt af en lang række forskellige årsager.

Alle effekter i form af reduktion af det diffuse fosfortab er opgjort ved vandløbskant. Der indregnes ingen retention af fosfortransporten gennem oplandene mod kystvand. Alle beregninger foretages derfor på VP3-oplandsniveau underopdelt i henholdsvis oplandsareal opstrøms og nedstrøms nederste sø i oplandet (se Højberg et al. (2024) for resultater af analysen).

Der er en betydelig usikkerhed på bestemmelsen af fosfortabet ad de forskellige transportveje. Denne usikkerhed overføres til beregningen af effekten af virkemidler. På landsniveau anfører Andersen & Heckrath (2020) de samlede fosfortransporter og medfølgende usikkerhedsbånd for henholdsvis erosion: 56 t P (53 – 58 t P), udvaskning: 59 t P (23 – 94 t P), tab gennem makroporer: 162 t P (138 – 191 t P), tab fra dyrket, drænet organisk jord: 326 t P (69 – 515 t P) og brinkerosion: 644 t P (422 – 1373 t P). Usikkerheden vil forventeligt være større, når fosfortransport og effekter af virkemidler opgøres på skala mindre end landsniveau.

Usikkerheder

Beregningerne af effekterne af N-virkemidler for de diffuse tilførsler er behæftet med usikkerhed, der skyldes usikkerheder ved beregning af de enkelte delelementer, som indgår i den samlede beregning. I projektet er der ikke gennemført en analyse til vurdering af usikkerhederne på de estimerede effekter. Nedenfor er nogle af de delelementer, der vil bidrage til usikkerhederne beskrevet, og i Højberg et al. (2023) er delelementerne beskrevet i lidt flere detaljer, inklusiv en vurdering af hvordan de forventes potentielt at påvirke resultaterne.

For minivådområder er der usikkerheder forbundet med potentialekortet for minivådområder (Børgesen et al. 2019). Her er forskellige GIS-lag sammenstillet for at få et generelt administrationsgrundlag for ordningen med åbne minivådområder. Lokalt kan dette grundlag være forkert – hvis forudsætningerne i GIS-lagene er usikre. Specielt grundlaget omkring dræning er meget usikkert, hvilket kan føre til, at områder, der er kortlagt som drænedede, ikke er drænedede og omvendt.

For både drænvirkemidler og mark-N-virkemidler har NLES5-beregningerne betydning for usikkerheden på den samlede transport. Nitratudvaskningsberegningerne med NLES5 kan specielt være usikre lokalt.

Drænandelen af udvaskningen fra rodzonen er baseret på beregninger med DK-modellen (Stisen et al. 2020). På gridniveau vil den beregnede drænstrømning være behæftet med en væsentlig usikkerhed pga. naturlig variation af de hydrauliske parametre i jorden, som er styrende for drænandelen, men som hverken kan kortlægges eller repræsenteres i tilstrækkelig detalje i DK-modellen. Modellen er dog kalibreret mod vandføringer i vandløb i forhold til den samlede afstrømning samt den tidlige dynamik. Da drænstrømning mange steder udgør en væsentlig del af den samlede vandføring, indgår drænstrømningen således indirekte i kalibrering af modellen på oplandsskala. På denne skala forventes usikkerheden på den samlede drænstrømning således at være væsentlig mindre.

Opgørelserne af virkemiddelseffekterne ved kysten er baseret på en skalering til de observerede kvælstoftransporter. I Thodsen & Tornbjerg (2023) er det opgjort, hvor meget af den samlede transport til kysten, der stammer fra det diffuse bidrag. Dette bidrag er herefter opdelt i bidrag fra dræn, grundvand og andet baseret på resultater fra den seneste version af den nationale kvælstofmodel (Højberg et al., 2021). Det er dog ikke muligt at verificere denne opdeling. Usikkerheden på den relative fordeling af bidrag fra grundvand og dræn ved kysten vil have en direkte effekt på de beregnede effekter. Er drænandelen i et kystopland f.eks. underestimeret med 10 % vil effekten af drænvirkemidlerne ligeledes underestimeres med 10 %.

Ved beregning af N-transporten frem til kysten indgår desuden retentionen i grundvand samt overfladevandet. Denne er ligeledes bestemt med den nationale kvælstofmodel (Højberg et al.,

2021), hvor der er estimeret en usikkerhed på den samlede retention på 16 % (+/- 2 gange standardafvigelsen). Da der anvendes relative beregninger, dvs. forholdet mellem transport hhv. med og uden virkemiddel, vil betydningen af retentionen delvist forsvinde. Bestod et kystopland alene af ét ID15-opland, ville retentionen helt udlignes og ingen betydning have, men da vandområderne består af flere ID15-oplande, vil retentionen resultere i en vægtning af effekten mellem ID15-oplandene. Den samlede betydning af usikkerheden på den anvendte retention er dog begrænset og vurderes at være et stykke under 10 %.

I N-udvaskningsberegningerne i Højberg et al. (2024) benyttes aktuelle klimadata for årene 1990-2010, mens der anvendes 2017 dyrkningspraksis for alle år. Resultaterne fra beregningerne midles efterfølgende, hvorved betydningen af klimavariationer mellem årene udlignes. I modelberegningerne i AP4 benyttes aktuelle næringsstofftilførsler, inklusive våde og tørre år. I våde år udgør det diffuse bidrag en relativ større andel af den samlede tilførsel til de enkelte vandområder, mens det er omvendt i tørre år. Det betyder reelt at reduktionspotentialerne ved implementering af de enkelte markvirkemidler underestimeres i våde år og overestimeres i tørre år.

For både dræn- og markvirkemidlerne gælder i øvrigt, at de har effekt på en andel af det diffuse bidrag fra oplandet, mens den samlede transport til kysten består af flere bidrag, herunder punktkilder i oplandet. Som beskrevet i afsnit 3.1 er andelen af punktkilder for nogle oplande imidlertid overestimeret, hvorfor der samlet set er usikkerheder om de faktiske fordelinger mellem diffust bidrag og punktkilde bidrag, og det har betydning for de beregninger, der præsenteres i efterfølgende afsnit, hvor reduktionspotentialerne i de enkelte punktkilder kan være overestimeret.

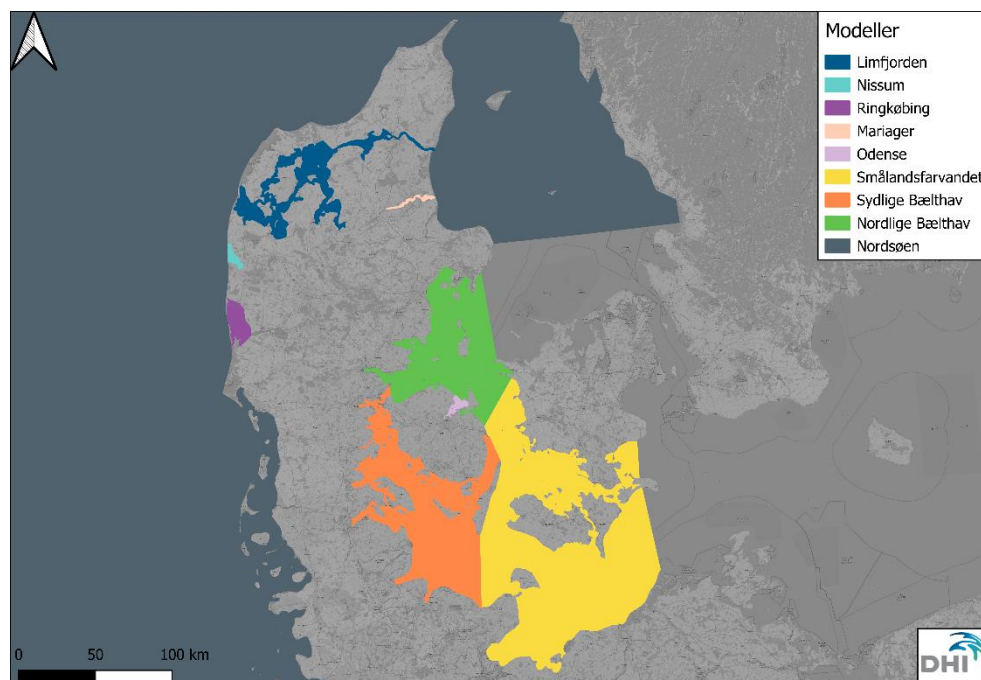
Derudover er der vigtigt at fremhæve, at ved neddeling af effekter fra forskellige kilder øges usikkerheden. I AP1 er der generelt set benyttet solide datasæt, og datagrundlaget bag næringsstofftilførslerne er forbedret, men når kilderne neddeles og der beregnes indsatser på enkelte punktkildebidrag med henblik på at beregne effekter i de respektive marine vandområder, øges kompleksiteten og usikkerheden på de enkelte datasæt. På tilsvarende vis er der usikkerheder forbundet med de diffuse bidrag, hvor især effekter og omfang af dræning er usikkert. Disse usikkerheder er vigtige at inddrage i det videre arbejde og modellering.

4 Effekter i kystvande

Som en del af modeludviklingen under arbejdet med fastsættelse af målbelastninger som fundament for vandområdeplanerne 2021-2027 blev der udviklet 11 mekanistiske hydrodynamiske og biogeokemiske modeller (DHI 2020a-k). Disse modeller blev blandt andet benyttet til at fremstille dosis-respons kurver, som viser, hvor meget indikatorerne sommerklorofyl-a og K_d i vækstsæsonen ændrer sig i %, når tilførslen af TN- eller TP-tilførslerne til det specifikke vandområde ændres med 1 % (Erichsen et al. 2021).

Dette arbejde resulterede dermed i individuelle dosis-respons kurver for stort set alle Danmarks 109 marine vandområder, og alle vandområder, som indgår i nærværende analyse bortset fra Randers Fjord, indre, og Randers Fjord, ydre, for både ændringer i danske landbaserede TN-tilførsler, danske landbaserede TP-tilførsler, udenlandske landbaserede TN-tilførsler, udenlandske landbaserede TP-tilførsler og ændringer i den samlede atmosfæriske TN-deposition.

Disse dosis-responskurver blev beregnet på baggrund af ændringer i den samlede næringsstofftilførsel, under antagelse af, at næringsstoffkilden blev reduceret %-vis jævnt over hele året.



Figur 4-1 Overblik over de ni modeller, som er anvendt til at undersøge miljøeffekter af supplerende TP-indsatser eller indsatser, som er målrettet TN- og TP-reduktioner i vækstsæsonen.

I nærværende projekt benyttes de samme mekanistiske modeller, dog med den undtagelse, at modellerne er blevet opdateret med de reviderede punktkildefordelinger over året beskrevet i afsnit 3.1.1, og modelscenarier efterfølgende afviklet som del af nærværende projekt. Derudover er ikke alle 11 mekanistiske modeller blevet afviklet, men alene modellerne for Limfjorden (DHI 2020e), Nissum Fjord (DHI 2020d), Ringkøbing Fjord (DHI 2020c), Mariager Fjord (DHI 2020f), Odense Fjord (DHI 2020g), Smålandsfarvandet (DHI 2020k), Sydlige Bælthav (DHI 2020j), Nordlige Bælthav (DHI 2020i), og Nordsøen (DHI 2020b) (se Figur 4-1 for et overblik over de anvendte modeller).

Modellen for Roskilde Fjord og modellen dækkende de indre danske farvande er ikke anvendt i dette studie, da der ud over Køge Bugt ikke er identificeret relevante vandområder i Roskilde Fjord eller de mere åbne dele af de indre danske farvande, som er udpegede som særligt P-følsomme eller følsomme over reduktioner i vækstsæsonen. I henhold til Tabel 2-1 er alene

Køge Bugt identificeret som delvist P-følsom, og Køge Bugt adresseres igennem en generel P-følsomhed beregnet fra VP3 modeludviklingen.

4.1 Beregninger

For at evaluere effektiviteten af at reducere i de forskellige punktkilder, eller implementere drænvirkemidler og/eller markvirkemidler, er der gennemført en lang række modelscenarier med mekanistiske modeller, og resultaterne er sammenstillet med tilsvarende modelresultater bag VP3.

Under modeludviklingen bag VP3 blev der afviklet en række modelscenarier med overordnede reduktioner på 30 % for henholdsvis danske landbaserede TN- og TP-tilførsler, foruden tilsvarende reduktioner i udenlandske TN- og TP-tilførsler og reduktioner i atmosfæriske depositioner (Erichsen et al. 2021a). Disse beregninger indgår i beregningerne af målbelastninger for alle danske marine vandområder. Målbelastningerne bygger dermed på dosis-respons kurver baseret på reduktioner på 30 % fordelt jævnt over året og anses for at være robuste estimater.

