

Afrapportering - Kystvandrådet for Vadehavet

I indeværende afsnit præsenteres kapitlerne, institutionerne og forskerne bag de enkelte delrapporter.

I **kapitel 1** præsenterer Flemming Gertz fra SEGES en karakterisering af oplandet, herunder en oplandsbeskrivelse, transporter m.v.

I **kapitel 2** præsenterer Karen Timmermann økosystemet og hvordan Vadehavet fungerer, herunder hvorvidt klorofyl, bundfauna og ålegræs er tilstrækkelige parameter for at vurdere Vadehavet økologiske tilstand.

I **kapitel 3** præsenterer Anker Højbjerg fra GEUS og Hans Thodsen fra Aarhus Universitet en kalibreret model af kvælstoftransport i oplandet til Vadehavet og scenarie beregninger for vådområder.

I **kapitel 4** præsenterer Brian Kronvang en model for fosforkilder i det åbne land, herunder scenarieberegninger og forslag til tiltag der kan reducere fosforudledningen.

I **kapitel 5** præsenterer Jakob Krogh fra SEGES en analyse af virkemidler på marken og de tilknyttede scenarieberegninger for marktiltag og i den forbindelse økonomien for den enkelte lodsejer.

I **kapitel 6** præsenterer Anders Erichsen fra DHI en biogeokemisk modellering af Vadehavet, herunder en scenarieberegning for tilstanden mhp. reduktionen af fosforkilder, det tyske bidrag m.v.

I **kapitel 7** præsenterer Kystvandråd det fremsendte scenarie, yderligere anbefalinger som Miljøstyrelsen bør tage med i det videre arbejde for at opnå god økologisk tilstand, samt priser på tiltagene og redegørelsen for de forskellige tiltags finansieringsmuligheder.

På vegne af Kystvandrådet for Vadehavet: God læselyst!

1. Indledning

”Hvis vi skal sikre vandkvaliteten og en god miljøtilstand i Vadehavet, er vi nødt til at kigge på, hvilke muligheder vi har for at sænke næringsstofudledningen. I vores område er det de lokale kommuner, erhvervsorganisationer og interesseorganisationer, der kender Vadehavet bedst, og derfor giver det også god mening, at udfordringerne med vandområdeplanerne undersøges og løses lokalt.”

- Preben Friis-Hauge, formand for Udvalget for Plan og Teknik i Varde Kommune

EU's vandrammedirektivs (2000/60/EF) miljømål om at forebygge forringelse og at opnå god tilstand sætter på EU-niveau bindende rammer for vandplanlægningen i EU's medlemslande. Direktivets overordnede mål er, at alle grundvandsforekomster og overfladevandområder – herunder kystvande, som minimum skal have opnået miljømålene: *"god kemisk tilstand"*, *"god økologisk tilstand"* eller *"godt økologisk potentiale"* inden udgangen af 2027.

Med aftalen om grøn omstilling af dansk landbrug, *"Landbrugsaftalen"*, af 4. oktober 2021, har regeringen og aftaleparterne besluttet, at der skal gennemføres lokalt funderede analyser til at belyse alternative veje til målopfyldelse ved at nedsætte Kystvandråd i udvalgte kystvande. Arbejdet organiseres med en taskforce ved Finansministeriet (formand), Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Taskancen refererer til forligskredsen bag Landbrugsaftalen.

Kystvandrådene, som består af et partnerskab med op til 20 medlemmer fra interesseorganisationer og -foreninger, skal bidrage med lokal viden samt forankring og har til opgave sammen med anerkendte eksperter at klarlægge kystvandets væsentligste udfordringer for at opnå målopfyldelse, samt udarbejde kvalificerede forslag til et indsatsprogram, der sikrer målopfyldelse i kystvandet jf. EU's vandrammedirektiv.

Til de kommende vandområdeplaner for 2021-2027 er der på landsplan opgjort en statusbelastning (nuværende kvælstofudledninger) på ca. 56.300 tons kvælstof. Baselineeffekten (ændring i udledning i 2027 uden yderligere tiltag), er vurderet til ca. 4.900 tons kvælstof i 2027, som medfører en baselinebelastning på ca. 51.400 tons kvælstof. Da målbelastningen på landsplan i 2027 er opgjort til ca. 38.400 tons kvælstof, er det samlede indsatsbehov i 2027 på baggrund af det nuværende faglige grundlag ca. 13.000 tons kvælstof. Det vil sige at der frem mod 2027 ifølge forslaget skal gennemføres indsatser, som kan sikre en reduktion af kvælstofudledningen på ca. 13.000 tons kvælstof for at sikre forudsætningerne for god økologisk tilstand i de danske kystvande.

Vadehavet er udvalgt som én af fire kyststrækninger i Danmark, hvor et lokalt Kystvandråd i samarbejde med Miljøstyrelsen skal se på måder at sikre vandkvaliteten og havmiljøet. Vadehavet har med sine særlige tidevandsforhold en helt unik natur- og kulturhistorie, som vi deler med Tyskland og Holland. Derfor skal Kystvandrådet også indsamle viden om den fælles påvirkning af vandmiljøet.

Kystvandrådet for Vadehavet får sekretariatsbetjening i Varde Kommune og bliver et bredt samarbejde mellem Varde, Esbjerg, Fanø og Tønder Kommuner. Derudover indgår erhvervsorganisationerne Sydvestjysk Landboforening, Jysk Landbrug, Sønderjysk Landboforening, Ribe Digelag og Sønderjyske Vandløb samt interesseorganisationerne Nationalpark Vadehavet, Danmarks Sportsfiskerforbund, Danmarks Naturfredningsforening, Dansk Ornitologisk Forening og Friluftsrådet i Kystvandrådet. Derudover har oplandskommunerne Billund, Kolding, Vejen, Haderslev og Aabenraa Kommuner bidraget til Kystvandrådet.

Kystvandrådet for Vadehavet har fået tilsagn om 1.8 mio. kr., til det overordnede formål, at bringe lokal viden i spil med henblik på at: **1)** Analysér kystvandets væsentligste udfordringer for at opnå målopfyldelse, og identificer indsatsbehovet/restindsatsbehovet i kystvandet **2)** Vælg virkemidler til at løfte indsatsbehovet i kystvandet samt **3)** Prioriter, fordel og evt. placere virkemidler, så implementeringen af virkemidlerne sikrer målopfyldelse i kystvandet. Kystvandrådet skal aflevere mindst ét og maksimalt to scenarier med forslag til indsatsprogram for kystvandet.

Vadehavet – Karakterisering af oplandet til Vadehavet. Teknisk notat.

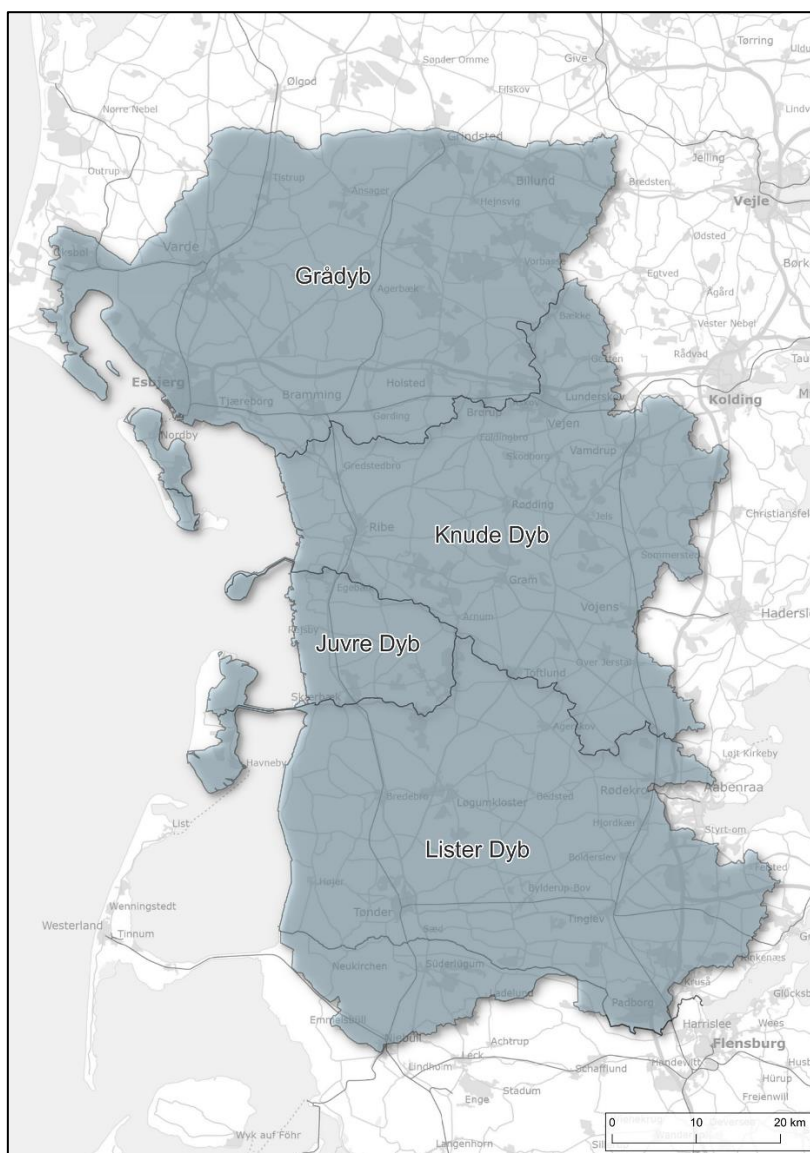
Forfattere: Flemming Gertz SEGES Innovation, Karsten Dollerup Møller SEGES Innovation

Citeres: Gertz F & Møller K D, 2023. Vadehavet – Karakterisering af oplandet til Vadehavet. Teknisk notat fra SEGES Innovation.

Geologi og arealanvendelse

Oplandet til Vadehavet udgør samlet 5436 km², inkl. et mindre delopland beliggende syd for grænsen i Tyskland. Oplandet er jf. Vandområdeplaner 2021-2027 inddelt i 4 deloplande, som hver afvander til særskilte dele af Vadehavet: hhv. Grådyb 1.820 km², Knudedyb 1.453 km², Juvre Dyb 284 km² og Listerdyb 1.878 km² (Figur 1 &

Tabel 1).



Figur 1. Deloplande til Vadehavet jf. Vandområdeplaner

Delopland	Delopland ID	Areal (km ²)
Grådyb	119	1.820
Knudedyb	120	1.453
Juvre Dyb	107	284
Listerdyb	111	1.878
Total		5.436

Tabel 1. Arealopgørelser for de fire deloplande til Vadehavet.

Hele oplandet til Vadehavet er beliggende vest for den sidste istids hovedopholdslinje - Weichsel-istiden - og landskabet er formet af afsmeltningen fra isen. Oplandet er fladt og består af fortrinsvist sandede aflejringer. Grovsandede jorde udgør 50%, mens sandede jorde udgør samlet 79% (Tabel 2). Det endnu ældre morænelandskab fra Saale-istiden står tilbage som såkaldte eroderede og forvitrede bakkeøer i landskabet, der rejser sig i landskabet, og hvor der typisk forekommer højere indhold af ler (Figur 2).

De sandede jorde, og den sandede undergrund, medfører, at vand og næringsstoffer transporteres anderledes end i jorde med højt lerindhold. Generelt udvaskes kvælstof i højere grad fra sandede jorde relativt til lerede jorde, men grundet en større transport gennem grundvandet tilbageholdes en større del af de tabte næringsstoffer, hvor jorde med højere lerindhold typisk har en højere dræningsgrad. Samlet betyder dette, at landbrugsarealer på sandede jorde typisk taber 12 kg N/ha til vandløb, mens landbrugsarealer på lerede jorde typisk taber 16 kg N/ha til vandløb (ref1). I vandløbene til Vadehavet ses forskellige koncentrationer af kvælstof, som bl.a. afspejler arealanvendelsen og geologien (se afsnit om vandløbskoncentrationer).