Både metoder og modeller er blevet evalueret som del af Second Opinion af både COWI/NIRAS (COWI 2023) og et panel af internationale eksperter (Herman et al. 2023). Konklusionerne i de to evalueringer er, at de modeller, som indgår i dette projekt, og målbelastningerne, som er beregnet med både mekanistiske og statistiske modeller, er *fit-for-purpose*. Målbelastningerne bygger dermed på dosis-respons kurver baseret på reduktioner på 30 % fordelt jævnt over året og anses for at være robuste estimater.

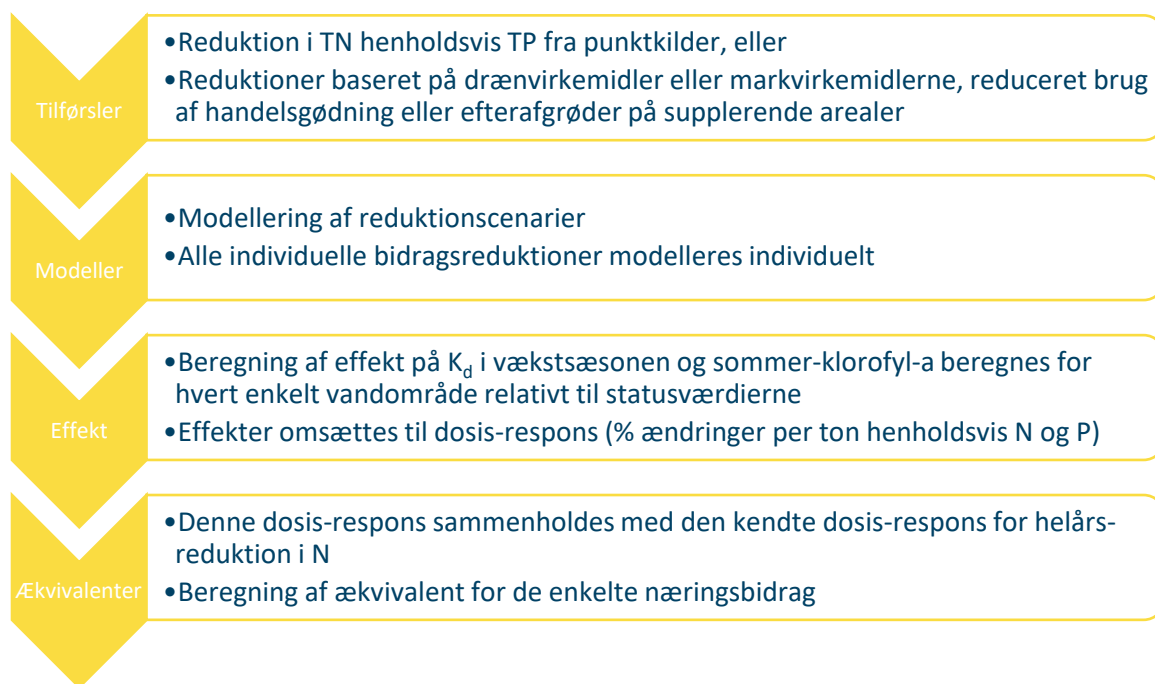
I AP4 har der været afviklet tilsvarende modelscenarier, men i AP4 har der ikke været reduceret generelt over året, men alene blevet reduceret med 30 % i de respektive punktkilder, som beskrevet i afsnit 3.1.1, implementeret reduktioner i tilførsler fra drænvirkemidler, som beskrevet i afsnit 3.1.2 eller implementeret reduktioner i tilførsler fra baseret på markvirkemidlerne 'reduceret brug af handelsgødning' og 'efterafrøder på supplerende arealer', ligeledes beskrevet i afsnit 3.1.2.

Ved at sammenholde de relative ændringer i fx sommer-klorofyl-a koncentrationer fra helårs-reduktioner med tilsvarende relative ændringer i sommer-klorofyl-a koncentrationer med reduktioner på fx punktkilder kan specifikke punktkilderreduktioner omsættes til en effekt, der modsvarer en helårsreduktion, hvilket vi her kalder helårsækvivalenter.

En helårsækvivalent (TN) modsvarer altså, hvad det betyder, at en reduktion af 1 kg TN eller TP fra en given punktkilde (eller ændring i tilførsel på grund af drænvirkemiddel eller markvirkemidler) har på effekten af miljøtilstanden, sammenlignet med en jævnt fordelt helårs-reduktion på X kg TN, som giver samme effekt på miljøtilstanden. Ækvivalenter > 1 indikerer således, at der kan opnås en større effekt ved at anvende pågældende virkemiddel i forhold til at anvende et alternativt virkemiddel, som har en effekt, der er jævnt fordelt over året. Omvendt indikerer ækvivalenter < 1 , at der ved anvendelse af pågældende virkemiddel kan forventes en lavere effekt i forhold til at anvende et alternativt virkemiddel, som har en effekt, der er jævnt fordelt over året.

Ved brug af tilsvarende metode kan der udregnes årsækvivalent (TN) i forhold til reduktioner i TP-tilførslen, altså hvor meget en reduktion på 1 ton P modsvarer i reduktioner i TN-tilførslerne (i tons N). Nogle virkemidler (dambrug, havbrug, RBU'er og drænvirkemidler) har en samtidig N- og P-effekt, og her beregnes én samlet ækvivalent, og der opgives ikke en N- henholdsvis P-ækvivalent.

Selve fremgangsmåden er vist i Figur 4-2, mens detaljerne bag metoden er beskrevet i Erichsen et al. (2024).



Figur 4-2 Skematisk gennemgang af metode til beregning af ækvivalenter. Detaljer er beskrevet i Erichsen et al. (2024).

4.2 Årsækvivalenter

I det følgende opgøres resultaterne fra AP4 kort. Det er imidlertid vigtigt at huske, at der er forskel på, hvad de forskellige ækvivalenter indeholder:

- TP-ækvivalenterne opgøres som helårs TP til helårs-TN.
- Punktkilderne renseanlæg og industri opgøres baseret på en effekt over vækstsæsonen af en reduktion i TN- eller TP-punktkildebidraget.
- Punktkilderne dambrug, havbrug og RBU'er opgøres baseret på en samlet effekt over vækstsæsonen af en reduktion i både TN- og TP-punktkildebidraget.
- Ækvivalenten for drænvirkemidler opgøres som en samlet effekt af reduktioner i både TN- og TP-bidraget.
- Ækvivalenten for de to undersøgte markvirkemidler opgøres alene som en effekt af reduktion i TN-bidraget.

Der er fra projektets begyndelse identificeret 39 vandområder (Tabel 2-1), som er relevante for det samlede projekt, herunder to vandområder i Randers Fjord. Af de 39 vandområder er 31 identificeret som særligt P-følsomme (Erichsen et al. 2021a) 0, mens 18 vandområder er identificeret som følsomme for N-tilførsler i perioden maj-september (Erichsen et al. 2021b). Der er et overlap mellem vandområder, og 10 af vandområderne i Tabel 2-1 er følsomme overfor både P-tilførsler og N i vækstsæsonen.

Baseret på resultaterne i AP4 er der 34 vandområder, der har en TP-følsomhed (årsbelastningen), som resulterer i en ækvivalent >1 , og dermed bekræfter, at dette er vandområder med en særlig P-følsomhed. Alene Kalundborg Fjord og Vejle Fjord, indre, og Vejle Fjord, ydre, indgår ikke med en TP-ækvivalent >1 .

Der er imidlertid stor forskel på P-følsomheden mellem vandområderne, og der er 13 vandområder med en ækvivalent mellem 1-10, 8 vandområder med en ækvivalent mellem 10-20 og

13 vandområder med en ækvivalent >20 . Vandområderne med høj P-følsomhed er fx Grådyb og Knudedyb, Nissum Fjord, foruden Halkær Bredning og Hjarbæk Fjord, og dermed en række vandområder med store N-reduktionsbehov.

I forhold til effekter for punktkilder er det især renseanlæg, hvor der er fundet ækvivalenter >1 for både N og P. Samlet set er der 16 vandområder med ækvivalenter >1 for TN-tilførsler, hvilket bekræfter resultaterne fra Erichsen et al. (2021b), men ud af de 16 vandområder er ækvivalenter <2 i halvdelen (8 vandområder) af de fundne områder, hvorfor betydningen dermed er mindre end indikeret i Erichsen et al. (2021b).

Der er også fundet ækvivalenter >1 for dambrug i 7 vandområder, og det er i stor udstrækning Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord og Hjarbæk Fjord, foruden Grådyb og Knude Dyb.

I 10 vandområder er ækvivalenten for RBU'er >1 , men alene i Karrebæk Fjord, Odense Fjord, Seden Strand, Odense Fjord, ydre og Norsminde Fjord er ækvivalenterne >5 .

I forhold til drænvirkemidler i de analyserede vandområder, er der en relativt lille gennemsnitlig ækvivalent (0,4), især for vandområder med lille opholdstid, som f.eks. Odense Fjord, Seden Strand, og det bemærkes, at der er 7 vandområder, der har en lille ækvivalent ($<0,3$). Her betyder kombinationen af lille opholdstid og en reducerende effekt for drænvirkemidler i oplandet til Odense Fjord, med reduktioner under 2 % i månederne april til august, at effekterne på indikatorerne (sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen) er meget lille. Dette understøtter, at effekten er mindre end en jævnt fordelt relativ reduktion over året. I Ringkøbing Fjord er beregnet en ækvivalent på 3,3, en ækvivalent, som er meget tæt på ækvivalenten for dambrug.

Opholdstiden i Ringkøbing Fjord er væsentlig længere, og at ækvivalenten af de to virkemidler (drænvirkemidler og dambrug) er >1 skyldes, at der reduceres i både TN- og TP-bidraget for de to næringsstokilder foruden koblingen til den lange opholdstid.

For markvirkemidlet 'reduceret brug af handelsgødning' opnås en gennemsnitlig ækvivalent på 0,8 og med en 90 %-percentil på 1,0. Reduktionerne i handelsgødning resulterer i reduktioner, som er mere jævnt fordelte (%-vis) over året, men i alle områder udover Ringkøbing Fjord, er ækvivalenten $\leq 1,0$. Tilsvarende resultater opnås for markvirkemidlet 'efterafgrøder på det supplerende areal', hvor den gennemsnitlige ækvivalent er 0,7 og 90 %-percentilen er 1,0.

For begge markvirkemidler findes den mindste ækvivalent i Kalundborg Fjord, en fjord, som er relativt meget påvirket af punktkilder.

I henhold til Erichsen et al. (2021b) blev der altså identificeret 18 vandområder potentielt følsomme for N-tilførsler i perioden maj-september. I nærværende rapport er der samlet set analyseret på 37 vandområder, og nærværende analyse bekræfter delvist resultaterne i Erichsen et al. (2021b), men identificerer også andre vandområder og afkræfter i fx Ringkøbing Fjord. Nærværende analyse er imidlertid væsentligt mere detaljeret og præcis og benytter reelle reduktioner i specifikke punktkilder fremfor en 'kunstig' reduktion i perioden maj til september.

De overordnede ækvivalentresultater er opsummeret i Tabel 4-1.

Tabel 4-1 Opsummering af årsækvivalenter for punktkilder, drænvirkemidler og markvirkemidler.

I analysen indgår 37 vandområder (Randers Fjord, indre, og Randers Fjord, ydre, indgår ikke), og der indgår alene data for de vandområder, hvor punktkildeækvivalenterne for det givne kildebidrag er >1, resten af vandområderne er sorteret fra i opgørelsen i tabellen. Ækvivalenterne siger ikke noget om potentialet for at reducere i de enkelte kilder, eller hvor stort potentialet er, men alene hvad effekten er sammenlignet med en jævnt fordelt reduktion i TN-tilførslerne over året.

	Årsækvivalent. TP til helårs TN, gns	Årsækvivalent. Dambrug samlet, gns	Årsækvivalent. Havbrug samlet, gns	TN Årsækvivalent. Industri (helårs, ton TN) gns	TP Årsækvivalent. Industri (helårs, ton TN) gns	Årsækvivalent. RBU, samlet gns	TN Årsækvivalent. Renseanlæg (helårs ton TN), gns	TP Årsækvivalent. Renseanlæg (helårs ton TN), gns	Årsækvivalent. Drænvirkem., samlet gns	Årsækvivalent. Reduceret brug af handelsgødning, samlet gns	Årsækvivalent. Efterafgrøder på supplerende areal, samlet gns
Maks.	76	7		3		12	7	74	2,5	1,2	1,1
Min.	1	1		3		1	1	1	0,0	0,2	0,2
Gennemsnit	22	4		3		5	2	18	0,4	0,8	0,7
10%-percentil	4	2		3		2	1	3	0,1	0,5	0,5
90%-percentil	62	6		3		9	3	34	0,7	1,0	1,0
Antal data	34	9	1	1	0	10	18	19	23	23	23

Tabel 4-1 indeholder alene analyser for de vandområder, der indgår i Tabel 2-1 (bort set fra Randers Fjord, indre og Randers Fjord, ydre). I forhold til TP-årsækvivalenterne bygger de ikke på specifikke analyser fra SO fase III, men er ekstraheret fra P-reduktioner fra Erichsen et al. (2021a), hvorfor der er data til at beskrive TP-ækvivalenterne for samtlige vandområder. Disse data er ikke inkluderet i nærværende rapport, men kan findes i Erichsen et al. (2024).

I ovenstående tekst er fremhævet de vandområder, hvor ækvivalenterne bekræfter de tidligere undersøgelser og kvantificerer de forventede effekter i de respektive vandområder. Der er imidlertid også fundet mange vandområder med lille eller ingen effekt af de enkelte punktkildevirkemidler, hvilket er et resultat af, at der enten ikke eksisterer de respektive punktkilder i disse vandområder, eller at effekten af dem er estimeret til at være ubetydelig, defineret ved, at en 30 % reduktion i punktkilden udgør mindre end 0,5 % af den samlede TN-tilførsel til vandområdet.

4.3 Antagelser og forbehold

I AP4 er fokus på at undersøge, om og hvorvidt reduktioner i TP-tilførsler over året eller om TN- og TP-reduktioner i perioderne maj-september (sommer-klorofyl-a) og marts-september (K_d) har en relativt større betydning sammenlignet med reduktioner i årstilførsler.

Analyserne i AP4 viser, at der er vandområder, hvor reduktioner i fx specifikke punktkilder vil have en relativ større effekt på de to indikatorer sommerklorofyl-a (maj til september) og K_d i vækstsæsonen (marts til september) sammenlignet med reduktioner i årstilførslerne. Analyserne viser også, at reduktioner i drænvirkemidler i de specifikke undersøgte vandområder måske resulterer i relativt mindre effekter på indikatorerne, se næste afsnit, sammenlignet med en række andre virkemidler. Denne viden kan indarbejdes i prioriteringen af indsatser fremadrettet. Der er imidlertid en række antagelser og forbehold indbygget, hvorfor det ikke er muligt at benytte resultaterne til at generaliserer for alle vandområder.

Neddeling af kildebidrag

I nærværende projekt neddeler vi næringsstofftilførslerne i individuelle kilder (rensaneanlæg, industriudledninger, dambrug, havbrug og RBUEr) foruden dosis-respons fra specifikke diffuse virkemidler (drænvirkemidler, efterafgrøder og reduceret brug af handelsgødning). Dermed får vi et grundlag for at prioritere mellem virkemidler til opnåelse af god økologisk tilstand (GØT) set ud fra et naturvidenskabeligt synspunkt – dertil kommer efterfølgende et økonomisk synspunkt, som behandles i AP5 (Jacobsen 2024 og Hasler et al. 2024).

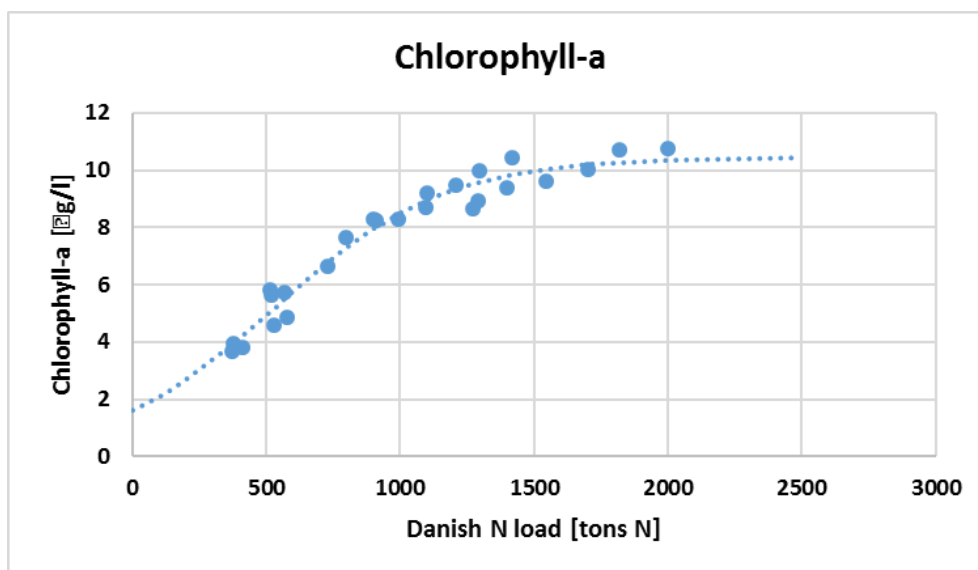
De data, der ligger til grund for neddelingerne, er robuste og udgør et forbedret datasæt på landsplan, men øger ikke nødvendigvis sikkerheden på de individuelle indsatser i de enkelte vandområder. Sikkerheden på målbelastningerne anses for stor, mens effekterne af de enkelte virkemidler i individuelle vandområder er mere usikre.

Brugen af ækvivalenter for individuelle kilder bør derfor benyttes med omhu, og i rapporten Erichsen et al. (2024) diskuteres en række antagelser og usikkerheder.

Næringsstoffbegrænsning

I Erichsen et al. (2021a) antager vi, at dosis-respons er lineær. Dette er en udmærket approksimation i hovedparten af de danske marine vandområder i forhold til dagens næringsstofftilførsler og økologiske tilstand. Dosis-respons følger i virkeligheden nærmere en sigmoid kurve (Figur 4-3), og især ved høje næringsstofftilførsler er primærproduktionen ikke næringsstoffbegrænset men lysbegrænset. I disse tilfælde vil en relativ lille ændring i næringsstofftilførsel ikke resultere i en ændring i fx sommer-klorofyl-a, hvorfor en ækvivalent vil blive mindre end 1, selvom den efter reduktioner i den samlede tilførsel på et senere tidspunkt ville være 1 eller >1 .

I modeludviklingen bag VP3 blev næringsstoffkilderne reduceret betragteligt (30 %) med henblik på at beregne dosis-respons (se afsnit 4.1), hvilket kan påvirke ækvivalenterne i et specifikt vandområde. Vi har ikke analyseret, hvilke vandområder der potentielt er mere lysbegrænsede end næringsstoffbegrænsede, men i henhold til Herman et al. (2023) må det forventes, at der findes andre vandområder end vandområde 157 (Figur 4-3), herunder vandområde 238 (Halkær Bredning).



Figur 4-3 Sammenhæng (dosis-respons) mellem TN-tilførsel til vandområde 157 (Bjørnsholm Bugt, Risgaard Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning) og sommer-klorofyl-a.

Kopi fra Erichsen & Timmermann (2017). Prikker udgør modelresultater, mens linjer er beskrevet ved en sigmoid kurve.

Statistiske ækvivalenter

Ved implementering af virkemidler med henblik på at reducere næringsstofftilførsler har der tidligere været fokus på at sammenstille reduktionsbehov med tons TN og/eller TP reduceret over et helt år. I AP4 er introduceret en dimension, hvor det ikke alene er den totale reducerede mængde TN og/eller TP, der indgår i beregningerne, men den opnåede effekt i de individuelle vandområder af de respektive reduktioner.

Der er beregnet ækvivalenter for enkeltstående kilder (se neddeling af kildebidrag ovenfor) og der er beregnet ækvivalenter for helårs TP-reduktioner. I Herman et al. (2023) forholder det internationale panel sig til både reduktioner fokuseret på vækstperioden og på fosfor-reduktioner. De internationale eksperter anerkender, at der kan være gevinster at hente i begge tilfælde, men fremhæver også, at potentialet for reduktioner af punktkilder i de fleste vandområder er lille, og at fosfor-følsomheden må forventes at ændres, når kvælstofreduktionerne for alvor implementeres.

De ækvivalentresultater, der netop er præsenteret (afsnit 4.2), er beregnet under nuværende forhold. Med ændret forhold mellem punktkilder og diffus tilførsel, ændrede fordelinger over året og ændrede forhold mellem TN- og TP-tilførslerne vil ækvivalenterne også ændres. Dermed vil der potentielt løbende være behov for at genberegne ækvivalenter med jævne mellemrum, eller når der er implementeret betydende ændringer i specifikke oplande.

Punktkilder versus diffuse kilder

Som beskrevet i afsnit 13 og i Thodsen & Tornbjerg (2023) er alle punktkilder samlet og inkluderet i de respektive marine vandområder uden hensyntagen til retention. I områder med lille vandløbsretention vil det være en antagelse, som ikke resulterer i en usikkerhed i beregningerne under AP4. I vandområder med stor vandløbsretention, hvilket i praksis betyder oplande med større søer, vil det dog resultere i en overestimering af punktkildebidraget i kystvandet. I forhold til drænvirkemidler og markvirkemidler er årsækvivalenten beregnet på de reduktioner, som er leveret fra AP3, og her indgår effekterne af søer direkte, hvorfor årsækvivalenten i disse områder er en gennemsnitsbetragtning mellem effekter opstrøms og nedstrøms søerne. I oplande med større søer vil der derfor være behov for at vurdere de enkelte virkemidler individuelt, og ved implementering opstrøms større søer vil virkemidlet have omtrent samme effekt som en helårs-reduktion.

Dette er et opmærksomhedspunkt, der skal indgå i arbejdet med ækvivalenter fremadrettet. I Thodsen & Tornbjerg (2023) er beskrevet, hvilke vandområder, hvor dette er aktuelt, og der er beregnet retentioner for alle punktkilder.

Det samme gør sig gældende for reduktionspotentialerne beskrevet i Salomonsen & Ottosen (2023). Reduktionspotentialerne er beskrevet i potentialer til vandløbskant og inkluderer ikke beregninger i forhold til vandløb med betydende retention.

Afslutningsvis skal det huskes, som beskrevet ovenfor, at i vandområder, hvor punktkilder udgør en væsentlig del af de samlede tilførsler over vækstsæsonen, vil en reduktion i punktkilden ændre på månedsfordelingerne af reduktioner fra drænvirkemidler og markvirkemidler, hvorfor ækvivalenterne må forventes at ændre sig for disse.

Ækvivalenter og retention

Som beskrevet i afsnit 3.1.1 og i Thodsen & Tornbjerg (2023) fordeles punktkilderne efter nye månedsfordelinger. I oplande opstrøms større søer (se Thodsen & Tornbjerg, 2023) vil de nye fordelinger dog blive udjævnet, hvorfor de beregnede ækvivalenter alene kan benyttes på punktkilder såvel som drænvirkemidler og de undersøgte markvirkemidler nedstrøms større søer.

Samlede N- og P-ækvivalenter

For punktkilderne havbrug, dambrug og RBU'er og for drænvirkemidler er der beregnet en samlet ækvivalent, der indeholder både TN- og TP-reduktioner. Hvis forholdet i TN- og TP-tilførslerne imidlertid ændrer sig, vil det påvirke den samlede ækvivalent.

Virkemidler i forhold til diffuse tilførsler

I beregningerne af effekter af drænvirkemidler og de undersøgte markvirkemidler er resultaterne klimanormaliserede. Klimanormaliseringen er foretaget ved at samle hele tidsserien af effektberegninger i gennemsnitlige månedsreduktioner (i %), som vist i fx Figur 3-1. Data dækker over år-til-år variationer, som ikke er afbilledet i resultaterne fra AP4. Det diffuse bidrag vil ofte være relativt større i våde år sammenlignet med punktkildebidraget, og dermed vil den resulterende reduktion i nedstrøms vandområde også være større, mens det vil være omvendt i tørre år.

Derudover indgår markvirkemidlet efterafgrøder alene på et supplerende areal udover obligatoriske arealer. Det er ikke undersøgt, om der er forskel på effekter af de samlede efterafgrøder og effekter fra efterafgrøder på de supplerende arealer.