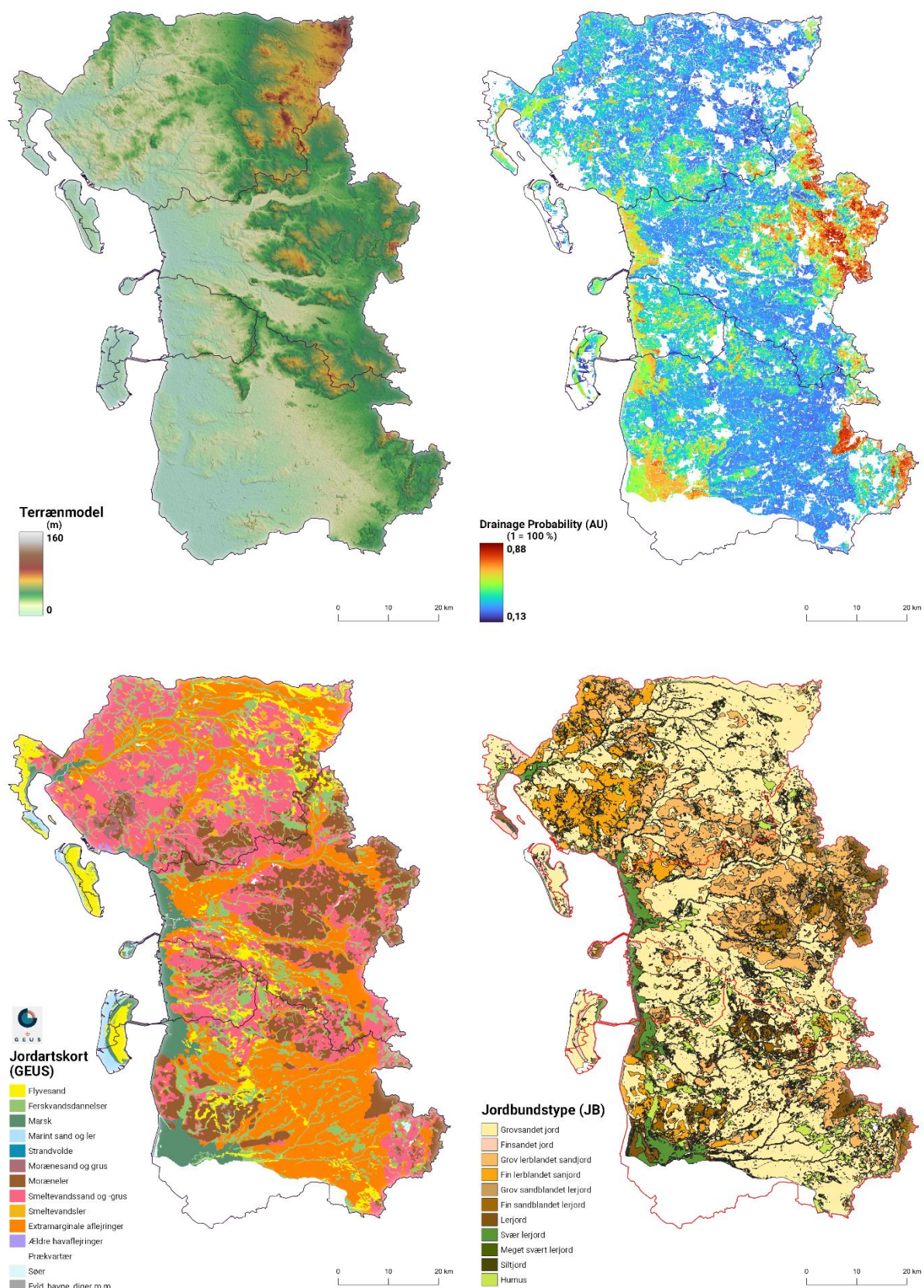
Dræning

Dræning udgør en af de vigtigste transportveje af næringsstoffer til vandmiljøet, og har derfor også betydning for valg og placering af virkemidler til reduktion af næringsstofudvaskningen. Aarhus Universitet har beregnet drænsandsynligheden for hele Danmark, og på Figur 2 ses et kort med sandsynlighed for dræning for Vadehavets opland. Kortet blev fremlagt på møde i Kystvandråd for Vadehavet, og det blev umiddelbart vurderet til at være upræcist, ud fra de lokale erfaringer for dræning. En efterfølgende felttur bekræftede et generelt billede af, at landskabet generelt er mere drænet end det beregnede kort illustrerer. Der er således behov for en bedre opgørelse af dræningen i oplandet til Vadehavet.

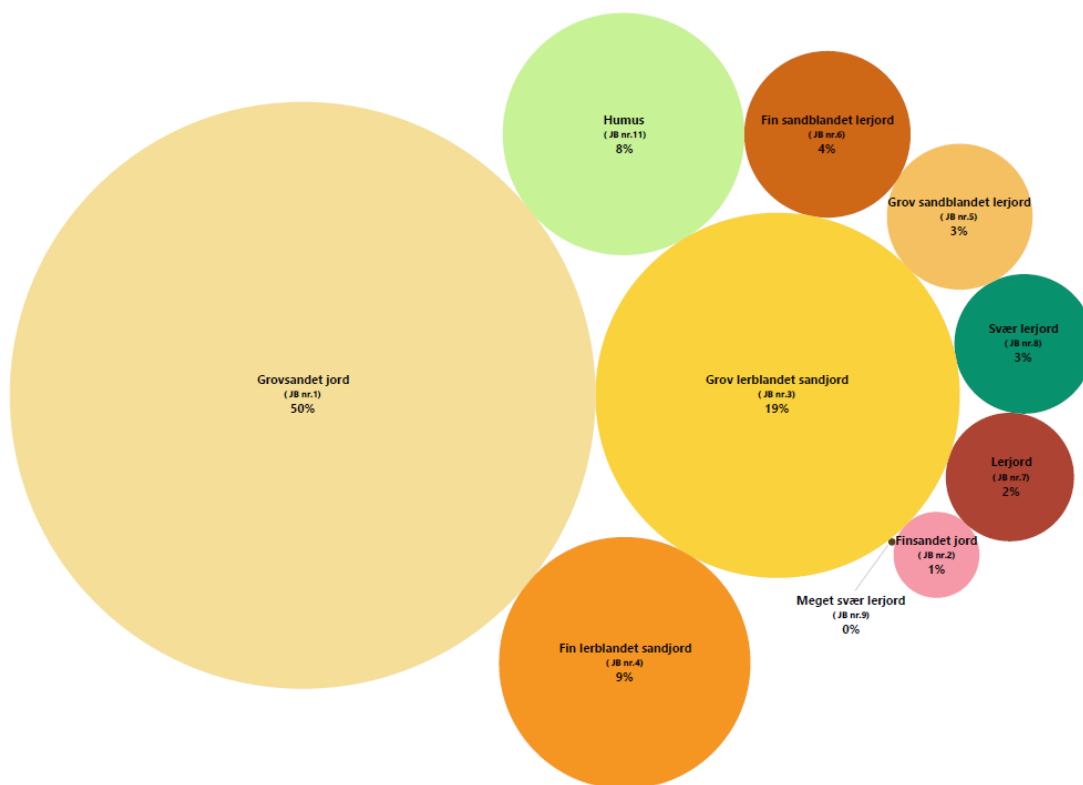
Landbrug

Landbrugets arealanvendelse udgør omkring 70% af det samlede areal, svarende til omkring 350.000 ha (Tabel 3). Heraf fylder afgrøden *Vårbyg* mest med omkring 18%, *Silomajs med græsudlæg* næstmest med omkring 13%, efterfulgt af *Græs med kløver/lucerne* med 11% og *Vinterhvede* med 8%. En top-20 liste af afgrøderne arealudbredelse ses i Tabel 4 og for hvert delopland i

Tabel 5 til Tabel 8. Landbrugets husdyrbrug, fordelt i kategorierne *Kvæg*, *Svin*, *Fjerkræ* og *Andet*, som fx kan være heste, er nogenlunde ligeligt fordelt i oplandet (Figur 4 & Figur 5). Tætheden af dyreproduktionerne og producerede kvælstof er visualiseret ved et *heatmap* (Figur 4). Kortet udtrykker alene produktionen, og ikke udbringningen, som er reguleret via lovgivningen.



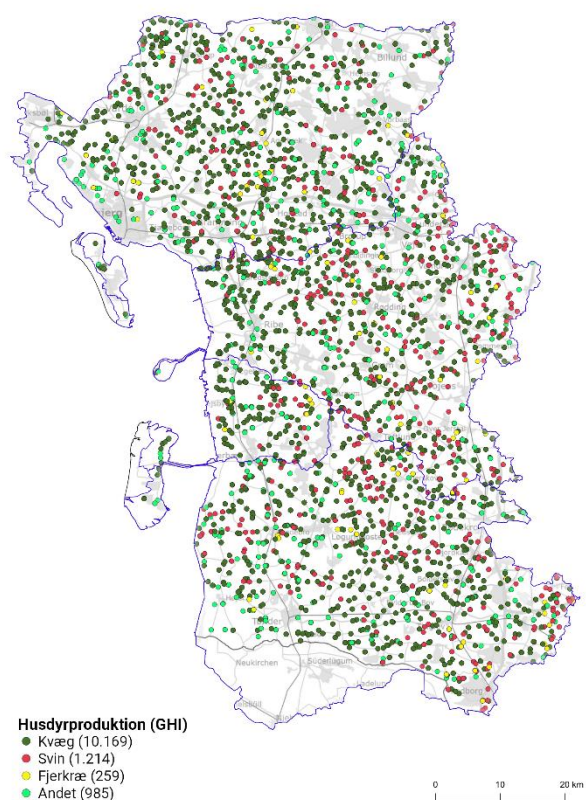
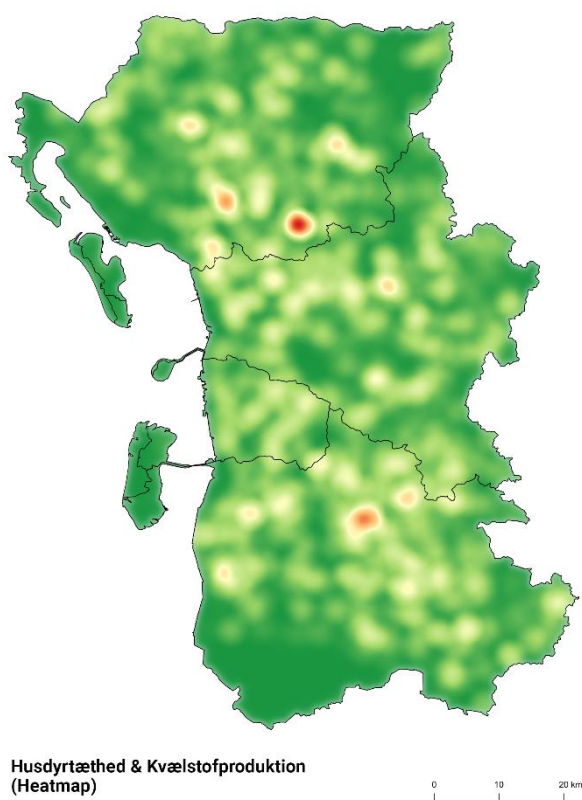
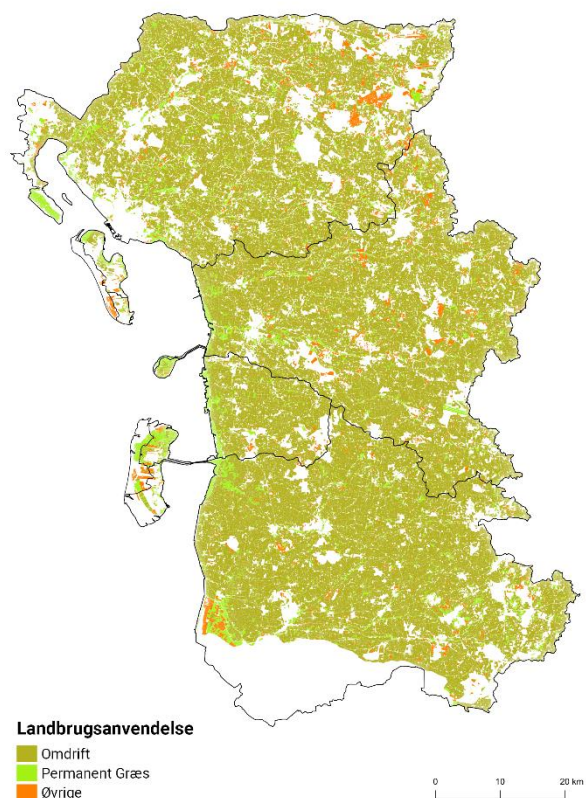
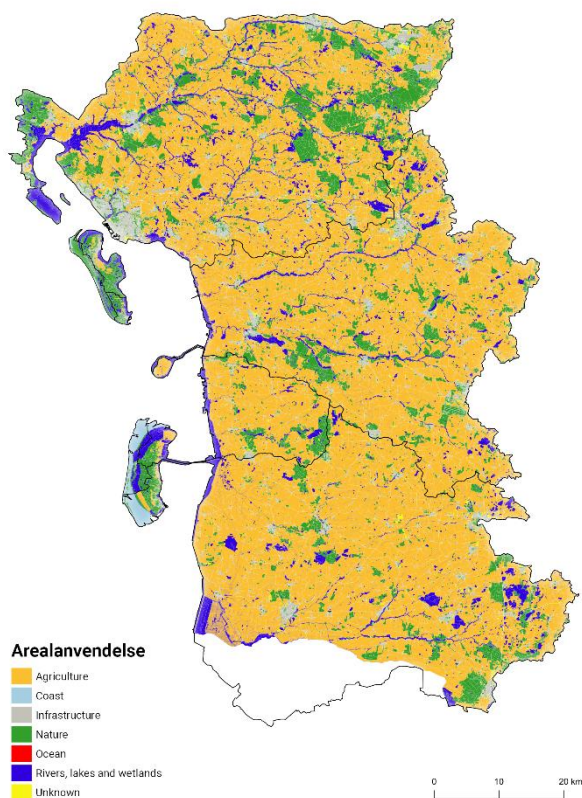
Figur 2. Øverst V: Terrænmodel (Geodatastyrelsen). Øverst H: Beregnet, potentiel dræning (AU). Nederst V: Jordartskort (GEUS). Nederst H: Jordtypekort (AU).



Figur 3. Visualisering af jordtypernes arealmæssige fordeling i oplandet til Vadehavet.

Tabel 2. Arealfordeling af Jordtyper i oplandet til Vadehavet.

Jordtype	JB nr.	Areal (ha)	Fordeling
Grovsandet jord	1	257.610	50%
Finsandet jord	2	5.502	1%
Grov lerblandet sandjord	3	99.710	19%
Fin lerblandet sandjord	4	47.448	9%
Grov sandblandet lerjord	5	15.891	3%
Fin sandblandet lerjord	6	20.750	4%
Lerjord	7	12.332	2%
Svær lerjord	8	14.558	3%
Meget svær lerjord	9	38	0%
Humus	11	43.821	8%



Figur 4. Øverst V: Arealanvendelse. Øverst H: Landbrug opdelt på opdyrkede areal og permanent græs. Nederst V: Den arealfordelte husdyrproduktion af kvælstof. Nederst H: Arealfordeling af landbrug med husdyrproduktioner.

Tabel 3. Opgørelse over arealanvendelsen i oplandet til Vadehavet.

Arealanvendelse	Grådyb (ha)	Andel (%)	Juvre Dyb (ha)	Andel (%)
Landbrug	105403	60	18418	67
Natur	35339	20	4024	15
Vandløb, søer og vådområder	18096	10	3677	13
Infrastruktur	12463	7	995	4
Ukendt	3142	2	238	1
Kyst	6	0	9	0
Arealanvendelse	Knude Dyb (ha)	Andel (%)	Lister Dyb (ha)	Andel (%)
Landbrug	105454	75	119524	75
Natur	16134	12	14652	9
Vandløb, søer og vådområder	8822	6	12360	8
Infrastruktur	7620	5	7353	5
Ukendt	1817	1	1953	1
Kyst	3	0	2622	2
Arealanvendelse	Total (ha)	Andel (%)		
Landbrug	348800	70		
Natur	70149	14		
Vandløb, søer og vådområder	42954	9		
Infrastruktur	28431	6		
Ukendt	7150	1		
Kyst	2640	1		

Tabel 4. Afgrødefordeling oplandet til Vadehavet (IMK2023).