Opstrøms versus nedstrøms vandområder

I beregningerne af årsækvivalenter analyseres alene på de enkelte marine vandområder. I fastlæggelsen af indsatsbehov som del af VP3 indgår opstrøms indsatser i vurderingen af nedstrøms indsatser. Derfor kan det få effekt på nedstrøms vandområder, hvis årsækvivalenter ændrer på indsatser til opstrøms vandområde. Dette indgår ikke i nærværende projekt, men er vigtigt at inddrage i de samlede analyser og opgørelser af indsatsbehov fremadrettet.

5 Økonomisk optimering

I dette afsnit præsenteres de økonomiske beregninger for virkemidler i forhold til kvælstof med fokus på en række punktkilder og minivådområder. Disse beregninger er foretaget med SMART-modellen (Jacobsen 2024) henholdsvis TargetEconN-modellen (Hasler et al. 2024), se henholdsvis afsnit 5.1 og afsnit 5.2.

For begge modeller vurderes, om omkostningsberegningerne ved at nå de i VP3 opsatte miljømål bliver lavere end de omkostninger der blev beregnet i tidligere økonomiske analyser (se nærmere i Jacobsen (2022) samt Hasler et al. (2022a og b)) ved benyttelse af de nye forudsætninger, som kommer fra nærværende projekt (AP1-4).

Der præsenteres også beregninger med TargetEconP-modellen (Hasler et al. 2024) for fosforvirkemidler (afsnit 5.2). Disse fosforberegninger er baseret på forudsætninger, der er konsistente med fosforberegningerne i arbejdsplan 3 (Højberg et al. 2024).

5.1 Genberegning af indsatsbehov ved brug af SMART-modellen

5.1.1 Forudsætninger i SMART-modellen

I arbejdet bag AP5 (Jacobsen 2024) gennemgås omkostningerne ved at nå reduktionsmålene på 12.955 tons N i VP3, idet der er foretaget en genberegning af omkostningerne i forhold til den tidligere analyse fra 2022 grundet nyt retentionskort og indsatskrav (Jacobsen 2022). I den analyse indgår både kollektive og målrettede virkemidler, samt punktkilder. De kollektive virkemidler omfatter vådområder, minivådområder, udtagning af lavbundsarealer og skovrejsning. De virkemidler, der indgår i målrettet regulering (MR), omfatter efterafgrøder, kvælstofnormreduktion, mellemafgrøder, energiafgrøder, randzoner, braklægning og tidlig såning. Det er dette resultat, som analyserne i AP5 holdes op imod.

Der er i den økonomiske analyse sat en begrænsning på det mulige areal, der reelt kan indgå i kollektive virkemidler og udtagning, da der i praksis kan opstå komplikationer med at finde arealer, og fordi der i analysen ikke må ske dobbeltudpegning af de samme arealer, der udtages.

Begrænsningen på kollektive virkemidler er sat til 25 % af det totale arealpotentiale for kollektive virkemidler, og udtagning eller braklægning er sat til maksimalt 10 % af det samlede landbrugsareal (del af målrettet regulering). Da modellen ikke er geografisk begrænset, kan der ellers godt være situationer, hvor to virkemidler tilknyttes samme areal. Der kan således godt være arealer, hvor der er krav om både normreduktion og efterafgrøder, men det gælder ikke for fx skovrejsning, udtagning og vådområder. Effekterne er dog ikke justeret i henhold til brugen af virkemidler i et opland, og der kan ved brug af flere virkemidler på samme areal derfor ske en overvurdering af effekten.

P-reduktioner indgår ikke i SMART-modellen, hvorfor effekter og ækvivalenter for P-reduktioner ikke indgår.

Retentionen er i statuslister opdateret til opgørelse fra 2020 (Højberg et al. 2021).

5.1.2 Resultat af genberegning af udgangspunkt

Resultatet af den økonomiske analyse baseret på SMART-modellen fremgår af Tabel 5-1. På landsplan er den samlede indsats beregnet til 12.576 tons N. Af disse indsatser udgør kollektive virkemidler ca. 59 %, og målrettet regulering dækker ca. 41 %, mens indsats overfor rensningsanlæg og RBU'er alene udgør 0,4 %.

Baseret på den økonomiske analyse fra SMART modellen, er de samlede nationale omkostninger beregnet til 973 mio. kr., hvilket svarer til 77 kr. pr. kg N eller 363 kr. pr. ha opland, og

modellen beregner en samlet reduktion på 12.576 tons N ud af fastsatte reduktioner på 12.955 tons N for at opnå GØT, svarende til 97 %.

I forhold til valg af virkemidler er det stort set de samme, der vælges som i Jacobsen (2022), og hvor der tidligere var 8 oplande, hvor reduktionsmålet ikke blev nået baseret på de forudsætninger, der ligger til grund for SMART modellen, er det nu 7 af de 8 oplande, der stadigvæk ikke når reduktionskravet.

Til trods for introduktion af ækvivalenter og dermed en reel reduktion i omkostningsniveau for virkemidlerne, er omkostningsniveauerne stadigvæk høje sammenlignet med en række andre virkemidler. Derfor bliver omfanget af yderligere indsatser overfor rensningsanlæg og RBU'er i denne analyse lille, og de anvendes typisk kun i oplande, hvor andre tiltag er opbrugte og kun i de oplande, der har et relativt højt indsatsbehov.

Her er det specielt 5 oplande, hvor der er nogen afstand til indsatskravet (over 4 %) med de opstillede forudsætninger. Det er muligt at nå målene i nogle af de angivne oplande, men det kræver mere omfattende udtagning eller højere effekt pr. ha end anvendt i denne analyse. Derudover indgår effekter af P-reduktioner ikke i analysen.

Tabel 5-1 Omkostninger og effekter i SMART hovedanalyse.

Mål er 12.955 tons N, og potentiale for udtagning og kollektive virkemidler er reduceret, svarende til, at en 25 % reduktion af potentialet for kollektive virkemidler, og med et maksimum på udtagning på 10 % af potentialet (se Jacobsen 2024 for detaljer). De opgjorte omkostninger pr. kg N er gennemsnitsomkostningerne.

Virkemiddel	Areal [ha]	Effekt [kg N/ha]	Effekt [tons N]	Omkostning [1.000 kr]	Omkostning [kr/ha]	Omk. eff. [kr/kg N]
Energiafgrøder	5.852	14,4	84	11.921	2.037	142
Efterafgrøder u. sædskifteændr.	347.326	8,3	2.892	124.938	360	43
Efterafgrøder m. sædskifteændr.	77.688	10,0	778	105.030	1.352	135
Randzoner	2.315	8,9	21	3.126	1.350	152
10% norm-reduktion for kvælstof	1.261.224	1,1	1.350	56.755	45	42
Yderligere 10 % (+10 %) norm-reduktion for kvælstof	453.289	1,3	572	60.514	134	106
Tidlig såning af vintersæd	87.485	5,5	484	17.497	200	36
Mellemafgrøder	82.692	4,2	346	26.875	325	78
Udtagning	65.134	13,7	893	112.042	1.720	125
Tiltag på renseanlæg			40,3	23.946		594
Tiltag ift RBU			13,7	68.148		4.987
Vådområder	22.880	126,4	2.893	120.619	5.272	42
Minivådområder	20.469	4,2	87	20.182	986	233
Udtagning af lavbundsjørde	10.465	40,0	419	29.180	2.788	70
Skovrejsning	123.587	13,8	1.703	192.075	1.554	113
SUM			12.576	972.848	367	77
MÅL			12.955 (97 %)			

Noter: Der er en række oplande (7), som ikke når målet. Udtagning omfatter ca. 225.000 ha (8 %). Målet opnås med 59,4 % målrettet regulering og 40,6 % kollektive virkemidler, mens 0,4 % er dækket af rensningsanlæg og RBU.

Som det fremgår af Tabel 5-1, er omkostningseffektiviteten af især RBU'er lav, men også for renseanlæg er omkostningseffektiviteten mere end dobbelt så dyr som det næst dyreste virkemiddel. Derfor indgår indsatser på renseanlæg med begrænset omfang i den samlede SMART-løsningen, da omkostningerne er relativt høje pr. kg N. Den samlede effekt af tiltag på renseanlæg udgør ca. 40 tons N og 3,5 tons P til en omkostning på ca. 600 kr. pr. kg N, og alene i vandområderne Knude Dyb (nr. 120), Kolding Fjord, indre (nr. 124), Thisted Bredning (nr. 236) og Halkær Bredning (nr. 238).

Indsatser i forhold til RBU omfatter kun indsats i Stege Nor, Knudedyb, Kolding Fjord indre og ydre, Mariager Fjord, Ydre; samt Thisted Bredning og Halkær Bredning. Omkostningen er her den samme for alle nemlig 4.987 kr. pr. kg N, og i henhold til SMART-analysen giver i alt ca. 14 tons N og 2 tons P.

I forhold til den tidligere analyse (Jacobsen 2022) vurderes det, at der kun er mindre ændringer i de samlede omkostningerne, som ændres fra 938 mio. kr. til 973 mio. kr., og dermed er omkostningen fortsat omkring 77-78 kr. pr. kg N.

Der er i den nærværende SMART-analyse en højere målopfyldelse (97 % mod tidligere 92 %), men der er stadig 5-7 vandoplande ud af de 109 vandområder, der ikke når de fastsatte reduktionskrav, med de anvendte forudsætninger i SMART-modellen om potentialer og effekter. Analysen viser også, at to oplande (Mariager Fjord og Halkær Bredning) ikke når reduktionsmålet, selv om hele landbrugsarealet udtages med den antagne effekt af braklægning på 49 kg N/ha i rodzonen. Analyser indikerer dog, at effekten af braklægning kan være højere i nogle oplande, hvorfor det anbefales, at der gennemføres mere detaljerede analyser af den nødvendige indsats i de oplande, hvor indsatskravet er svært at nå.

5.1.3 Indregning af opdateret retention, omkostninger og sæson

Ud fra det nye udgangspunkt er der lavet en økonomisk vurdering af, om der med nye data og indregning af sæson kan opnås en mere omkostningseffektiv målopfyldelse. I analysen indgår retention fra AP1, omkostning vedr. punktkilder fra AP2, effekter fra minivådområder fra AP3 og opgørelse af ækvivalenter fra AP4. Som noget nyt i forhold til tidligere indgår dambrug og RBU fra separat kloakerede områder.

Analyserne omfatter reduktioner i N fra punktkilder som rensningsanlæg, industri, dambrug og regnbetingede udløb (RBU) ved forskellige virkemidler/tiltag. Da analysen kun gennemføres for udvalgte oplande, er der i den økonomiske analyse valgt en partiel tilgang, hvor fokus er på, om de nye beregninger af omkostning kan betyde, at det bliver billigere at opnå indsatskrav i de enkelte oplande. Omkostningerne ved de nye tiltag skal således være lavere end marginalomkostningerne for tiltag i den oprindelige analyse for det pågældende opland.

For rensningsanlæg viser analysen, at fordi der i AP2 indgår færre rensetrin, så reduceres effekten fra 40 tons N udgangspunktet til 18 tons N, selvom der anvendes en lavere retention end i udgangspunktet baseret på opgørelser fra AP1. Indregning af sæson øger effekten med 12 tons til 29 tons N, og dette giver en sæsongevinst på ca. 58 mio. kr. Samlet giver indsatsen af genberegning, ny retention og sæson imidlertid en lavere N-effekt end i udgangspunktet.

For opkøb/nedlukning af dambrug gælder, at de ikke var med i de oprindelige VP3 økonomiske analyser, men indgår i baseline bag vandområdeplanerne frem til 2027 med ca. 120 tons N og 2,8 tons P. (i alt ca. 30 anlæg). Omkostningerne ved opkøb og lukning af dambrug er som gennemsnit opgjort til 30 kr. pr. kg N i tråd med den kompensation, der gives i vandområdeplanerne. Der indgår i COWI analysen i alt 153 dambrug med en udledning på 629 Tons N efter

indregning af retentionen. I den efterfølgende analyse indgår 134 anlæg og en N-udledning efter retention på 493 tons N.

Sæsonækvivalenten er opgjort til mellem 0,9 (Vejle Fjord, indre) og 6,6 (Nissum Fjord, Felsted Kog), og dette øger effekten til 1.454 tons N, da sæsoneffekten i gennemsnit udgør 3,0. Den lave omkostning betyder, at årsækvivalenten er meget relevant at inddrage i de fleste vandoplande med et indsatsbehov. Samlet viser analysen, at lukning af dambrug er et omkostningseffektivt virkemiddel, som kan indgå både med og uden indregning af sæsoneffekten i alle oplandene undtagen Nibe Bredning, der ikke har et indsatsbehov.

I de oprindelige beregninger indgår udtagning af dambrug ikke. Den økonomiske nettoværdi af at inddrage dambrug i stedet for den nuværende gennemsnitsomkostning er opgjort til 16 mio. kr. uden sæsoneffekt og yderligere 31 mio. kr. med indregning af sæsoneffekt.

Tiltag i forhold til regnbetingede udledninger (RBU) omfatter analysen både RBU'er fra fælleskloakker og separate regnvandsudledninger. Generelt er kvælstofindholdet i overløb fra spildevand højere end kvælstofindholdet i regnvand fra separat kloak, men den årlige vandmængde fra regnvand er noget højere.

Der indgår i analysen fra COWI (COWI 2023) og AP1 ca. 8000 overløb fra 34 oplande. Der indgår herefter en indsats på 10 tons N i 765 RBU'er i de 5 oplande, der ellers ikke kan nå indsatskravet. Når sæson indregnes, stiger effekten til 15 tons N, idet den gennemsnitlige sæsoneffekt for de valgte RBU'er er 1,5. Der indgår nu 784 RBU-anlæg, idet der er sat en maksimumsgrænse for omkostningen på 10.000 kr. pr. kg N. Omkostningen falder her i gennemsnit til ca. 4.600 kr. pr. kg N, men det er fortsat et meget dyrt virkemiddel set i forhold til de analyserede markvirkemidler. Virkemidler implementeres primært i forhold til udløb fra separate regnvandsudledninger og i færre tilfælde i forhold til overløb i forhold til regnbetingede overløb. Effekten pr. anlæg er ca. 20 kg N pr. anlæg pr. år og samlet pr. år er effekten også relativ lav nemlig 10 tons N uden sæson (reduceret fra 14 tons N) og 15 tons N med sæsoneffekt. Der er således en tabt værdi 20 mio. kr. ved første renseskridt og en gevinst alene ved sæson på 25 mio. kr.; begge baseret på 4.987 kr. pr. kg N.

Det er vurderet, om der vil være en sæsoneffekt ved markvirkemidler. Konklusionen er, at sæsoneffekten i langt de fleste tilfælde er under 1,0. Det anbefales fremadrettet, at sæsoneffekter under 1,0 også indregnes, hvis det reelt betyder, at effekten grundet sæson er lavere end forventet.

Der er dog lavet en analyse af konsekvensen af at indregne den faktiske effekt af minivådområder i de enkelte oplande, i stedet for det nationale gennemsnit, der blev brugt i VP3 analysen. Der er opstillet to scenarier, hvor der på et areal svarende til 25 % af potentialet indregnes henholdsvis den gennemsnitlige effekt i det enkelte oplande og en høj effekt grundet målretning til de 25 % bedste områder i hvert opland. Den gennemsnitlige effekt for de 23 oplande for de to tilgange er opgjort til 6,5 og 9,0 kg N/ha overfor 4,2 kg N/ha opland i VP3 analysen. Denne effekt er højere end i tidligere analyser grundet en anden metodetilgang. For minivådområder kan effekten øges yderligere til 300 tons N, hvis de kan anlægges på de 25 % af arealet, hvor effekten er højest, og hele dette større areal (34.000 ha) etableres. Når disse højere effekter indregnes, så kan det øge omfanget af minivådområder i den endelige løsning; også fordi de bliver mere omkostningseffektive.

Samlet viser analysen, at effekten af minivådområder i løsningen øges fra 47 tons N til 139 tons N uden målretning og til ca. 370 tons N ved målretning mod de 25 % af arealet, der giver den største effekt. De flere minivådområder betyder, at indsatsen i forhold til renseanlæg og RBU kan reduceres i fx Knudedyb. I dette regnestykke indgår minivådområder med en årsækvivalent på 1,0. Da resultaterne fra AP4 viser, at årsækvivalenten i de undersøgte vandområder typisk er <1, vil inddragelse af dette kunne få betydning for minivådområder som en del af løsningen. Hvis årsækvivalenten for minivådområder indregnes, øger det effekten af anlæg i Ringkøbing Fjord,

da årsækvivalenten her er 2,5, mens effekten og areal begrænses i andre kystvandsoplande, da årsækvivalenten her er under 1,0.

I vandområdeplanerne udestår en indsats for en række oplande. De oplande med de største manglende indsatbehov er Knudedyb, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Thisted Bredning, Hjarbæk Fjord, Skive Fjord, Halkær Bredning og Mariager Fjord (indre). Indregning af sæsoneffekten for rensningsanlæg kan hjælpe til en lidt højere effekt i enkelte af disse oplande. Værdien pr. kg N er dog høj, fordi der er få alternativer.

Derudover hjælper en højere effekt af minivådområder bl.a. Knudedyb, mens lukning af dambrug reducerer N-tabet i Ringkøbing Fjord. Derudover vil der være en P-effekt, som ikke indgår i SMART-modellen.

5.2 Økonomiske beregninger med TargetEconN og TargetEconP

Modellerne TargetEconP (Hasler et al. 2023) og TargetEconN (Hasler et al. 2022a) er sat op til at beregne omkostningseffektiv gennemførelse af fastsatte indsatskrav for fosfor henholdsvis kvælstof, og beregner på denne baggrund kombinationer af virkemidler der opfylder indsatskravene.

De økonomiske beregninger med modellerne TargetEconP (fosfor) og TargetEconN (kvælstof) har fokus på både supplerende fosforindsats og indsatser fokuseret på vækstsæsonen (sæson-effekter). I forhold til supplerende fosforindsats, modelleres omkostningseffektive virkemidler til reduktion af fosfortabene til kystvandområderne, og der vurderes, hvilken effekt reduktionerne af fosfor til kystvandområderne har på indsatskravene til kvælstof og de eventuelle reducerede omkostninger. De omkostninger, der er ved at opnå fosforeffekterne, er ikke tillagt kvælstof-effekten, da der i disse modelberegninger er antaget, at fosforindsatskravene skal opfyldes for at opnå god økologisk tilstand i søerne. Hvis omkostningerne ved at udføre fosforvirkemidlerne i disse oplande tillægges den ækvivalerede kvælstofeffekt, så fås der ingen besparelse, da omkostningerne ved fosforindsatsen klart overstiger de sparede omkostninger. Herudover er fosforreduktioner og ækvivalerende kvælstofeffekter kun beregnet for kystoplande, der har søoplande, og medtager derfor ikke, at der er muligheder for fosforreduktioner i kystoplande uden indsatskrav til søer.

Desuden kan reducerede kvælstofindsatser i opstrøms vandområder medføre øgede indsatskrav i nedstrøms kystvandområder. Et eksempel på sådanne opstrøms-nedstrøms forhold er mellem Odense fjord og Aarhus bugten. En reduktion i indsatskravet til Odense Fjord kan således medføre et øget behov for indsats i Aarhus Bugtens opland.

I forhold til effekter i vækstsæsonen modelleres omkostningseffektive kvælstofvirkemidler, der overvejende påvirker næringsstofforførelserne i denne periode. Sæsoneffekterne indregnes for punktkilder (renseanlæg, regnbetingede udledninger (RBU), dambrug og industri) samt drænvirkemidler (minivådområder). Derudover indgår i modelleringen med begge modeller den fulde palette af virkemidler, inklusive omkostninger, effekter og potentialer, for kvælstof og fosforreduktioner som beskrevet i Hasler et al. (2022a), Hasler et al. (2023) og Hasler et al. (2024).

I TargetEconN og TargetEconP beregningerne er modellerne tilpasset Second Opinion, ved at AP2 har leveret data for punktkilder, AP3 har identificeret og kvantificeret de enkelte kilders andel af næringsstofbelastningen i de enkelte vandområder, samt reduktionspotentialer og effekter for anvendelse af de specifikke virkemidler spildevand, RBU, dambrug og minivådområder, mens AP4 har kvantificeret responsen på miljøtilstanden, det vil sige reduktioner i sommerklorofyl-a og K_d i vækstsæsonen, på forskellige niveauer af reduktioner af punktkilder og diffuse bidrag, der anvendes til at beregne effekten af virkemiddelindsatsen i de marine vandområder. Endvidere er data fra AP4 anvendt til at beregne den N-effekt som P-reduktioner i de særligt P-følsomme vandområder (dvs. TP-årsækvivalerer), og dette er grundlaget for at beregne de sparede omkostninger ved at regne P-effekterne ind i forhold til N-indsatskravene.

5.2.1 Genberegning af omkostningsberegninger i forhold til 2022-beregningerne

Som del af analyserne i AP5 sammenholdes resultaterne fra de udførte beregninger under nærværende projekt med de økonomiske VP3 analyser, som er gennemført med TargetEconN i 2022 (Hasler et al. 2022a). Modellen anvendt i 2022-analysen er blevet opdateret med 2023-indsatskrav (Vandområdeplanerne 2021-27), og samtidigt er modelleringen af potentialerne for skovrejsning harmoniseret med de forudsætninger, der er anvendt i AP3 vedrørende skovrejsning, så der kun tillades skovrejsning på de områder, der er udpeget af kommunerne som ønskelige for skovrejsning.

I Second Opinion-modelleringen er der også indlagt en begrænsning om, at skovrejsning ikke kan finde sted på lavbund, og dette er også nyt i forhold til Hasler et al. (2022a). I Hasler et al. (2022a) er de samlede omkostninger beregnet til 531 millioner kroner årligt, til et indsatsbehov på 13.075 tons. I VP3 er indsatsbehovet reduceret til 12.955 tons, og omkostningerne ved at opnå dette indsatsbehov er i TargetEconN beregnet til 524 millioner kroner årligt.

Til sammenligning er dette omkostningsniveau lavere, end det der er beregnet med SMART-modellen (Jacobsen 2022, 2024). Dette skyldes en meget større målretning af virkemidlerne i TargetEconN sammenlignet med SMART, og at potentialerne for virkemidlerne ikke er begrænsede ud over de officielle kortgrundlag for fx lavbund, vådområder, minivådområder og skovrejsning. Årsagerne til forskellene i omkostninger er yderligere beskrevet og diskuteret i Hasler & Jacobsen (2022).

Ved ændring af skovrejsningspotentiale til de kommunale udpegninger, og ingen skovrejsning på lavbund, men med implementering af de ændrede indsatskrav til VP3-kravene, så forøges omkostningerne i nærværende projekt fra de beregnede 524 til 538 millioner kroner årligt, med en målopfyldelse på 12.918 tons N. Mankoen i forhold til målopfyldelse på 37 tons kvælstof er i kystvandområdet Halkær Bredning, hvor der ikke opnås målopfyldelse, hvilket også var tilfældet for 2022 beregningerne. Dette kystvandområde er således særligt interessant i forhold til, om eventuelle fosforeffekter omregnet til kvælstofækvivalenter eller sæsoneffekter for kvælstof kan medvirke hertil.

5.2.2 Forudsætninger

I TargetEconN- og TargetEconP-modellerne foretages analyserne ved at minimere omkostningerne ved at opfylde N- og P-indsatskravene. Herved fås anvisninger på de mest omkostningseffektive valg og placeringer af virkemidler ud fra en samfundsøkonomisk tilgang. For N anvendes indsatskravene i VP3 for kystvandsoplandene (Miljøministeriet, 2023), mens kravene for P er fastlagt som indsatskravene til søer i VP3 (Miljøministeriet, 2023). Optimeringen i modellerne indebærer at finde den mest omkostningseffektive sammensætning og geografiske placering af virkemidler som muligt. Optimeringsalgoritmen søger at fordele indsatsen, så omkostningen ved den samlede indsats bliver så lav som muligt. Løsningen er således begrænset af, at reduktionen af P-tilførslen til en sø skal være lig med eller større end indsatskravet for søen, og tilsvarende for N til kystvandområderne.

Den optimale sammensætning af virkemidler bestemmes af omkostningerne ved virkemidlet, potentialet og effekten for det enkelte virkemiddel, samt reduktionsbehovet til kystvandområderne (N) og til søerne (P). TargetEconN- og TargetEconP-modellerne er geografisk-rumlige, hvor data for dyrkning af afgrøder, gødningstildeling, omkostninger og effekter ved virkemidler, samt retentionen af kvælstof fra rodzone til kystvande og fosfor-transporten mellem søerne, er indarbejdet i modellerne ved at anvende eksisterende kortgrundlag, som kobles til markniveauet. Der er indarbejdet tabsveje og effekter af P-virkemidler, samt retention af fosfor mellem søer, der er forbundet med hinanden i søkæder (Hasler et al. 2023, Hasler et al. 2024). Søoplandene i modellen er koblet med kystvandsoplandene, således at reduktionen af fosfortabene i søoplandene beregnes til kystvande for de fosforfølsomme kystvandsoplande.