Afgrøde (Top 20 i forhold til areal)	Samlet areal (ha)	Andel (%)
Vårbyg	64.786	18
Silomajs med græsudlæg	48.496	13
Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælglpl. (omdrift)	41.228	11
Vinterhvede	27.453	8
Silomajs	14.526	4
Vinterhybridrug	13.326	4
Græs uden kløvergræs (omdrift)	13.084	4
Brak, sommerslåning	12.689	3
Vinterraps	12.323	3
Permanent græs, normalt udbytte	11.418	3
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	11.397	3
Vårhavre	10.880	3
Kartofler, stivelse	8.416	2
Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	5.738	2
Vinterbyg	4.375	1
MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal	3.886	1
Vinterrug	3.870	1
Hestebønner	3.530	1
Juletræer og pyntegrønt	3.174	1
Vårhvede	2.602	1
Øvrige	45.828	13

Tabel 5. Afgrødefordeling oplandet til Grådyb (IMK2023).

Grådyb. Afgrøder (Top 20 i forhold til areal)	Samlet areal (ha)	Andel (%)
Vårbyg	22.540	20
Silomajs med græsudlæg	15.531	14
Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælglpl. (omdrift)	13.237	12
Vinterhvede	5.132	5
Vinterhybridrug	4.814	4
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	4.807	4
Brak, sommerslåning	4.350	4
Permanent græs, normalt udbytte	4.069	4
Græs uden kløvergræs (omdrift)	3.962	4
Vårhavre	2.757	2
Vinterraps	2.503	2
Silomajs	2.320	2
Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	2.247	2
MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal	1.740	2
Kartofler, stivelses-	1.685	1
Juletræer og pyntegrønt	1.231	1
Skovdrift med fjernelse af ved	1.006	1
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), omdrift	984	1
Grønkorn af vårbyg	972	1
Vinterbyg	965	1
Øvrige	15.733	14
Sum	112.589	100

Tabel 6. Afgrødefordeling oplandet til Knudedyb (IMK2023).

Knudedyb. Afgrøder (Top 20 i forhold til areal)	Samlet areal (ha)	Andel (%)
Vårbyg	21.391	20
Silomajs med græsudlæg	13.015	12
Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælglpl. (omdrift)	11.407	11
Vinterhvede	10.471	10
Vinterhybridrug	4.640	4
Vinterraps	4.457	4
Brak, sommerslåning	3.866	4
Silomajs	3.481	3
Kartofler, stivelse	3.294	3
Græs uden kløvergræs (omdrift)	3.167	3
Permanent græs, normalt udbytte	3.084	3
Vårhavre	2.873	3
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	1.982	2
Vinterbyg	1.843	2
Juletræer og pyntegrønt	1.562	1
Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	1.512	1
Rajgræsfrø, alm.	1.423	1
Hestebønner	1.331	1
Vinterrug	891	1

Grønkorn af vårbyg	655	1
Øvrige	11.254	10
Sum	107.596	100

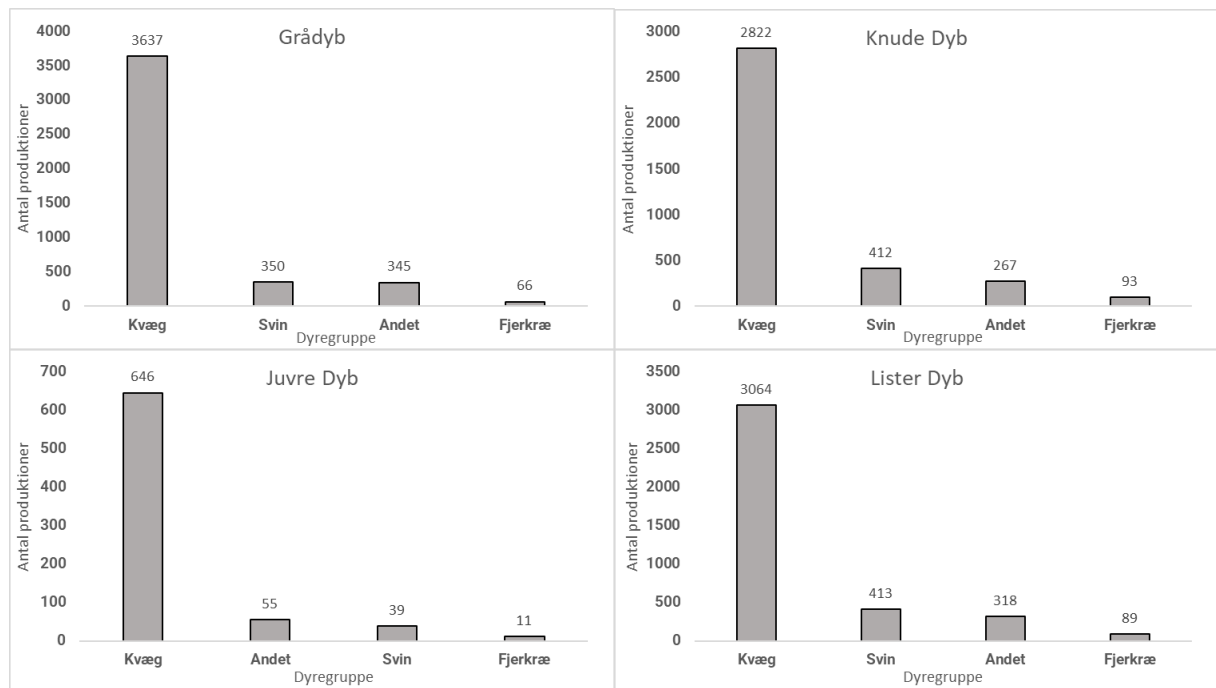
Tabel 7 Afgrødefordeling oplandet til Juvre Dyb (IMK2023).

Juvre Dyb. Afgrøder (Top 20 i forhold til areal)	Samlet areal (ha)	Andel (%)
Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælglpl. (omdrift)	3.018	15
Vårbyg	2.848	14
Silomajs med græsudlæg	2.801	14
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	1.828	9
Silomajs	1.382	7
Vinterhvede	1.273	6
Græs uden kløvergræs (omdrift)	1.039	5
Vinterhybridrug	650	3
Permanent græs, normalt udbytte	646	3
Brak, sommerslåning	642	3
MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal	444	2
Vårhavre	415	2
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), omdrift	339	2
Vinterraps	319	2
Vinterrug	217	1
Kartofler, stivelses-	186	1
Permanent græs, uden kløver	168	1
Korn og bælgssæd, helsæd, under 50% bælgssæd	166	1
Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	157	1
Ærter	144	1
Øvrige	1.937	9
Sum	20.618	100

Tabel 8. Afgrødefordeling oplandet til Lister Dyb (IMK2023).

Lister Dyb. Afgrøder (Top 20 i forhold til areal)	Samlet areal (ha)	Andel (%)
Vårbyg	17.810	15
Silomajs med græsudlæg	17.065	14
Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælglpl. (omdrift)	13.543	11
Vinterhvede	10.383	9
Silomajs	7.325	6
Vinterraps	4.944	4
Græs uden kløvergræs (omdrift)	4.921	4
Vårhavre	4.814	4
Brak, sommerslåning	4.091	3
Permanent græs, normalt udbytte	3.747	3
Kartofler, stivelses-	3.214	3
Vinterhybridrug	3.200	3
Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	2.281	2
Vinterrug	1.978	2
Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	1.842	2
Vinterbyg	1.460	1
Hestebønner	1.426	1

Vårhvede	1.424	1
Korn + bælg­sæd under 50% bælg­sæd	778	1
Ærter	745	1
Øvrige	13.834	11
Sum	120.824	100



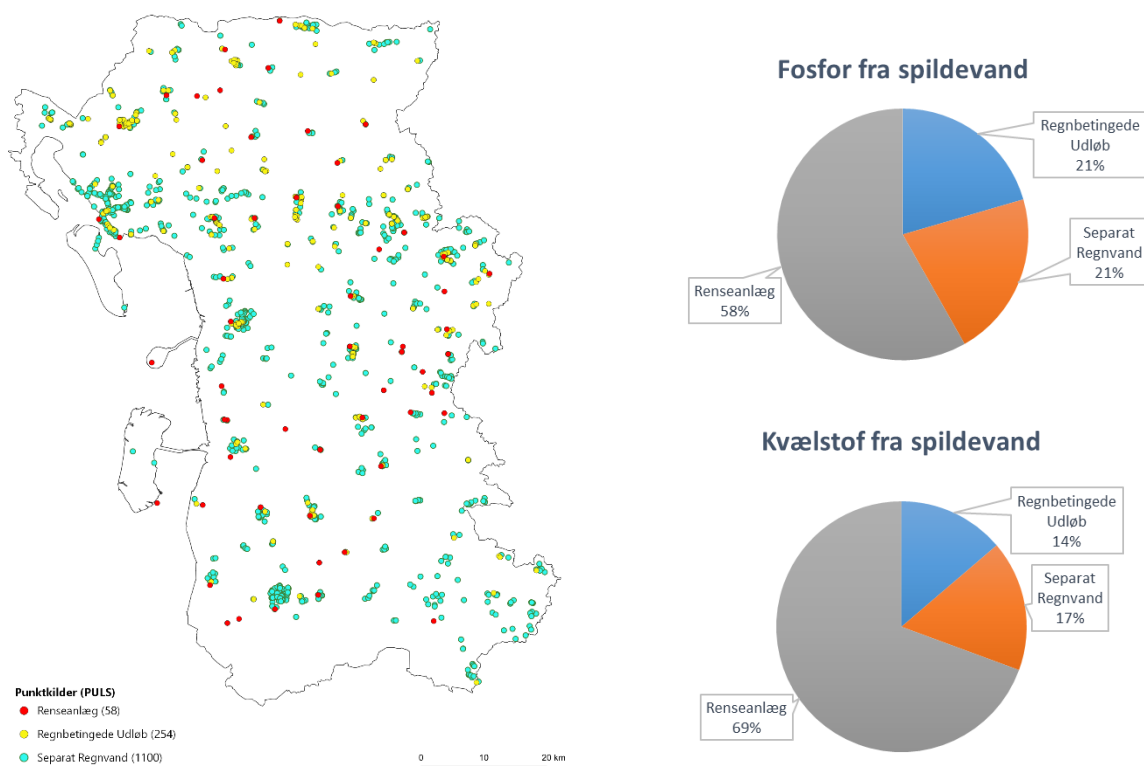
Figur 5. Antal husdyrproduktioner opdelt på kvæg, svin, fjerkræ og andet og fordelt på deloplunde.

Spildevand

I oplandet til Vadehavet er der jf. den nationale database for spildevand (PULS) registreret 58 renseanlæg, 254 regnbetingede udløb (RBU) og 1100 udløb, der er separerede fra spildevand. Placeringerne er angivet på Figur 6. Udledninger fra renseanlæg udgør størstedelen af spildevandsudledningerne, med hhv. 58% for fosfor og 69 % for kvælstof. De specifikke opgørelser for spildevandsudledning af kvælstof og fosfor fremgår af transportopgørelserne for hvert delopland.

Udledninger fra spredt bebyggelse, dvs. ejendomme, der ikke er koblet til spildevandssystemet, indgår ikke i PULS-databasen og er derfor ikke medtaget i opgørelsen. Det skønnes generelt, at udledninger fra spredt bebyggelse udgør mindre del af det samlede spildevandsudledning fra oplandet.

Den største usikkerhed i forbindelse med opgørelserne er overløbshændelser, da disse ikke altid har været indrapporteret med tilstrækkelig omhu af kommunerne til den nationale database. Dette er dog blevet forbedret gennem de senere år, og indrapporterede data efter 2021 er væsentligt bedre end i de foregående år. Dels er viden om, hvor meget og hvor ofte, der er forekommet overløb, usikkert bestemt. Der har været rettet kritik på dette område fra flere kanter, og senest har rigsrevisionen udgivet en kritisk rapport omkring dette (ref2)



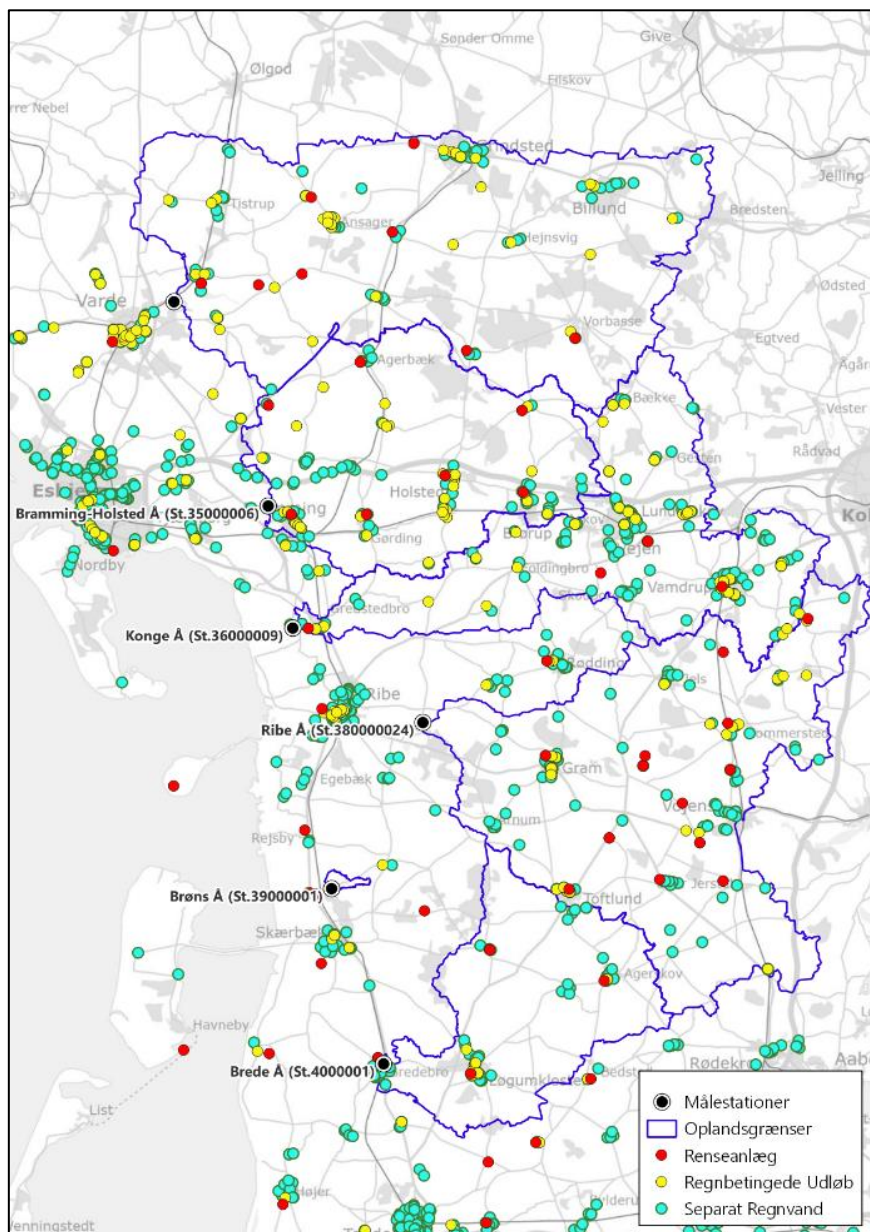
Figur 6. Placering af renseanlæg, overløb fra spildevand og separate udløb, samt procentvis fordeling mellem de 3 spildevandstyper for hhv. udledninger af kvælstof og fosfor. Data 2021 fra PULS-databasen.