Derfor er det muligt at beregne kvælstofeffekterne til kystvande som følge af den fosforreduktion, der beregnes for opfyldelse af indsatsen i søoplandene.

Der er ikke lavet en samtidig optimering af kvælstof og fosfor i dette projekt, selv om modellerne kan køres sammen i en integreret model. Det skyldes, at forudsætningerne i Second Opinion vedrørende sæsonfølsomhed og fosforeffekter er komplicerede og delvist griber ind i hinanden, hvorfor en samtidig optimering af kvælstof og fosfor med Second Opinion-forudsætningerne vil kræve mere tid og ressourcer, end der har været til rådighed i projektet.

Nogle virkemidler har en effekt på både N- og P-tilførslerne, og i modelleringen har vi tillagt den fulde omkostning til henholdsvis kvælstof og fosfor i de to modeller, så der er ikke foretaget en fordeling af omkostningerne på N henholdsvis P. Dette ville ske automatisk i modellen, hvis vi modellerede N og P integreret.

5.2.3 Resultater for kvælstof – sæsoneffekter

Sæsoneffektmodelleringen i TargetEconN-modellen består af to trin

1. Indarbejdelse af ændret effekt af drænvirkemidlet minivådområder i de sæsonfølsomme oplande, fra AP3 (jf. Højbjerg et al. 2024). Dette medfører at minivådområderne får en meget højere effekt i de fleste ID15 oplande.
2. Indarbejdelse af sæsonfølsomhed i recipienterne ved årsækvivalenter fra AP4 (Erichsen et al. 2024), for virkemidlerne minivådområder, dambrug, spildevand, RBU samt industri. Herved får nogle af virkemidlerne en højere effekt, mens fx minivådområderne får en mindre effekt (ækvivalenter <1).

For at beregne effekterne heraf har vi valgt at modellere disse scenarier:

Omkostningseffektiv fordeling af virkemidler i de sæsonfølsomme oplande:

1. Uden sæsoneffekter
2. Med sæsoneffekt i oplandet, men ikke i de marine vandområder, Dvs. kun ændrede effekter for minivådområder fra AP3 (Højbjerg et al. 2024). Vi har regnet på 10 % og 100 % arealudnyttelse fra Højbjerg et al. (2024).
3. Med sæsoneffekt både i oplandet og i recipienterne (marine vandområder), med anvendelse af årsækvivalenter fra Erichsen et al. (2024).

Omkostningerne ændres meget beskedent mellem de tre scenarier (under 5 % forskel). Således er omkostningerne lavest ved indarbejdelse af 10 %-scenariet efterfulgt af 100%-scenariet. Dette er scenarier, hvor effekterne af både minivådområder og punktkilder er sæsonkorrigerede. Forskellen mellem 10 %- og 100%-scenariet for minivådområderne er forsvindende lille, da effekterne af minivådområder bliver lille, når der sæsonkorrigeres ved kystvande i henhold til Erichsen et al. (2024). Hvis der ikke sæsonkorrigeres ved kyst, er forskellen større mellem 10%- og 100%- scenarierne.

5.2.4 Resultater for fosfor

For modelleringen af en yderligere fosforindsats er der beregnet ét scenarie. Dette scenarie omhandler opfyldelse af indsatskravene i VP3 (Miljøministeriet, 2023) for fosfor til 447 søer. Modelleringen foretages som i Hasler et al. (2023) ved, at søerne er forbundet i kæder, modelleret ved en transportmatrix mellem søerne, som medfører, at fosforreduktioner i opstrøms søer også har effekt i nedstrøms søer. Denne kædemodellering er beskrevet i Hasler et al. (2023, 2024) og dokumenteret i Miljøstyrelsen (2024). Da sø-oplandene i modellen er koblet til kystvandområderne, beregnes P-reduktionen helt ud til kystvande med henblik på anvendelse i nærværende projekt. Dette er nødvendigt for at beregne P-effekten til kystvande og omregne denne til en N-effekt.

Ved anvendelse af omregningskoefficienter fra AP4 (Erichsen et al. 2024) omregnes P-reduktionen ved brug af årsækvivalenter til N-effekt i de særligt P-følsomme vandområder. Herved kan der beregnes en reduktion i kvælstofindsatskravene for disse kystvandområder. I alt reduceres der 30.507 kg P til alle de særligt P-følsomme kystvandområder. Omkostningerne ved denne P-reduktion er beregnet til samlet set 243 millioner kroner med TargetEconP-modellen. Denne P-reduktion er med de individuelle ækvivalenter fra AP4 omregnet til 888 tons N ved P-indsatsen i disse kystvandområder, hvoraf der er en stor reduktion i kystvandområde Nissum Fjord, Felsted Kog (område 131) på 7.976 kg P, omregnet til ca. 580 tons N. Ækvivalenten for dette område i Erichsen et al. 2024, er på 72,7, det vil sige, at fosforeffekten er stor i dette kystområde, sammenlignet med mange af de øvrige kystvandområder.

I oplandet til Halkær Bredning (område 238), er der ikke beregnet en P-reduktion, da der ikke er søoplande i oplandet, og dermed er der heller ikke beregnet en ækvivalent N-effekt. Det er som nævnt ovenfor det eneste vandområde, hvor TargetEconN ikke kan finde en løsning til målopfyldelse, hvorfor især yderligere P-reduktioner vil være af stor interesse. Resultatet skyldes, at der i modellen TargetEconP kun beregnes P-reduktioner i kystvandomplande, hvor der er søoplande med indsatskrav. P-reduktioner kan i realiteten også ske i kystvandomplande uden søoplande. Hvis dette skulle inkluderes i TargetEconP, ville det være nødvendigt at have specificerede indsatsbehov til P i kystvandsoplandene for at kunne optimere modellen til omkostningseffektive reduktioner. Dette behandles i et tillæg til Hasler et al. (2024) som beskrevet indledningsvist.

For at beregne de sparede omkostninger, når P-effekterne indregnes som ækvivalente N-effekter, er TargetEconN-modellen kørt med reducerede indsatskrav for kvælstof for de kystvandområder, hvor dette er relevant. Modellen er kørt for alle 108 kystvandomplande opdateret med nye indsatskrav og skovrejsningspotentiale, men ellers svarende til modellen i Hasler et al. (2022a). Opland nr. 119 (Vesterhavet, syd) har intet N-indsatskrav, men får 53,7 tons "N" fra P-reduktion. Opland nr. 233 (Kås Bredning og Venø Bugt) har 14,7 tons i N-indsatskrav og får 43,3 tons N, så der opnås en overopfyldelse. På grund af disse oplande reduceres P til N reduktionen fra 888 tons N til 815 tons N.

De samlede indsatskrav reduceres dermed til 12.140 tons kvælstof, når fosforeffekterne er regnet ind, og omkostningen ved at opnå dem er beregnet til 509 millioner kroner årligt. Der opnås derfor en besparelse på samlet 29 millioner kroner, hvis fosforeffekterne regnes ind. Følgende skal dog bemærkes:

1. De omkostninger, der er forbundet ved at opnå P-effekterne, er ikke tillagt N-effekten, da det er antaget, at P-indsatskravene skal opfyldes for at opnå god økologisk status i søerne. Hvis omkostningerne ved at udføre P-virkemidlerne i disse oplande (81 millioner kroner per år) tillægges den ækvivalerede N-effekt, så opnås der ingen besparelse.
2. P-reduktioner er kun beregnet for kystoplande, der har søoplande
3. De reducerede N-indsatser i disse vandområder kan medføre øgede krav i nedstrøms kystvandområder.
4. Nogle kystvandomplande får et negativt N-indsatskrav, når P-effekten regnes ind. Opland nr. 119 (Vesterhavet, syd) har intet N-indsatskrav, men får 53,7 tons "N" fra P-reduktion. Derfor betyder oplands P-reduktioner, at N-reduktionskravet reduceres fra 888 tons N til 815 tons N.

6 Opsummering

De danske marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet, udgøres i dag af 109 vandområder og dækker over små lukkede fjorde og nor, såvel som større åbne vandområder. De økologiske forhold i et vandområde udgøres af en række komplekse fysiske og biogeokemiske (økologiske) sammenhænge, som varierer meget mellem vandområder. Udover de direkte ferskvands- og næringsstofftilførsler påvirkes den økologiske tilstand af fx vandudvekslingen med tilhørende vandområder, dybdeforhold, blanding af vandsøjlen og lagdeling, næringsstoffdynamikken i vandområderne, herunder den interne belastning (som igen er påvirket af fx vandudveksling).

Under modeludviklingen bag vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) blev der identificeret en række vandområder, som havde en særlig følsomhed over for fosfor (P) (Erichsen et al. 2021a) eller følsomme for næringsstoffer tilført i perioderne maj til september (Erichsen et al. 2021b).

Samlet set blev 31 vandområder identificeret som særligt P-følsomme, mens screeningen i Erichsen et al. (2021b) identificerede 18 vandområder som værende potentielt følsomme for kvælstof (N) tilførsler i perioden maj-september (Figur 2-1 og Tabel 2-1).

Formålet med projektet omkring 'Styrket Modelgrundlag, aktivitetsspor a og b' er at kvantificere effekterne af reduktioner i fosfortilførsler henholdsvis reduktion af kvælstofudledning fokuseret på vækstsæsonen, og afslutningsvis bidrage med viden, der kan indgå i opdateringen af indsatsbehov i forbindelse med genbesøget.

6.1 Kildeopsplitning, punktkildebidrag og virkemidler

Som en central del af arbejdet bag Second Opinion, Styrket modelgrundlag, har der været arbejdet med opdaterede opgørelser af forskellige næringsstoffkilders betydning i udvalgte marine vandområder (Figur 2-1 og Tabel 2-1), som har en højere tidslig opløsning end tidligere opgørelser. Sammenfattende udgør opdateringerne nye månedsopgørelser af N- og P-tilførsler til alle 4. ordens kystvandsoplande fordelt på punktkilder og diffuse kilder, foruden nye tilgange til at beregne den månedsfordelte næringsstofftilførsel fra havbrug og regnvandsbetingede udledninger (RBU). Dette er en klar forbedring sammenholdt med tidligere opgørelser, hvor punktkildebidrag er fordelt ligeligt over året.

Helt specifikt er der fundet en tydelig årstidsvariation for udledningerne fra kommunale renseanlæg med avanceret og mellem-rensning, som dels skyldes lavere nedbørsmængder, og dermed lavere flow igennem renseanlæggene, og dels en øget effektivitet af de biologiske renseprocesser med stigende temperaturer. Der blev ikke fundet en tilsvarende årstidsvariation for mekaniske og industrielle renseanlæg.

For ferskvandsdambrug blev der ligeledes fundet en svag årstidsvariation i udledninger af N og P, mens årstidsvariationerne fra RBU'er er mere varierende. I de data, der indgår i beregningerne af effekter i vandområderne, indgår en årstidsvariation fra regnvandsbetingede overløb (kombineret spildevand), men effekterne er sandsynligvis overestimerede, da separate regnvandsudledninger i langt større grad følger nedbørsmønstrene, med større udledninger i vintermånederne og mindre hen over sommeren.

I Salomonsen & Ottosen (2023) er de samlede reduktionspotentialer til vandløbskant for de analyserede oplande opgjort til:

- Samlet reduktionspotentiale for N (ekskl. dambrug) på 530 tons N, fordelt på 294 og 31 tons N på henholdsvis kommunale og industrielle renseanlæg, 110 tons N på RBU og 95 tons N på ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse (ikke analyseret nærmere i nærværende rapport).

- Samlet reduktionspotentiale for P (ekskl. dambrug) på 85 tons P, fordelt på 57 og 3 tons P på henholdsvis kommunale og industrielle renseanlæg, 24 tons P på RBU og 1 ton P på ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse (ikke analyseret nærmere i nærværende rapport).
- Samlet reduktionspotentiale fra dambrug på 629 tons N og 52 tons P (reduktionspotentiale opgjort som opkøb/lukning)

I opgørelserne af punktkilder er der fundet store variationer mellem de undersøgte oplande, og for nogle oplande er potentialerne små eller nul.

I forhold til de økonomiske analyser viser overslag, at det er mest omkostningseffektivt at reducere N fra kommunale renseanlæg (gennemsnit 500 kr/kg N/år) sammenlignet med andre punktkilder, mens det mindst effektive virkemiddel er reduktioner fra RBU'er (gennemsnitligt 9.300 kr/kg N/år).

Tilsvarende viser de økonomiske analyser, at det er mest omkostningseffektivt at reducere P fra kommunale renseanlæg (gennemsnit 3.000 kr/kg P/år) sammenlignet med andre punktkilder, mens det mindst effektive virkemiddel er reduktioner fra RBU'er (gennemsnitligt 55.000 kr/kg P/år).

Udover opdaterede månedsfordelinger af de respektive punktkilder er der i projektet beregnet en retention i oplande med større søer for derigennem at kunne adressere forskelle mellem oplande med kort opholdstid og oplande med længere opholdstid.

Samlet set har de enkelte opdateringer bidraget med nye og mere korrekte fordelinger af næringsstoffølserne fra punktkilder, og dermed bidraget til en mere retvisende vurdering af punktkilders betydning for miljøtilstanden i de marine vandområder.

6.2 Diffuse bidrag og virkemidler

I arbejdet med virkemidler målrettet diffuse næringsstoffølser har der været fokus på både N- og P-bidrag. I de eksisterende vandområdeplaner bag VP3 indgår der allerede en række virkemidler, som skal reducere den diffuse N-tilførsel. I nærværende projekt har der fra start været fokus på at analysere N-virkemidler, hvor der var forudset en form for sæson-variation, og som derfor har været af interesse for netop Second Opinion, Styrket modelgrundlag. Samlet set har der været beregnet på 16 scenarier for implementering af forskellige dræn- og markvirkemidler dækkende forskellige andele af dyrkningsfladen for udvalgte oplande. Resultaterne fra de enkelte scenarier er omsat til reduktioner over året (opdelt per måned) til belysning af effekter i N-tilførslen til kysten, og i den efterfølgende analyse af effekter i kystvandene er der udvalgt 3 scenarier.

For drænvirkemidler er der inkluderet mini-vådområder og intelligente bufferzoner (IBZ), mens markvirkemidlerne indeholder reduceret tilførsel med handelsgødning og ændret efterafgrøde-areal på det supplerende areal (det vil sige efterafgrøder ud over de efterafgrøder, der i AP3 var beregnet udlagt i 2017).

Resultaterne fra analyserne viser, at der ved implementering af drænvirkemidler kan opnås betydelige reduktioner i perioden september til april, mens der kun opnås begrænsede reduktioner i transporten fra maj til august og dermed i en stor del af vækstsæsonen.

Markvirkemidlerne har en effekt, som dels skyldes ændringer i transporten via dræn og dels transporten via grundvandet. Drænandelen har en sæsonfordeling, som svarer til effekterne beskrevet under drænvirkemidler, mens grundvandsdelen bliver mere jævnt fordelt over året, hvorfor markvirkemidlerne har en mindre sæsonvariation, sammenlignet med drænvirkemidlerne.

I forhold til P-tilførslerne er der blevet analyseret på en række virkemidler inkluderende skovrejsning, randzoner, træer på vandløbsbrinker, vedvarende græs, sandfang,

okkerfældningsanlæg, mindre strækingsbaserede restaureringer af vandløb, genslyngning, mini-vådområder, integrerede bufferzoner og GLM5 (pløjeforbund på erosionstruede arealer). Træer på vandløbsbrinker udviser umiddelbart det største potentiale med en effekt på 115 tons P ved fuld udnyttelse af potentialet på alle særligt P-følsomme oplande nedstrøms nederste sø. De resterende virkemidler har hver især en effekt nedstrøms nederste sø på under 17 tons P. Opstrøms søer er det samlede reduktionspotentiale på 67 tons P.

For både reduktioner i N- og P-tilførsler er der en række forbehold, som er centrale:

- Der er betydelig usikkerhed på beregningerne af N-transport og effekterne af N-virkemidler fra vandløbskant til kystvand, og dermed de data, som benyttes i dette projekt
- Der er betydelig usikkerhed på bestemmelsen af P-tab ad de forskellige transportveje, og denne overføres til beregninger af effekten af virkemidler
- I forbindelse med P-reduktioner udnyttes hele potentialet, hvilket i praksis ikke er muligt, hvorfor potentialerne overestimeres
- For N-reduktioner er der ikke beregnet potentialer, men alene vurderet på de reduktionskrav, der ligger til grund for VP3

6.3 Effektberegninger i de marine vandområder

Baseret på den opdaterede kildeopsplitning og månedsfordelte punktkildebidrag sammen med analyserne fra drænvirkemidler, reduceret handelsgødning og efterafgrøder på det supplerende areal, er de mekanistiske modeller bag VP3 blevet opdateret og anvendt til beregning af effekterne på de to indikatorer sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen. På denne måde har det været muligt at omsætte ændringer i de forskellige kildebidrag til en effekt i kystvandet.

Resultaterne fra modelkørslerne er efterfølgende omsat til to typer af virkemiddelspecifikke årsækvivalenter. For P er der beregnet en P-ækvivalent, der beskriver effekten af at reducere på P-årstilførslen i det enkelte vandområde sat i forhold til effekten af at reducere på N-årstilførslen.

Tilsvarende er der beregnet en sæson-ækvivalent for virkemidler med en særlig effekt i vækstsæsonen, der beskriver den forventede relative effekt af et specifikt N- og/eller P-virkemiddel beregnet med den nye viden om sæsonvariationerne i de enkelte kilder af effekter, sat i forhold til effekten af en sammenlignelig reduktion beregnet med en jævnt fordelt reduktion i årstilførslerne.

På den måde har det været muligt at sammenstille forskellige reduktioner og den tilhørende effektivitet. Således indikerer en P-ækvivalent >1 , at der forventes en større effekt ved at reducere på P end ved en tilsvarende mængde N, mens en P-ækvivalent <1 indikerer en lavere effekt.

Tilsvarende indikerer en sæson-ækvivalent >1 , at der forventes en større effekt af det specifikke virkemiddel end ved at anvende et virkemiddel med en effekt, som er jævnt fordelt over året, og tilsvarende indikerer en sæson-ækvivalent <1 , at der kan forventes en mindre effekt.

De beregnede ækvivalenter varierer meget både mellem vandområder og mellem de forskellige virkemidler, der indgår i analysen, og den fulde liste af ækvivalenter fremgår af Erichsen et al. (2024) og er opsummeret i Tabel 4-1.

Fra projektets begyndelse var der identificeret 39 vandområder, som var relevante for det samlede projekt, herunder de to vandområder Randers Fjord, indre og Randers Fjord, ydre. Af de 39 vandområder var 31 identificeret som særligt P-følsomme, mens 18 vandområder var identificeret som følsomme for N-tilførsler i perioden maj-september (Erichsen et al. 2021b). Der var et overlap mellem vandområder, og 10 af vandområderne var identificeret som følsomme overfor både P-tilførsler og N i vækstsæsonen.

Baseret på resultaterne i AP4 er der 34 vandområder, der har en TP-følsomhed (årsbelastningen), som resulterer i en ækvivalent >1 , og dermed bekræfter vandområder med en særlig P-følsomhed.

Der er imidlertid stor forskel på P-følsomheden mellem vandområderne, og der er 13 vandområder med en ækvivalent mellem 1-10, 8 vandområder med en ækvivalent mellem 10-20 og 13 vandområder med en ækvivalent >20 . Vandområderne med høj P-følsomhed er fx Grådyb og Knudedyb, Nissum Fjord, foruden Halkær Bredning og Hjarbæk Fjord, og dermed en række vandområder med store reduktionsbehov.

I forhold til punktkildeækvivalenter er det især renseanlæg, hvor der er fundet ækvivalenter >1 . Samlet set er der 16 vandområder med ækvivalenter >1 for TN-tilførsler, hvilket bekræfter resultaterne fra Erichsen et al. (2021b), men ud af de 16 vandområder er ækvivalenter <2 i halvdelen (8 vandområder) af de fundne områder, og dermed relativt beskedne, også når usikkerheder tages med i betragtningen.

Der er også fundet ækvivalenter >1 for dambrug i 7 vandområder, herunder Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord og Hjarbæk Fjord, foruden Grådyb og Knude Dyb.

I 10 vandområder er ækvivalenten for RBU'er >1 , men alene i Karrebæk Fjord, Odense Fjord, Seden Strand, Odense Fjord, ydre og Norsminde Fjord er ækvivalenterne >5 .

I forhold til drænvirkemidler i de analyserede vandområder er der en relativt lille gennemsnitlig ækvivalent (0,4), og især for vandområder med kort opholdstid, som f.eks. Odense Fjord, Seden Strand, og det bemærkes, at der er 7 vandområder, der har en lille ækvivalent ($<0,3$). Her betyder kombinationen af kort opholdstid og en reducerende effekt for drænvirkemidler i oplandet til Odense Fjord, med reduktioner under 2 % i månederne april til august, at effekterne på indikatorerne er meget små. I Ringkøbing Fjord er beregnet en ækvivalent på 3,3, en ækvivalent, som er meget tæt på ækvivalenten for dambrug. Opholdstiden i Ringkøbing Fjord er væsentlig længere, og at ækvivalenten af de to virkemidler (drænvirkemidler og dambrug) er >1 , skyldes, at der reduceres i både TN- og TP-bidraget for de to næringsstofkilder foruden koblingen til den lange opholdstid.

For markvirkemidlet 'reduceret brug af handelsgødning' opnås en gennemsnitlig ækvivalent på 0,8 og med en 90 %-percentil på 1,0. Reduktionerne i handelsgødning resulterer i reduktioner, som er mere jævnt fordelte (%-vis) over året, men i alle områder udover Ringkøbing Fjord er ækvivalenten $\leq 1,0$. Tilsvarende resultater opnås for markvirkemidlet 'efterafgrøder på det supplerende areal', hvor den gennemsnitlige ækvivalent er 0,7 og 90 %-percentilen er 1,0.

For begge markvirkemidler findes den mindste ækvivalent i Kalundborg Fjord, en fjord, som er relativt meget påvirket af punktkilder.

Resultaterne fra AP4 viser dermed, at der i visse af de udpegede vandområder er en større følsomhed for næringsstoffer (N og P) i vækstsæsonen, og at der med statustilførslerne er vandområder, som er særligt P-følsomme. Det er derfor relevant at undersøge potentialet i de vandområder, hvor punktkilder udgør en betydende andel af de samlede tilførsler over sæsonen, og hvor det er muligt at reducere TP-tilførslerne igennem målrettede indsatser (Højberg et al. 2024).

De beregnede målbelastninger bag VP3, som netop har været internationalt evalueret, anses for at være de mest robuste beregninger, og i arbejdet fremadrettet bør der fortsat være fokus på årstilførsler og målbelastninger, baseret på årstilførsler. De beregnede ækvivalenter er beregnet på baggrund af en række antagelser og forbundet med nogen usikkerhed, herunder tilstedeværelsen af større søer, som udjævner en del af ækvivalenterne, og resultaterne kan alene benyttes for indsatser nedstrøms større søer. Baseret på dette vil P-ækvivalenterne dermed også være mere robust end sæson-ækvivalenterne.

Dertil kommer, at brugen af årsækvivalenter i et vandområde kan påvirke reduktionsbehov i nedstrøms vandområder.

6.4 Omkostningseffektivitet

I analyserne omkring omkostningseffektivitet indgår tre modeller: SMART-modellen, TargetEconN-modellen og TargetEconP-modellen. SMART-modellen bygger på en række antagelser, som er beskrevet nærmere i Jacobsen (2024), og adresserer alene N-reduktioner. TargetEconN-modellen bygger på lidt andre antagelser (se Hasler et al. 2024) og adresserer ligeledes N-reduktioner, men TargetEconP-modellen adresserer P-reduktioner. Modellerne er ikke kobledede, således at P-reduktioner i TargetEconP-modellen får direkte indflydelse på resultaterne af TargetEconN-modellen, og resultaterne skal derfor vurderes enkeltvist.

Baseret på den opdaterede kildeopsplitning og de månedsfordelte punktkildebidrag sammen med ækvivalenterne fra de individuelle marine vandområder er de tre modeller blevet opdateret.

Med SMART-modellen er de samlede nationale omkostninger beregnet til 973 mio. kr pr. år, svarende til 77 kr pr kg N eller 363 kr pr ha opland. Dermed er de samlede omkostninger pr kg N på niveau med tidligere analyse, mens der er en lidt højere målopfyldelse.

Til trods for brugen af årsækvivalenter ændres de samlede omkostninger sig ikke væsentligt, og det vurderes, at der til trods for brugen af ækvivalenter ikke er tiltag, der er omkostningseffektive på de fleste renseanlæg.

I modsætning til den oprindelse analyse indgår der nu en indsats fra dambrug.