Transport af næringsstoffer og koncentration af næringsstoffer i vandløb

Opgørelserne af stoftransporter i oplandet til Vadehavet er baseret på Aarhus Universitets beregninger for det samlede opland, og omfatter både målt og umålt opland. Det målte opland er deloplande, hvor der er målt både vandtransport og næringsstofkoncentrationer. Hvilket er tilfældet for deloplande tilhørende de 6 målestationer, som er vist på Figur 7. Fra nord mod syd: Varde Å, Bramming-Holsted Å, Kongeåen, Ribe Å, Brøns Å og Brede Å.

De umålte oplande er de dele af oplandet, hvor der ikke er tilknyttet målinger. Der er for disse oplande lavet beregninger for at estimere det samlede tab fra kvælstof og fosfor.

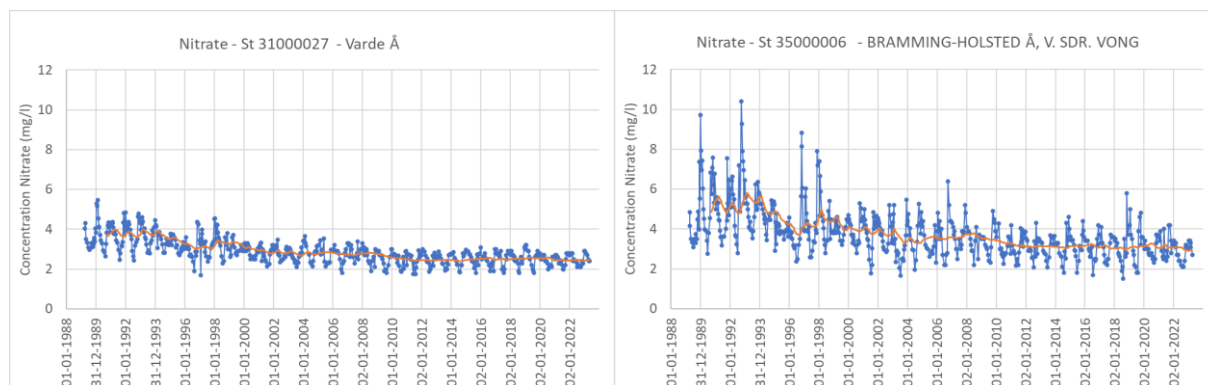
I alle deloplande er der spildevandsudledninger, men de største udledninger fra Varde, Esbjerg, Ribe indgår ikke i de viste vandløbskoncentrationer, da målingerne sker opstrøms disse byer. Spildevandsudledninger indgår imidlertid i de samlede transportopgørelser.



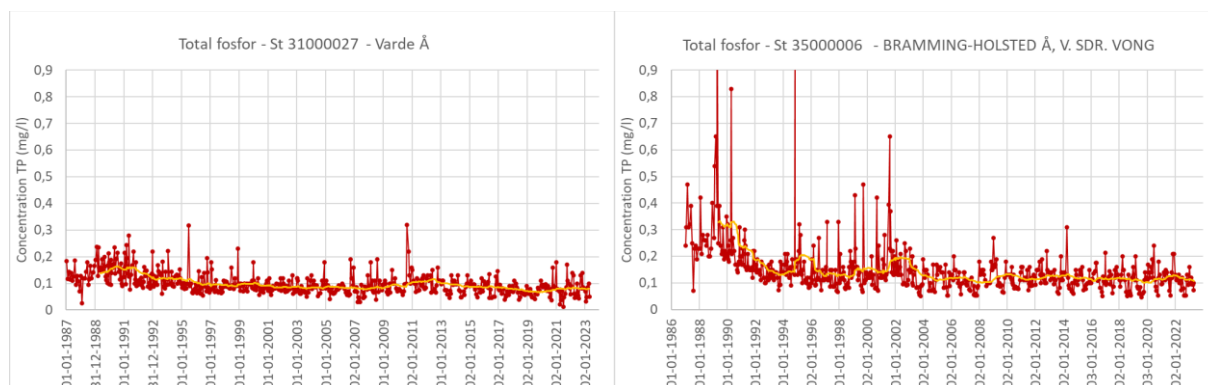
Figur 7. Målte oplande og markering af målestationer, samt deres tilhørende oplande. Spildevand er markeret på kort for at give en forståelse for om, hvorvidt spildevand indgår i målingerne.

Grådyb – Vandområde 121

Nitratkoncentrationer er faldet i begge de to større vandløb, der afvander til Grådyb (Figur 8). I Varde Å er koncentrationen faldet fra omkring 2,5-5 mg/l i starten af 1990'erne til omkring 1,8-3 mg/l i 2022. Siden 2010 har koncentrationen været stabil, og der forekommer en relativ lille forskel på sommer og vinterkoncentrationerne. Koncentrationerne i Bramming-Holsted Å er faldet fra omkring 3-8 mg/l i starten af 1990'erne til omkring 2-4 mg i 2010, og har været forholdsvis stabil siden. Der ses generelt lidt større udsving mellem sommer- og vinterkoncentrationer i Bramming-Holsted Å end det er tilfældet i Varde Å. Koncentrationerne af fosfor har de sidste mange år ligget omkring 0,1 mg/l i begge vandløb. Koncentrationerne var marginalt højere før 2005, særligt i Bramming-Holsted Å, med middelværdier på 0,2-0,4 mg/l i starten af 1990'erne. Faldet kan formodentligt tilskrives en forbedret spildevandsrensning og nedlæggelsen af adskillige dambrug i de to vandsystemer.



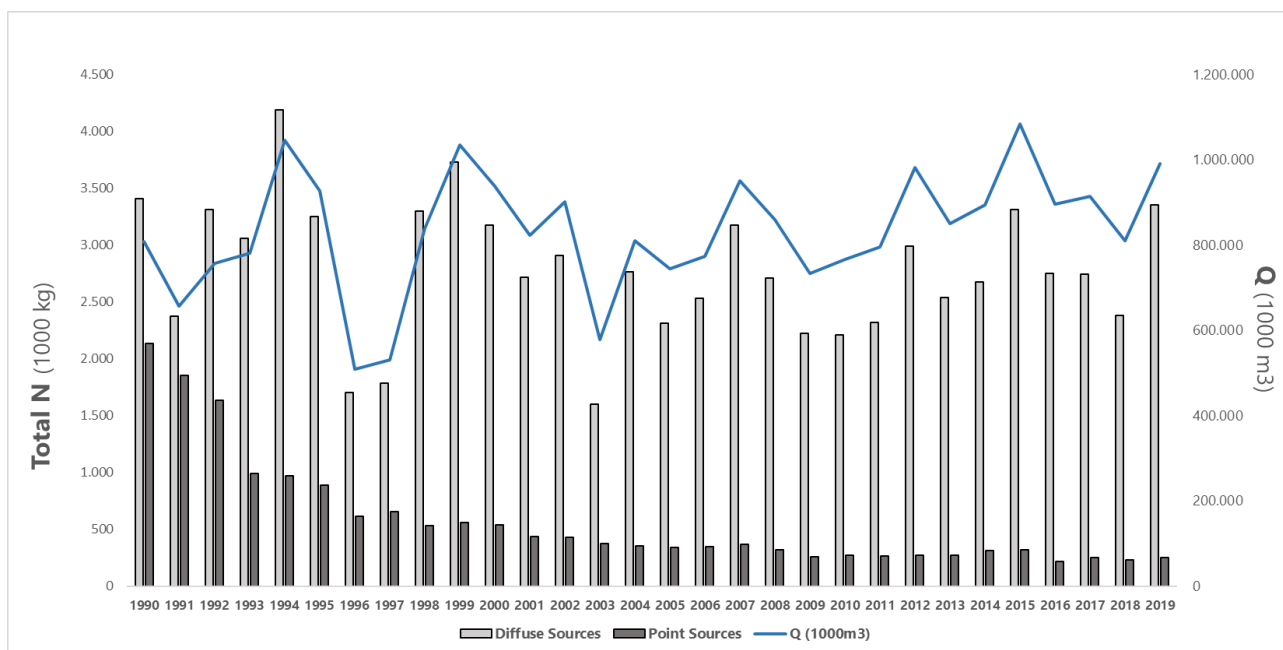
Figur 8. Nitratkoncentrationer i Varde Å og Bramming-Holsted Å. 1988-2023.



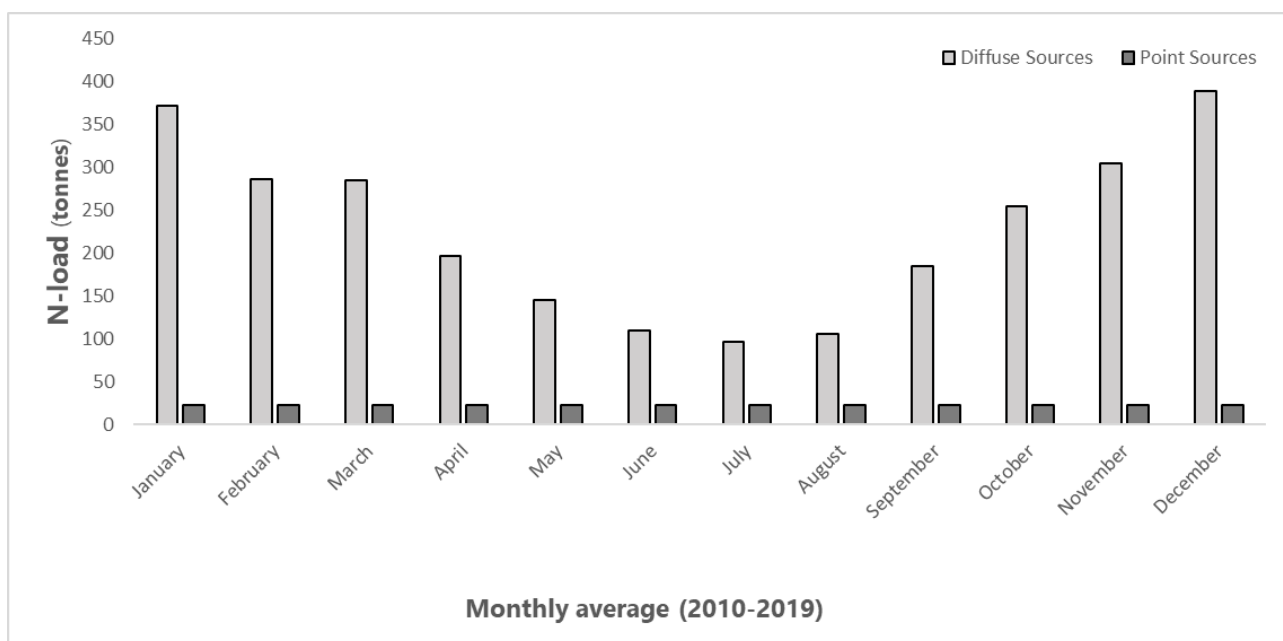
Figur 9 Fosforkoncentrationer i Varde Å og Bramming-Holsted Å. 1988-2023

Den samlede transport af kvælstof og fosfor er faldet siden 1990, og særligt bidraget fra punktkilder er faldet siden starten af 1990'erne, mens den diffuse kvælstoftransport i samme periode kun er faldet fra omkring 3500 tons til omkring 2500-3000 tons. Vandtransporten er steget lidt i samme periode, dog med betydelige år til år variationer, og dette modvirker den indsats, der er gjort for at mindske næringsstoftransporten (Figur 10 & Figur 12).

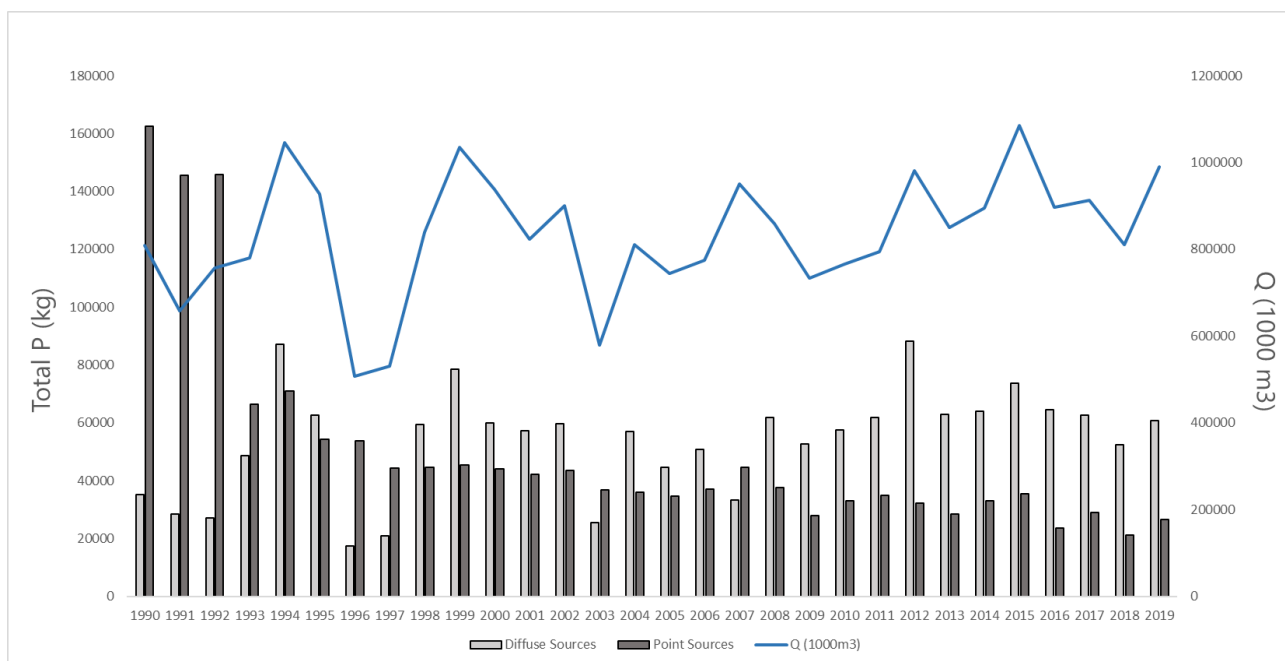
De månedlige opgørelser viser, at kvælstof fra spildevand kun udgør en mindre af den samlede transport - både i sommer- og vinterperioden (Figur 11), mens fosfortilførslen fra spildevand om sommeren udgør det samme eller mere end den diffuse belastning (Figur 13). Det skal dog nævnes, at der er anvendt årlige tal for spildevand, som er fordelt ligeligt på månederne. Undersøgelser viser, at der reelt også forekommer en årsvariation for spildevand, således der udledes større mængder om vinteren end om sommeren.



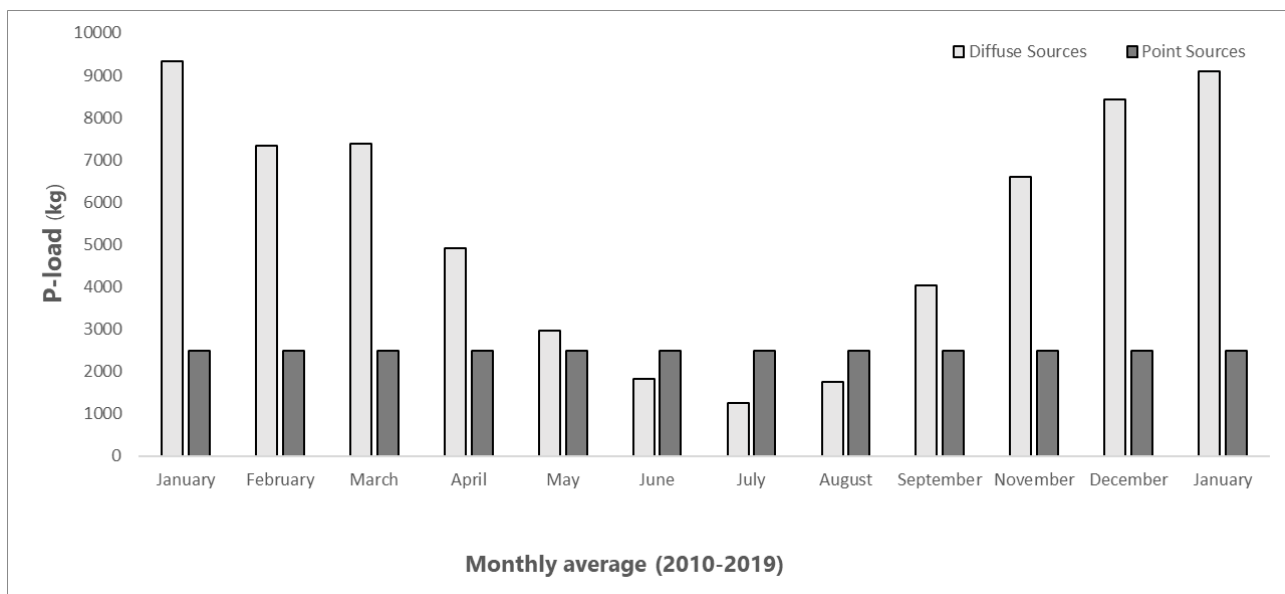
Figur 10. Samlet, årlig kvælstoftilførsel til Grådyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 11. Månedsfordelt kvælstoftilførsel til Grådyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 12. Samlet, årlig fosfortilførsel til Grådyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

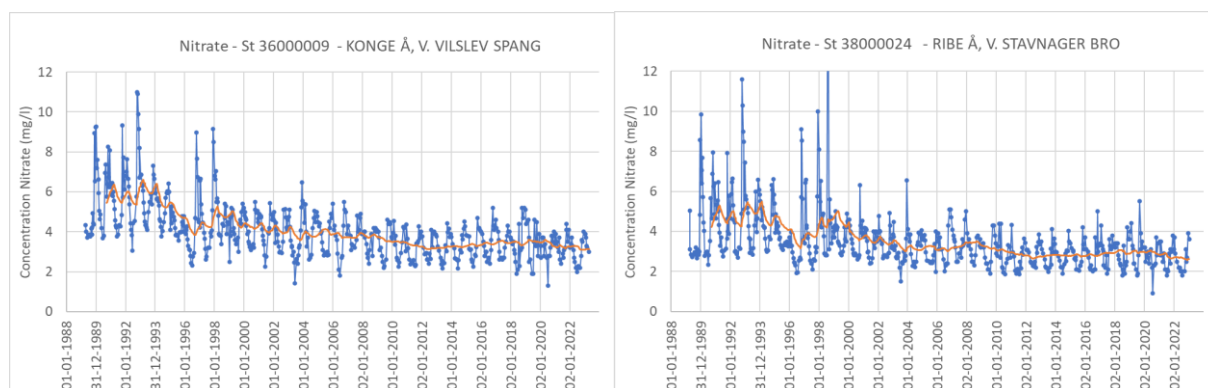


Figur 13. Månedsfordelt fosfortilførsel til Grådyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

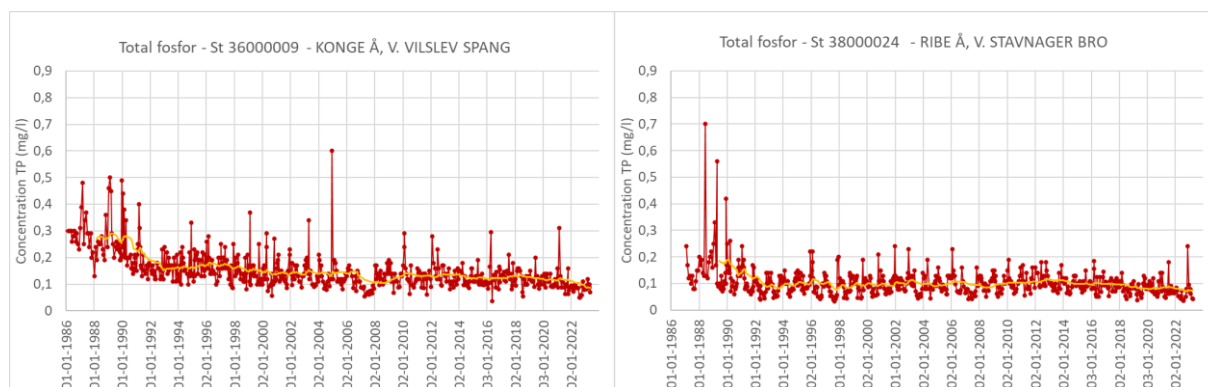
Knudedyb – Vandområde 120

Nitratkoncentrationerne er faldet i begge de to større vandløb til Knudedyb, Kongeå og Ribe Å (Figur 14). I Kongeåen er koncentrationen faldet fra omkring 4-8 mg/l i starten af 1990'erne til omkring 2-4 mg/l siden 2010, og frem til i dag. Koncentrationerne er i Ribe Å faldet fra omkring 3-8 mg/l i starten af 1990'erne til omkring 2-4 mg siden 2010, og frem til i dag.

Koncentrationerne af fosfor har de seneste mange år ligget omkring 0,1 mg/l i Ribe Å, og en smule højere i Kongeåen. Koncentrationerne var højere i starten af 1990'erne. Faldet kan formodentligt tilskrives forbedret spildevandsrensning og nedlæggelsen af adskillige dambrug og ombygning af dambrug til modeldambrug.



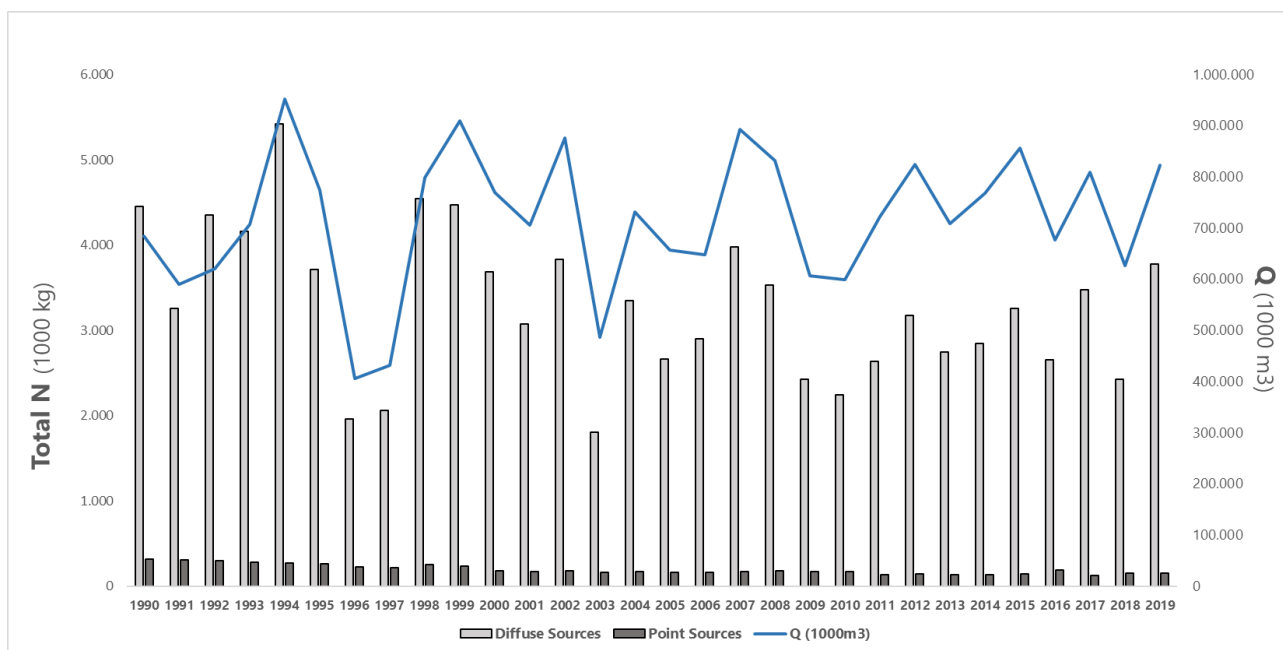
Figur 14. Nitratkoncentrationer i Kongeåen og Ribe Å (1988-2023).



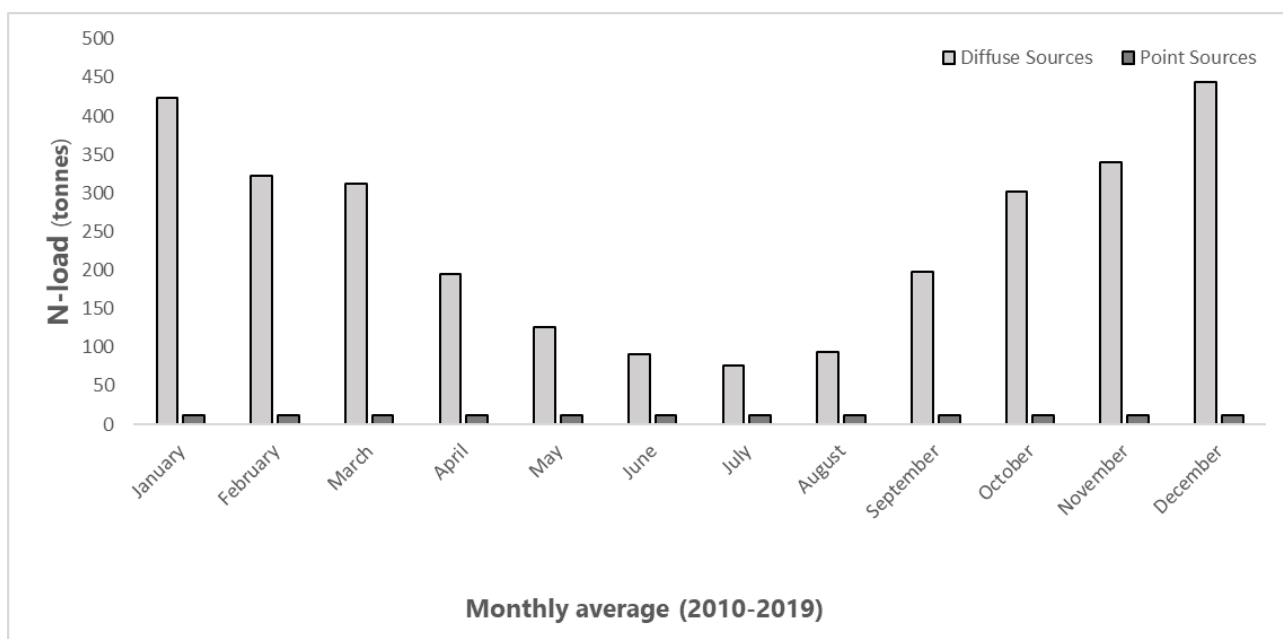
Figur 15. Fosforkoncentrationer i Kongeåen og Ribe Å (1988-2023).