Med TargetEconN-modellen beregnes et omkostningsniveau på 524 mio. kr pr år for at ramme et indsatsbehov på 12.955 tons N. I Hasler et al (2022) blev de samlede omkostninger opgjort til 531 mio. kr pr år for at ramme et indsatsbehov på 13.075 tons N, hvorfor omkostningerne for at opnå indsatskrav er reduceret en smule. Indregning af ny retention og sæsonækvivalenter ændrer således ikke de samlede omkostninger i større omfang.

For omkostninger i forbindelse med P-reduktioner viser beregningerne for de særligt P-følsomme vandområder, at der ved brug af ækvivalenter kan opnås en besparelse på 29 mio. kr pr år. Her er der alene analyseret på oplande med P-indsatskrav til søer. I VP3 indgår der ikke indsatskrav til kystvande, hvorfor modellen ikke kan optimere på disse.

6.5 Prioritering af indsatser - årsækvivalenter

Igennem projektets fem arbejdsplaner er næringsstofftilførsler fra de enkelte oplande og tilhørende effekter i de individuelle marine vandområder blevet analyseret. Dette arbejde er dels adresseret igennem en neddeling af punktkilder og opdatering af deres tilførsler hen over året, inklusive størrelsen af de respektive punktkilder (renseanlæg, industri, RBU, dambrug og havbrug). Derudover er der foretaget analyser af reduktionspotentialer hen over året baseret på henholdsvis drænvirkemidler og enkelte markvirkemidler (reduceret brug af handelsgødning og efterafgrøder på supplerende arealer, udover de obligatoriske arealer).

Baseret på forskellige antagelser om reduktioner i det diffuse bidrag og under antagelse af reduktioner i punktkilder er reduktionerne omsat til effekter på miljøtilstanden, det vil sige reduktioner i sommerklorofyl-a (maj til september) og K_d i vækstsæsonen (marts til september), på forskellige niveauer af reduktioner af punktkilder og diffuse bidrag.

Det er stadigvæk målbelastningerne (baseret på årstilførsler), der anbefales at indgå i de nationale opgørelser, og som sikrer opnåelse af god økologisk tilstand (GØT) i alle marine vandområder. Disse målbelastninger er netop blevet internationalt evalueret og erklæret *fit-for-purpose* (COWI 2023; Herman et al. 2023) og kan derfor antages at være særdeles robuste.

I nærværende projekt er der kørt en række modelscenarier med målrettede reduktioner i specifikke punktkilder, foruden reduktioner i den diffuse tilførsel fra drænvirkemidler og enkeltstående markvirkemidler. Modelresultater er efterfølgende omsat til årsækvivalenter, som

modsvare, hvor stor en effekt på de to indikatorer der kan opnås ved at reducere TN- og/eller TP-tilførsler fra de analyserede kilder.

I projekt neddelers vi altså næringsstofftilførslerne i individuelle kilder (renseanlæg, industriudledninger, dambrug, havbrug og RBU'er) og beregner dosis-respons for de enkelte kilder individuelt, foruden dosis-respons fra specifikke diffuse virkemidler (drænvirkemidler, efterafgrøder og reduceret brug af handelsgødning). Dermed har vi et modelgrundlag, som kan indgå i en prioritering mellem virkemidler til opnåelse af GØT set ud fra et naturvidenskabeligt synspunkt.

De data, der ligger til grund for neddelingerne af punktkilder, er robuste og udgør et forbedret datasæt på landsplan, men øger ikke nødvendigvis sikkerheden på de individuelle indsatser i de enkelte vandområder. Sikkerheden på målbelastningerne anses for stor, mens effekterne af de enkelte virkemidler i individuelle vandområder er mere usikre.

Derudover er der forhold, som vil påvirke ækvivalenterne over tid – når forholdet mellem punktkildebidrag og diffust bidrag ændrer sig, og/eller når forholdet mellem TN- og TP-tilførslerne ændrer sig, vil det påvirke ækvivalenterne.

I nærværende rapport er effekterne af P-virkemidler og udvalgte virkemidler med sæsoneffekt vurderet i forhold til specifikke vandområder, og resultaterne er opsummeret i vandområde-specifikke omregningsækvivalenter. Der er dog ikke foretaget en samlet vurdering af effekterne af at anvende P- og sæsonvirkemidler på det samlede N-indsatsbehov, idet der ikke er regnet på alle vandområder i sammenhæng ved inddragelse af kædebetrægtninger.

Dertil kommer, at der ikke er regnet på alle virkemidler. I udgangspunktet skal der for disse virkemidler benyttes en årsækvivalent på 1, indtil andet er eftervist.

Brugen af ækvivalenter for individuelle kilder bør derfor benyttes med omhu, og i rapporten Erichsen et al. (2024) diskuteres en række antagelser og usikkerheder. Der er mange beregningstrin i beregningen af ækvivalenter, og hvert trin er forbundet med usikkerhed.

6.6 Opsummerende konklusion

I nærværende projekt er der foretaget analyser med henblik på at kunne foretage en prioritering af indsatser for at opnå god økologisk tilstand (GØT) i samtlige danske marine vandområder. Analyserne viser, at der er virkemidler, som per reduceret ton N og/eller ton P resulterer i en større eller mindre effekt på de to indikatorer sommerklorofyl-a og K_d i vækstsæsonen, men der er både naturvidenskabelige hensyn såvel som økonomiske hensyn at tage i arbejdet med at sikre den gode økologiske tilstand:

- I forhold til den økonomiske optimering er det derfor vigtigt at fremhæve, at markvirkemidler stadigvæk er langt billigere end indsatser på renseanlæg og RBU'er.
- At selv i vandområder med relativt større andel af punktkilderne renseanlæg og RBU'er er disse ikke omkostningseffektive, og at den økonomiske analyse alene udpeger disse virkemidler i vandområder med stort reduktionsbehov, selvom der indregnes årsækvivalenter.
- At reduktioner i udledninger fra dambrug kan være et omkostningseffektivt virkemiddel i nogle vandområder.
- At punktkilder i enkelte vandområder kan være effektive virkemidler i det omfang, der er et reduktionspotentiale
- At drænvirkemidler i de undersøgte vandområder er mindre effektive (ækvivalent $<1,0$), da de især reducerer næringsstofftilførsler udenfor vækstsæsonen.

- At markvirkemidler i de undersøgte vandområder ligeledes er mindre effektive (ækvivalent <1), men at de stadigvæk udgør det væsentligste potentiale til at reducere næringsstoffilførslerne og dermed sikre GØT.
- Effekten af drønvirkemidler og markvirkemidler er vurderet i førstkommende vandområde, og effekten i nedstrøms vandområder forventes at være tættere på 1, hvorfor virkemidlerne kan benyttes i sammenhæng med andre virkemidler for at sikre GØT i alle vandområder

7 Referencer

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. Videnskabelig rapport nr. 397.

Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører) 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. Videnskabelig rapport nr. 379.

Birkeland MJ, Kronborg M, Nielsen SEB, Closter RM, Arenas JA, Kuusemaa K, Tjørnløv RS, Møhlenberg F, Tuhuteru N, Thomsen F, Skov H, Petersen JK, Timmermann K, Nielsen P (2021). Habitatkonsekvensvurdering for havbrug. Habitatkonsekvensvurdering for Borre I Havbrug. DHI-rapport

Børgesen, C.D., Iversen, B.V., Bach, E.O., Greve, M.H. (2019) Opdatering af potentialekort for minivådområder med nyt ådalstema. Notat fra DCA, dateret 10.07.2019
https://pure.au.dk/portal/files/177399088/Opdatering_af_potentialekort_Juli_2019_ver_2.pdf

Børgesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. (2020). NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163.

COWI (2023). Second opinion on the need for reduction of nitrogen in the third RBMP for 2021-2027, Phase I. Second opinion on the need for reduction of Nitrogen in the third RBMP for 2021-2027, Phase I (mst.dk).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Erichsen AC, Birkeland M, Timmermann K, Christensen J & Markager S (2021). VOP3 - Optimised Regulation (Second Opinion). Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs. Technical report. DHI.

Erichsen AC, Larsen TC, Christensen JPA & Timmermann K (2024). Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Styrket modelgrundlag, scenarier og fortolkninger. Arbejdspakke 4.

Erichsen AC, Nielsen SEB, Timmermann K, Højberg AL, Eriksen J & Pedersen BF (2021b). Muligheder for optimeret regulering af N- og P-tilførslen til kystvandene med fokus på tilførslen i sommerhalvåret. Analyse og kvantificering. [Development og Mechanistic Models, RBMP 2021-2027 \(au.dk\)](#)

Erichsen AC, Timmermann K, Larsen TC, Nielsen SEB, Christensen J & Markager S (2021a). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Scenario Summary. [ManagementScenario_summary_v4 \(au.dk\)](#)

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2023. Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529. <http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>.

Hasler B, Filippelli R., Levin G, Andersen, H.E., Hechrath G., Martinsen L., Nainggolan D. (2023). m-kostningseffektiv placering af fosforvirkemidler i forhold til søer. Indarbejdelse af fosfor i TargetEconN_P samt eksempler på resultater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 69 s. - Videnskabelig rapport nr. 560

Hasler B. & Filippelli R. (2024): Økonomiske analyser af fosfor- og kvælstofreduktioner beregnet med TargetEconN_P. Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Arbejdspakke 5. KU

Hasler B., Filippelli R, Levin G, Andersen, H.E., Nainggolan D, Hechrath G., (2024): Omkostningseffektiv fosforindsats i søoplande. Dokumentation og opdatering af modellen TargetEconP . IFRO-rapport.

Hasler B., Filippelli R., Levin G. & Nainggolan D. (2022). Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027. Scenarier for fuld implementering af VP3 indsatskrav for kystvandomplande 2021-2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø- og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport nr. 502. <http://dce2.au.dk/pub/SR502.pdf>

Hasler B., Filippelli R., Levin G. & Nainggolan D. (2022a). Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027. Scenarier for fuld implementering af VP3 indsatskrav for kystvandomplande 2021-2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø- og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport nr. 502. <http://dce2.au.dk/pub/SR502.pdf>

Hasler, B. og Jacobsen, B. H. (2022b). Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027- Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller SMART og TargetEconN. DCE-rapport. 55 s. - Videnskabelig rapport nr. 503. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. <https://dce2.au.dk/pub/SR503.pdf>

Hermann P, Newton A, Gustafsson B, Josefsson H & Krüger R (2023). International Evaluation of the Scientific and Legal Basis for Nitrogen Reductions in the 3rd Danish River Basin Management Plan. [International-evaluation-2023-revised-report-second-opinion-phase-ii-121023.pdf \(mst.dk\)](#)

Højberg AL, Børgesen CD & Andersen HE (2024). Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler. GEUS.

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Trolborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, j., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F. 2021. National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS Specialrapport.

Jacobsen BH (2022). Økonomiske konsekvensberegninger af scenarier for vandområdeplaner 2021-2027 med brug af SMART modellen. Working Paper. 03/22. IFRO, KU.

Jacobsen BH (2024). Omkostninger ved at nå kvælstofkrav i vandområdeplanerne 2021-2027 – Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag. Rapport 310. IFRO, KU.

Miljøministeriet (2023): Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN: 978-87-91824-01-2. vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf (mst.dk)

Miljøstyrelsen (2024): Indsatsbehov beregnet i kæde – hvor opstrøms indsats bidrager til at løfte et Indsatbehov. Udateret notat, upubliceret.

Lassen J. & Frank-Gopolos T. 2022. Undersøgelse af månedsvariation for stof-udledning fra rensesanlæg (samt ferskvandsdambrug og industri). Notat fra Miljøstyrelsen. 2022. s 25. https://static-curis.ku.dk/portal/files/320645278/IFRO_Udredning_2022_03.pdf

Nielsen P, Saurel C, Dalsgaard AJT (2015) Samtidigt opdræt af blåmuslinger og tang i forbindelse med havbrug. Rapport nr. 297-2015, DTU Aqua, Hirtshals.

Salomonsen SD & Ottosen TW (2023). Second Opinion Fase III. Styrket Modelgrundlag. Punktkilder. [Second opinion - Punktkilder \(mst.dk\)](#)

Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R. J. M., & Til, M. J. V. (2020). National Vandressource Model. Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. (Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport; Bind 2019, Nr. 31). GEUS. <https://doi.org/10.22008/gpub/32631>

Thodsen H & Tornbjerg H (2023). Næringsstofbelastning, kildeopsplitning og kvælstofretention - AP1 i "Second opinion" fase III (Vandplan 3 genbesøg). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

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