Den samlede transport af kvælstof og fosfor er faldet siden 1990, og særligt bidraget fra punktkilder er faldet siden starten af 1990'erne, mens den diffuse kvælstoftransport er faldet fra omkring 4500 tons til omkring 3500 tons. Vandtransporten er steget en smule i samme periode, dog med betydelige år til år variationer, og dette modvirker den indsats, der er gjort for at mindske næringsstoftransporten (Figur 16 & Figur 18).

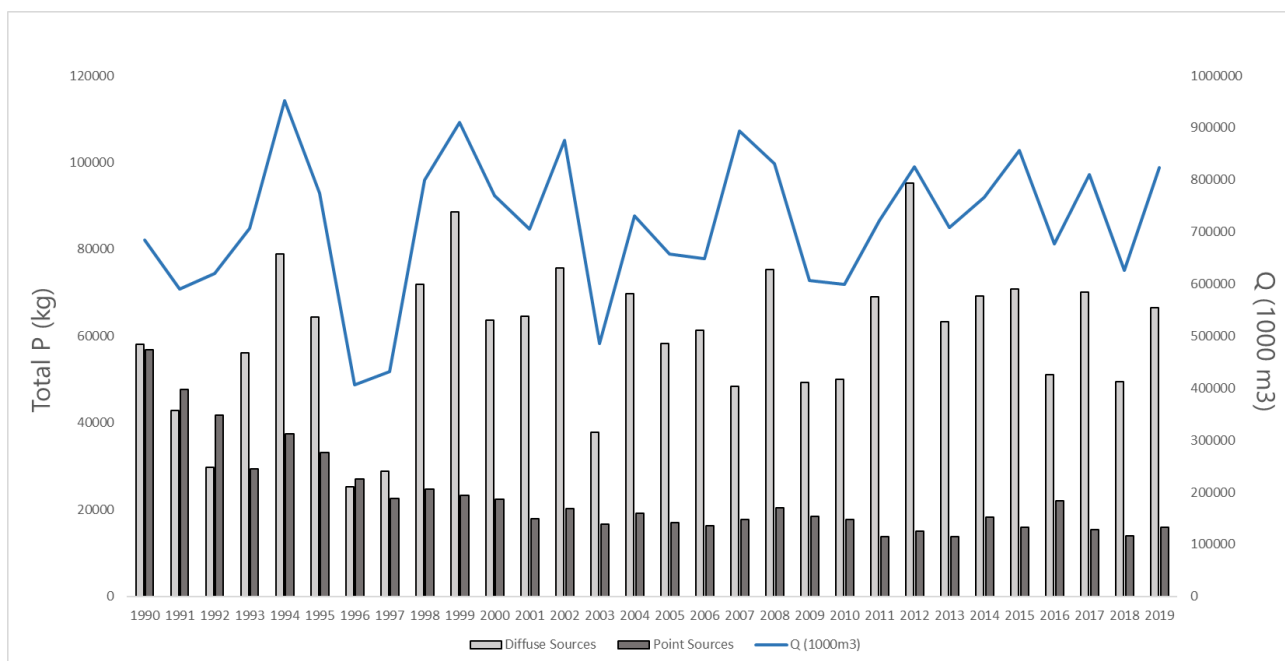
De månedlige opgørelser viser, at kvælstof fra spildevand kun udgør en mindre af den samlede transport - både i sommer- og vinterperioden (Figur 17), mens at fosforbidraget fra spildevand i sommerperioden udgør det samme eller mere end den diffuse belastning (Figur 19). Det skal dog nævnes, at der er anvendt årlige opgørelser for spildevand, som er fordelt ligeligt på månederne. Undersøgelser viser, at der reelt også forekommer en årsvariation for spildevandsbidraget, således der udledes mere om vinteren end om sommeren.



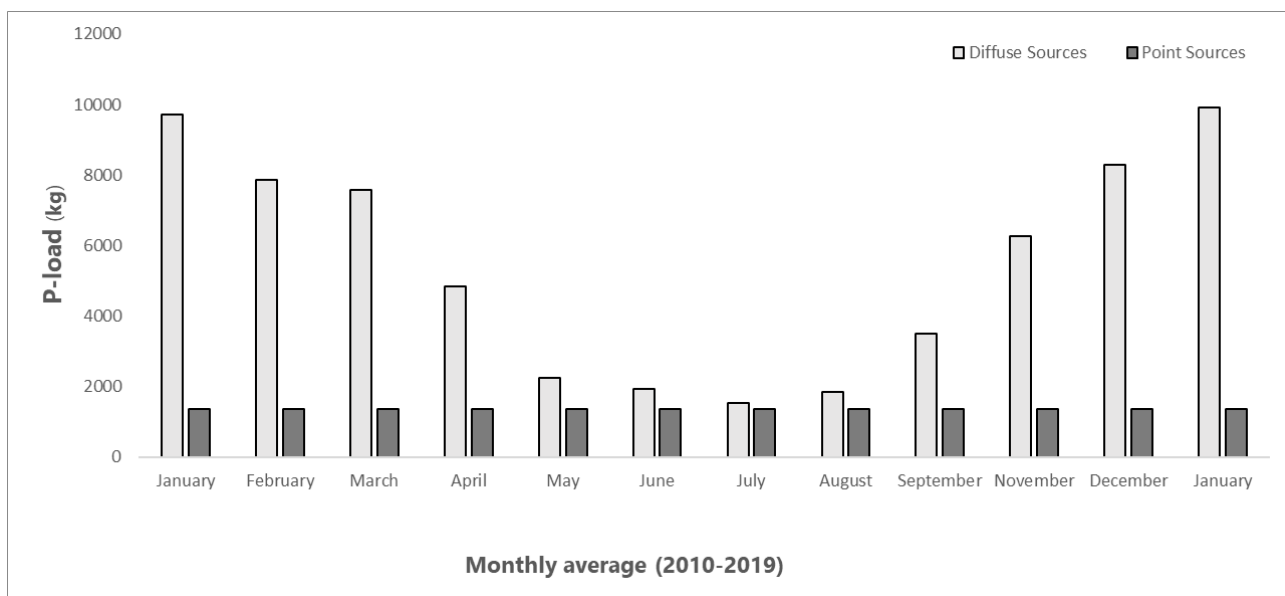
Figur 16. Samlet, årlig kvælstoftilførsel til Knudedyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 17. Månedsfordelt kvælstoftilførsel til Knudedyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 18. Samlet, årlig fosfortilførsel til Knudedyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

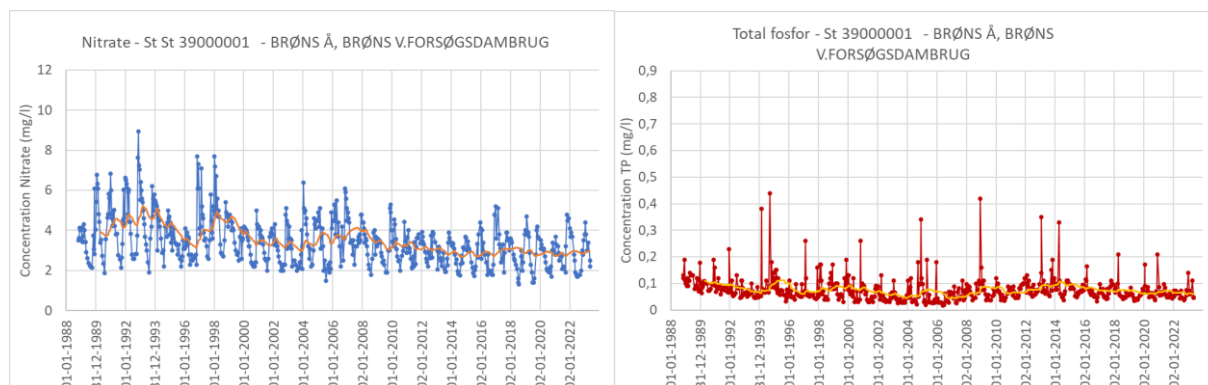


Figur 19. Månedsfordelt fosfortilførsel til Knudedyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

Juvre Dyb – Vandområde 107

Det målte opland til Brøns Å udgør et arealmæssigt forholdsvis opland, sammenlignet med de øvrige tre oplande til Vadehavet, men de målte nitratkoncentrationer er sammenlignelige med de observerede tendenser for de øvrige vandløb i oplandet til Vadehavet (Figur 20). Dog ses der primært et fald i de høje vinterkoncentrationer, som er faldet fra omkring 6 mg/l til 4 mg/l, mens sommerkoncentrationerne er forblevet omkring 2-3 mg/l gennem årene.

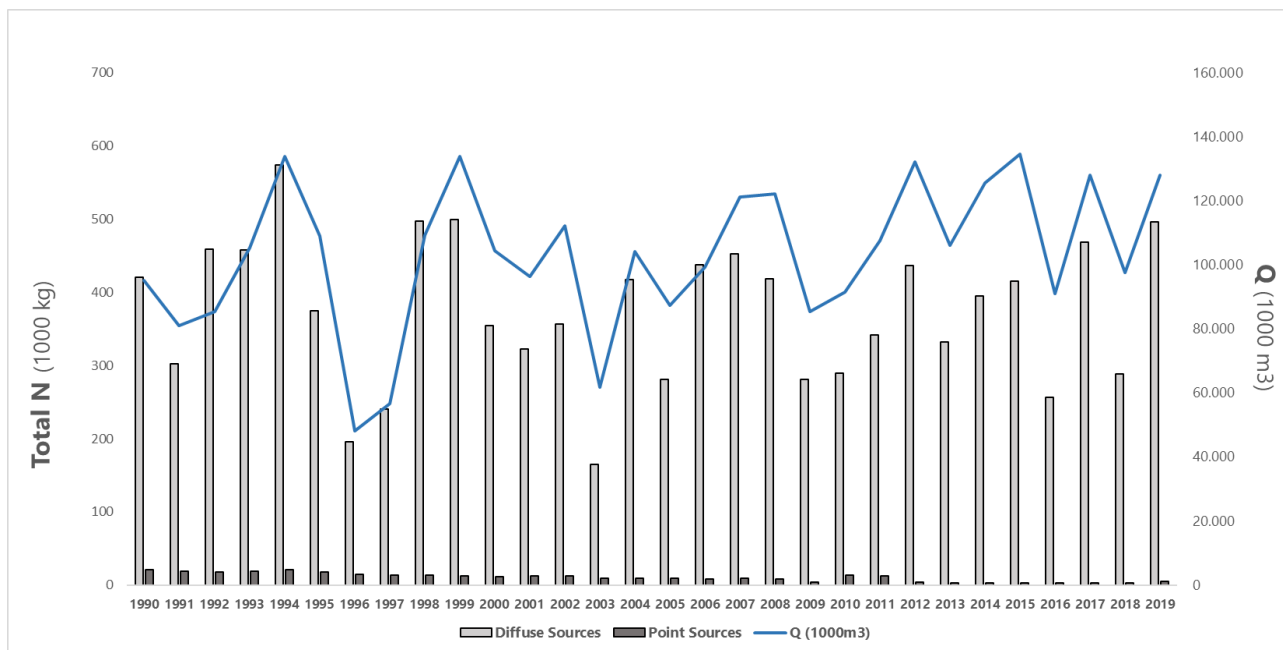
Koncentrationerne af fosfor ligger en smule lavere end de øvre vandløb på lidt under 0,1 mg/l, og kan f.eks. afspejle en mindre spildevandspåvirkning (Figur 20).



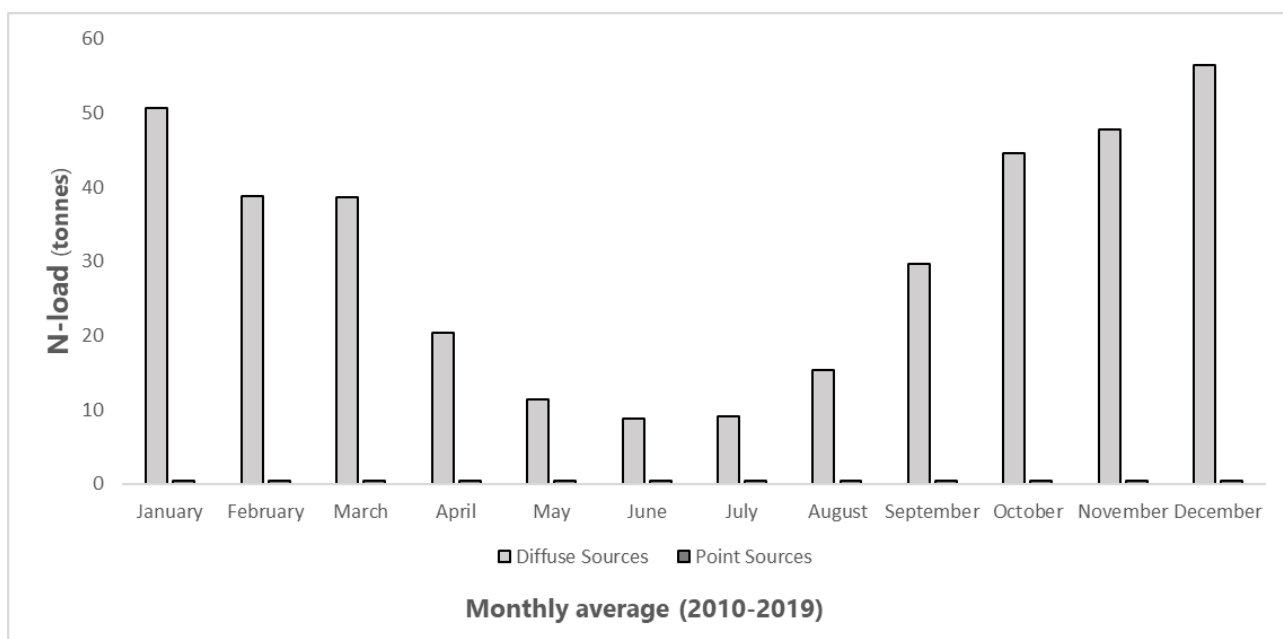
Figur 20. Nitrat- og fosforkoncentrationer i Brøns Å (1988-2023).

Den samlede transport af kvælstof og fosfor er faldet siden 1990, hvor særligt bidraget fra punktkilderne er faldet siden starten af 1990'erne, mens den diffuse kvælstoftransport er faldet fra omkring 400-500 tons til omkring 300-400 tons. Vandtransporten er steget en smule i samme periode, dog med betydelige år til år variationer, og dette modvirker den indsats, der er gjort for at mindske næringsstoftransporten (Figur 21 & Figur 23).

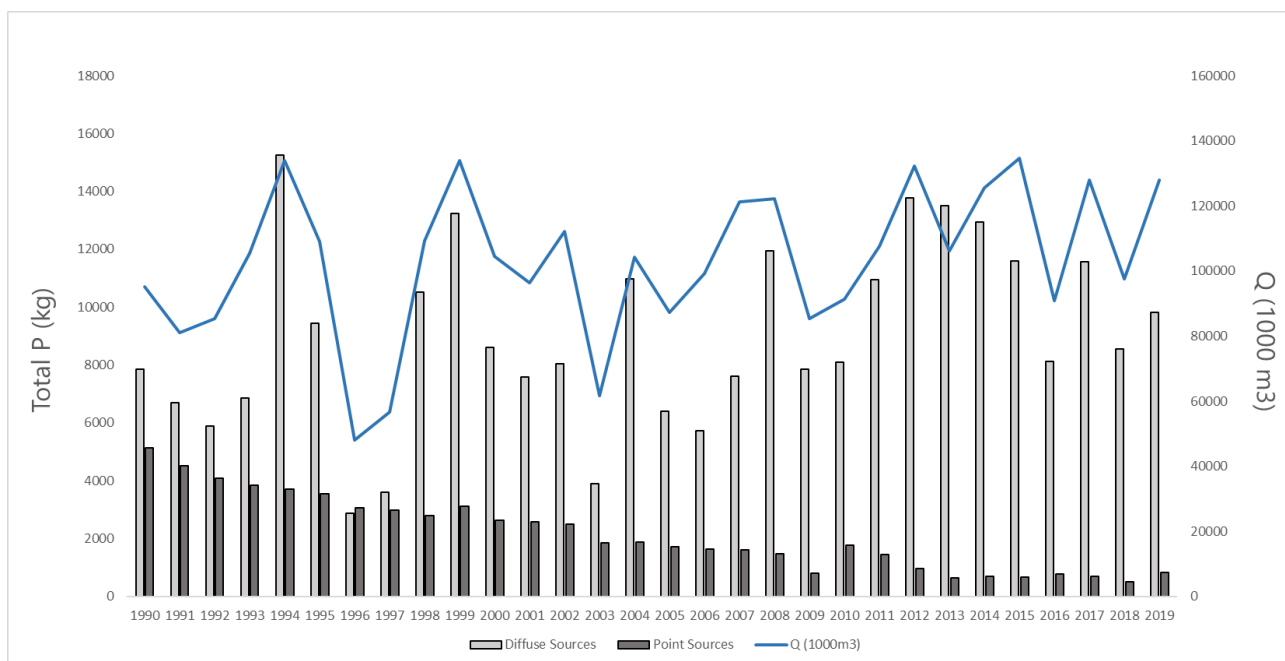
De månedlige opgørelser viser, at kvælstof og fosfor fra spildevand kun udgør en mindre af den samlede transport – både i sommer- og vinterperioden (Figur 22 & Figur 24). Det skal dog nævnes, at der er anvendt årlige tal for spildevand, som er fordelt ligeligt på månederne. Undersøgelser viser, at der reelt også forekommer en årsvariation for bidraget fra spildevand, således der udledes mere om vinteren end om sommeren.



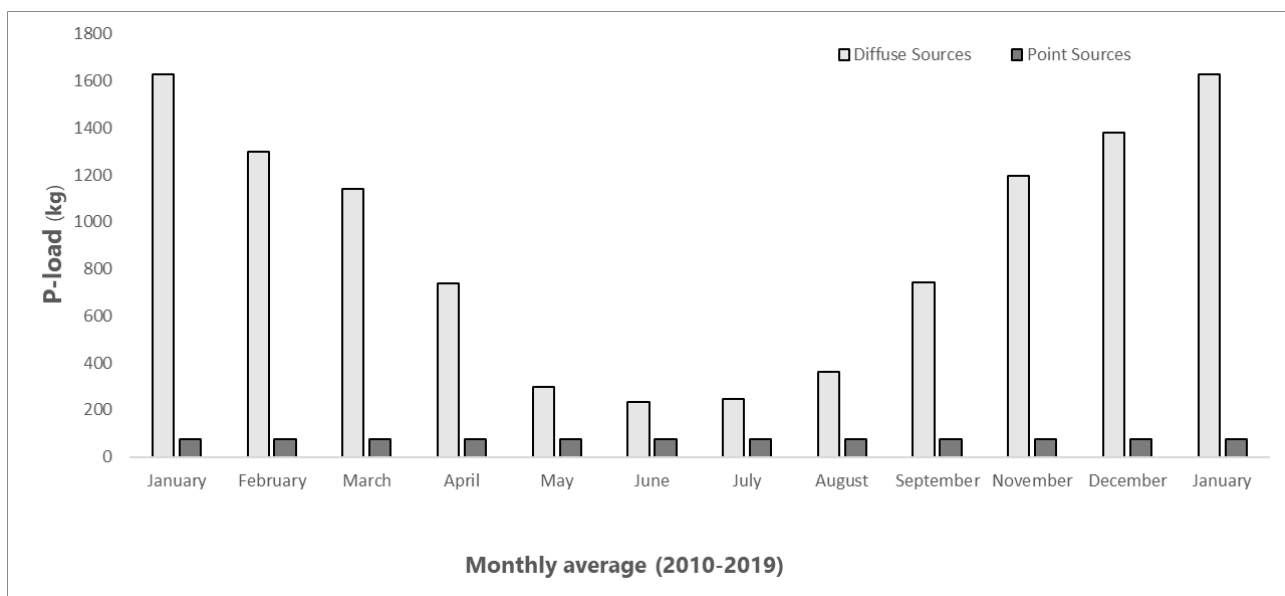
Figur 21. Samlet, årlig kvælstoftilførsel til Juvre Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 22. Månedsfordelt kvælstoftilførsel til Juvre Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



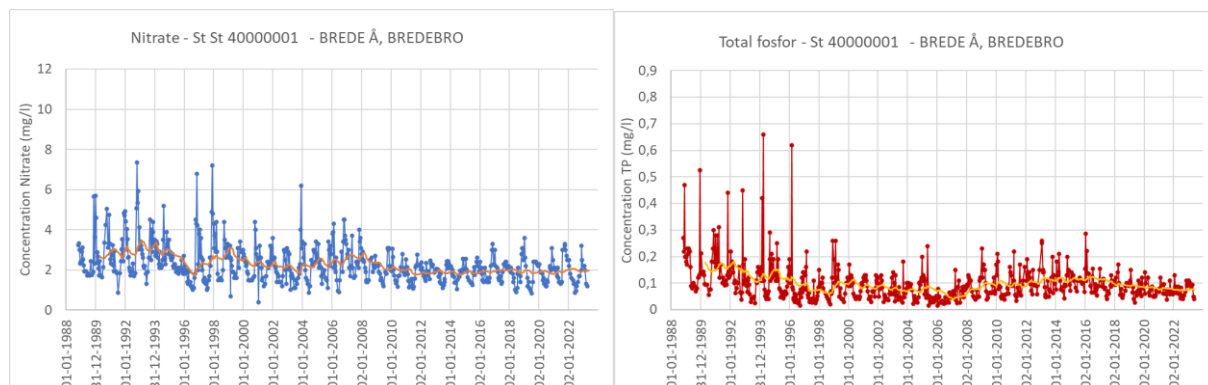
Figur 23. Samlet, årlig fosfortilførsel til Juvre Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 24. Månedsfordelt fosfortilførsel til Juvre Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

Lister Dyb – Vandområde 111

De målte nitratkoncentrationer i Brede Å afviger fra de øvrige vandløb til Vadehavet (Figur 25), da de målte koncentrationer ligger markant lavere end i de øvrige. De seneste 10 år har koncentrationerne i både sommer- og vinterperioden varieret mellem 1,5-2,5 mg/l. Arealanvendelsen i oplandet adskiller sig ikke umiddelbart fra den i de øvrige oplande, og de lavere koncentrationer må, som udgangspunkt, tilskrives de geologiske og geomorfologiske forhold i oplandet. En nærmere undersøgelse af, hvorfor der netop i dette opland forekommer en lavere koncentration, kunne bidrage til at skabe mere viden og forståelse for stoftransporten i oplandet til Vadehavet. Koncentrationerne af fosfor er en smule lavere end de øvrige vandløb, og ligger på 0,1 mg/l eller under.

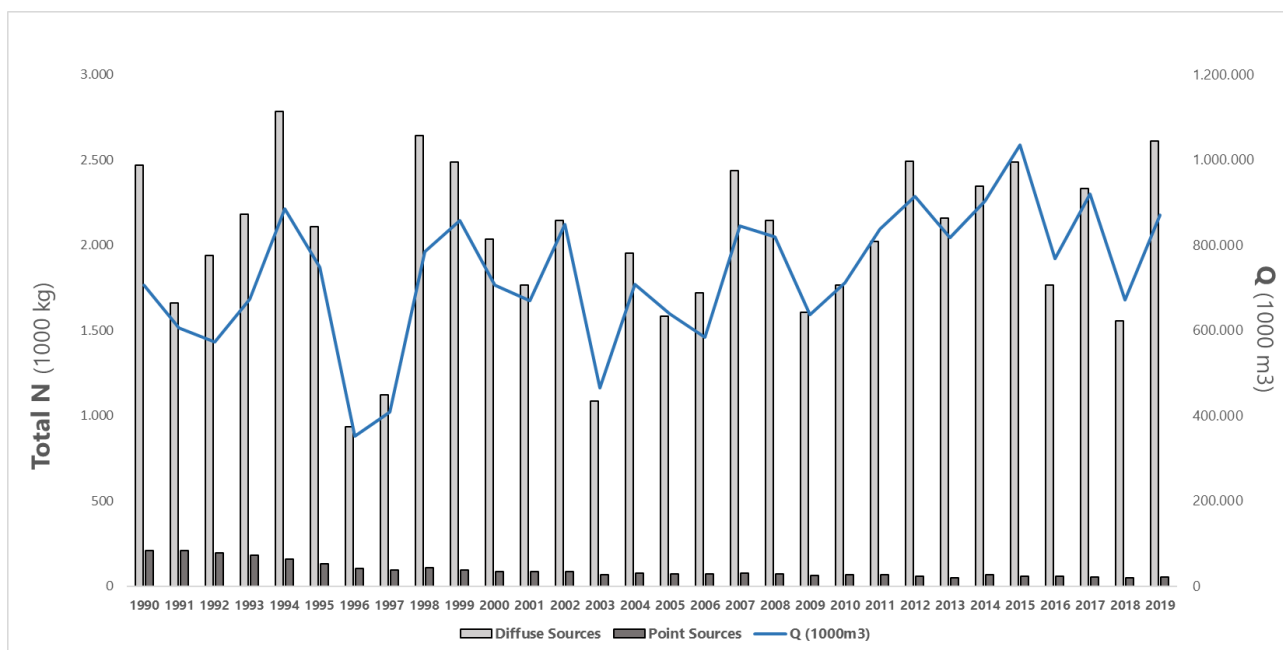


Figur 25. Nitrat- og fosforkoncentrationer i Brede Å (1988-2023).

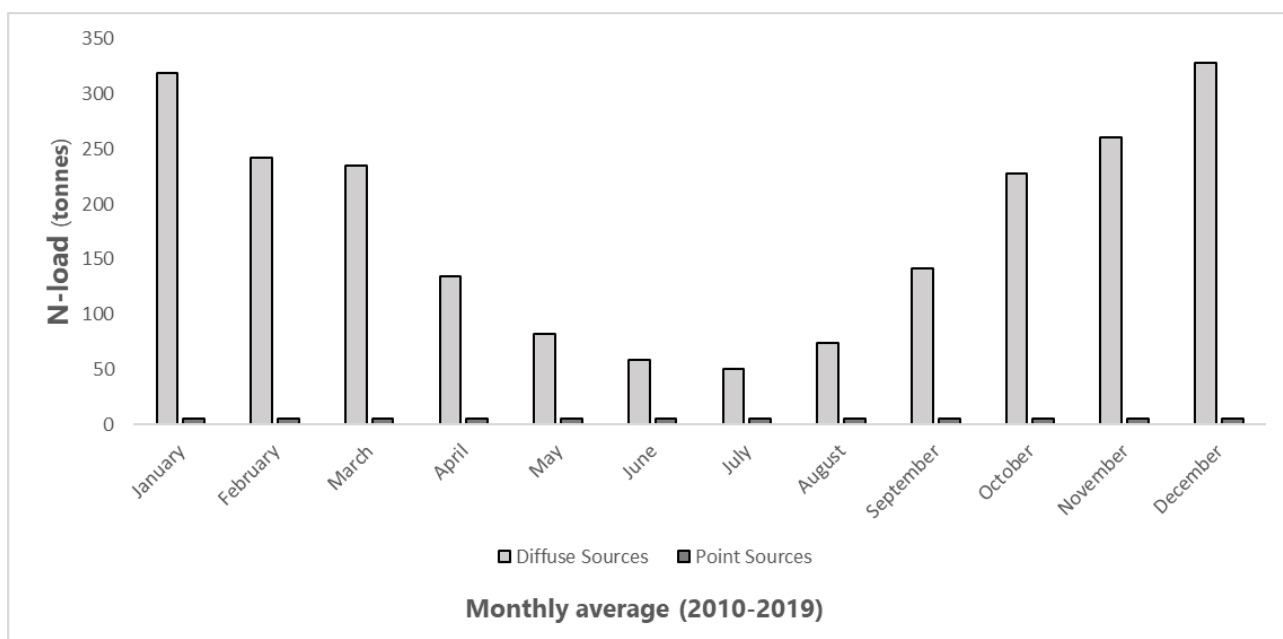
Den samlede transport af fosfor er faldet svagt siden 1990, og skyldes særligt at bidraget fra punktkilder er faldet, mens det diffuse tab ser ud til at være steget i takt med stigningen i vandafstrømningen.

Sidstnævnte gør sig også gældende for kvælstoftransporten, og da punktkildernes bidrag udgør en begrænset del af den samlede transport, er tendensen, at den samlede kvælstoftransport i dag enten er uændret eller svagt stigende (Figur 26 & Figur 28).

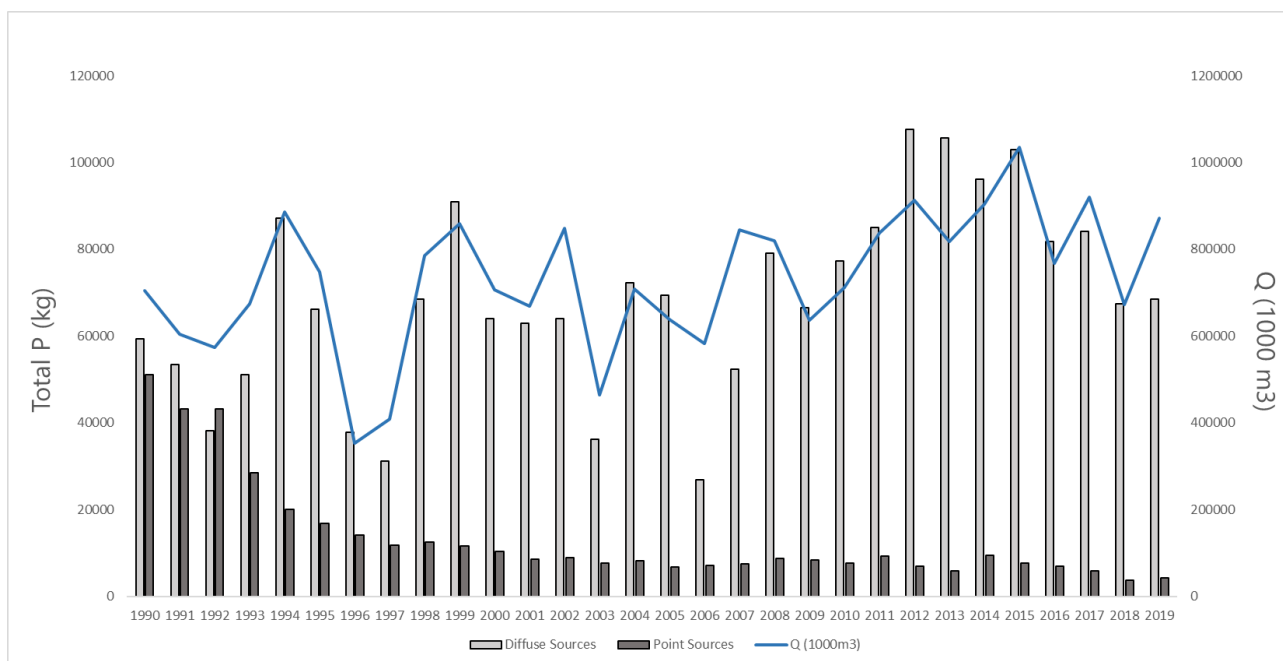
De månedlige opgørelser viser, at bidraget af kvælstof og fosfor fra spildevand kun udgør en mindre af den samlede transport - både i sommer- og vinterperioden (Figur 27 & Figur 29). Det skal dog nævnes, at der er anvendt årlige opgørelser for spildevand, som er fordelt ligeligt på månederne. Undersøgelser viser, at der reelt også forekommer en årsvariation i bidraget fra spildevand, således der udledes mere om vinteren end om sommeren.



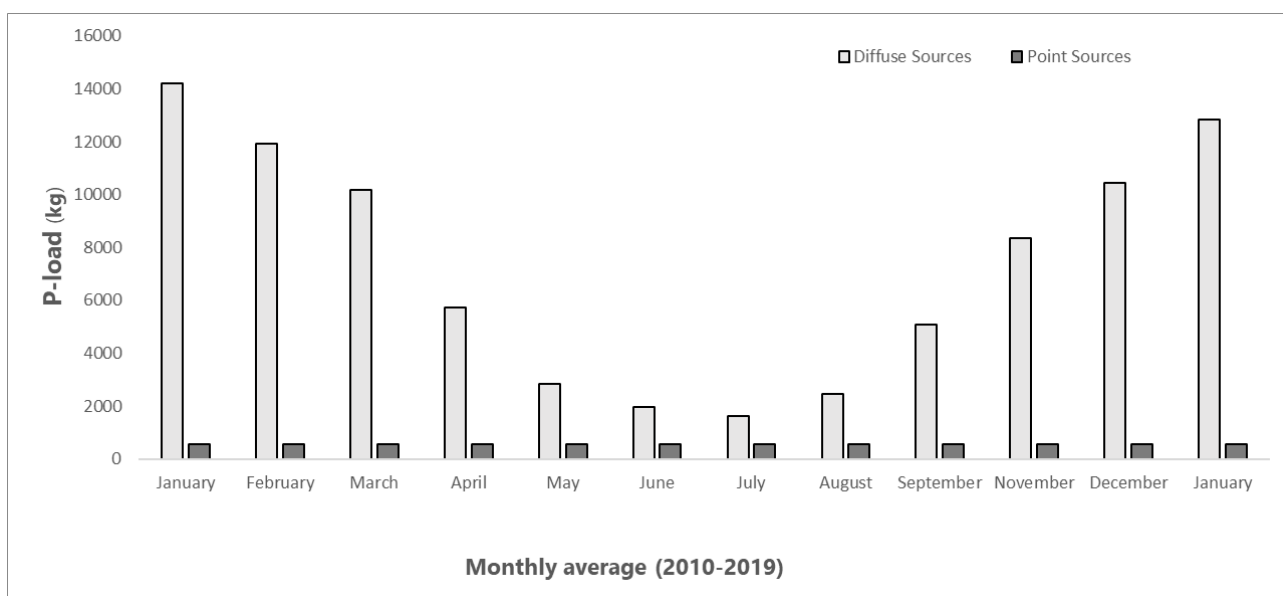
Figur 26. Samlet, årlig kvælstoftilførsel til Lister Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret med blå linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 27. Månedsfordelt kvælstoftilførsel til Lister Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



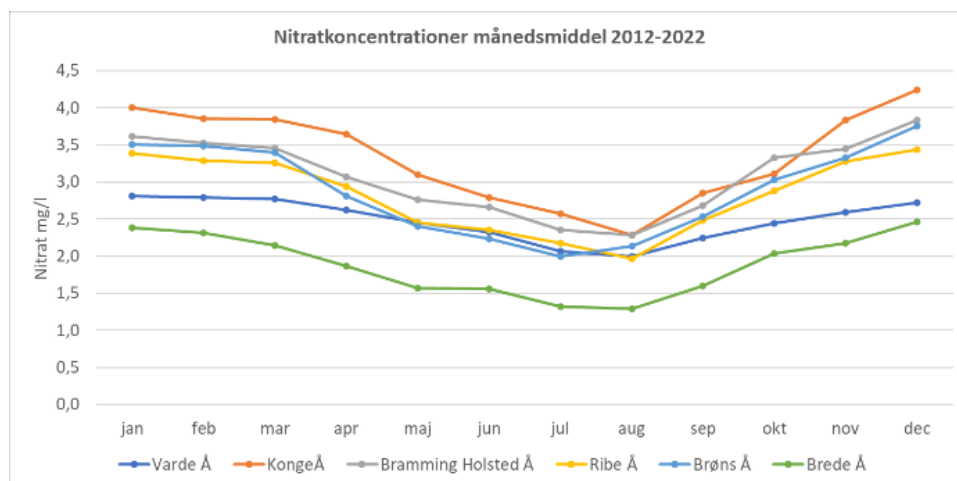
Figur 28. Samlet, årlig fosfortilførsel til Lister Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Vandtransport er markeret som linje og enhed på højre y-akse. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.



Figur 29. Månedsfordelt fosfortilførsel til Lister Dyb fra deloplandet, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Gennemsnit for årene 2010-2019. Data fra Aarhus Universitet rapportering om stoftransport.

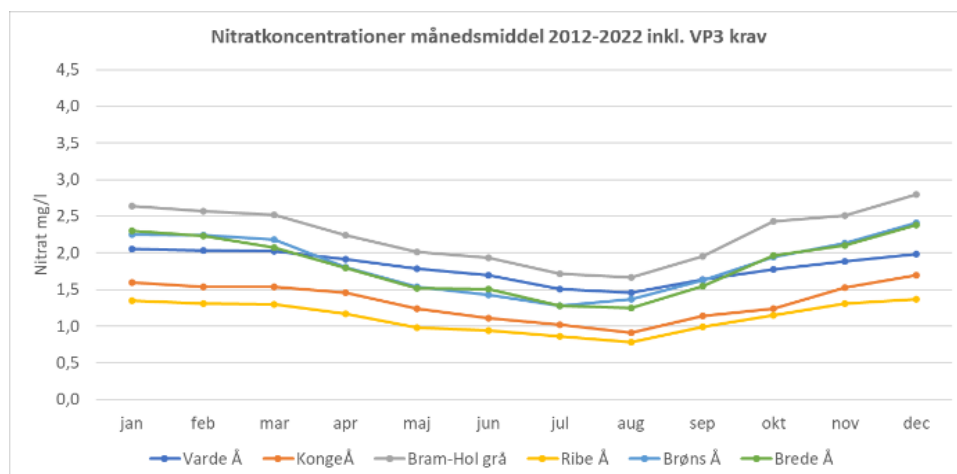
Indsatskrav i Vandmiljøplaner og vandløbskoncentrationer

Nitratkoncentrationerne for de seks undersøgte vandløb er opsummeret på Figur 30. Det ses, at særligt Brede Å skiller sig ud med lave nitratkoncentrationer, mens de to vandløb til Knudedyb, Kongeåen og Bramming-Holsted Å, ligger i den høje ende. Der er ikke umiddelbart noget, der tyder på at arealanvendelsen kan forklare den lavere nitratkoncentration i Brede Å, da arealanvendelse i oplandet ikke adskiller sig de andre oplande. En hypotese kan være andre geologiske forhold som gør sig gældende. Oplandet til Lister Dyb adskiller sig fra de andre oplande ved højere andel af ekstra marginale aflejringer (smeltevandssand) og mindre andel af bakkeøer (Figur 2), hvilket potentielt kunne give anledning til en større naturlig nitratfjernelse i grundvandet end i de øvrige oplande.



Figur 30. Månedlige nitratkoncentrationer for 6 vandløb i oplandet til Vadehavet. Der er anvendt månedsgennemsnit for perioden 2012-2022.

Der er i Vandområdeplaner 2021-2027 (VP3) udregnet forskellige kvælstofindsatser i de 4 deloplande til Vadehavet. Indsatserne afspejler til dels de nuværende koncentrationer, således det laveste indsatsbehov skal findes i oplandet med Brede Å med den laveste nitrat koncentration, mens det højeste indsatsbehov skal findes i oplandet til Knudedyb med Kongeåen og Bramming-Holsted Å. Indsatsbehovet udgør ifølge VP3: Grådyb 27%, Knudedyb 60 %, Juvre Dyb 36 % og Listerdyb 3 %. Reduktionsbehovet for Knudedyb skiller sig ud som værende ekstra højt, hvilket betyder, at kvælstofkoncentrationerne inkl. indsatsbehov, for Kongeåen og Bramming-Holsted Å, skal ligge mellem 0,7 mg/l og 1,5 mg/l. Denne koncentration vil være markant lavere end koncentrationerne for de øvre vandløb, efter indregning af indsatsbehovet for oplandet



Figur 31. Månedlige nitratkoncentrationer med VP3 reduktioner for 6 vandløb i oplandet til Vadehavet. Der er brugt månedsgennemsnit for perioden 2012-2022.

Referencer

Ref1. Blicher-Mathiesen, G., Thorsen, M., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2023. Landovervågningsoplande 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 526.
<http://dce2.au.dk/pub/SR526.pdf>

Ref2. Oktober 2023 — 2/2023. Rigsrevisionens beretning afgivet til Folketinget med Statsrevisorernes bemærkninger Tilsyn og afgiftskontrol med spildevand.
<https://rigsrevisionen.dk/Media/638324451682913555/SR0223.pdf>

Vurdering af miljøindikatorer til bestemmelse af økologisk tilstand i Vadehavet

Karen Timmermann, DTU Aqua

December 2023

Notat
2023

Copyright: Hel eller delvis gengivelse af denne publikation er tilladt med kildeangivelse

Udgivet af: DTU, Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitovet, Bygning 202, 2800 Kongens
Lyngby
www.aqua.dtu.dk

Indledning

Danske kystvande er underlagt Vandrammedirektivets krav om opnåelse af "god økologisk tilstand" og skal tilstandsvurderes i forhold til de biologiske kvalitetselementer og kriterier fastsat i vandrammedirektivet. For kystvande er der tre biologiske kvalitetselementer og disse er: "Fytoplanktons sammensætning, tæthed og biomasse", "Anden akvatisk floras sammensætning og tæthed" og "Den bentiske invertebratfaunas sammensætning og tæthed" (VRD 2000/60/EF). De enkelte medlemslande skal udvikle og anvende indikatorer for de biologiske kvalitetselementer til fastlæggelse af "økologisk tilstand" for de enkelte vandområder. I Danmark anvendes indikatoren "sommer klorofyl a" for kvalitetselementet "fytoplankton", "ålegræssets dybdegrænse" anvendes som indikator for kvalitetselementet "anden akvatisk flora" og "den danske bundfauna kvalitetsindikator, DKI" anvendes for kvalitetselementet "bundfauna".

Vadehavet er karakteriseret ved de særlige tidevandsforhold og adskiller sig derfor både fysisk og økologisk fra andre danske kystvandsområder. I dette notat undersøges om de nationale indikatorer, som anvendes til vurdering af økologisk tilstand, er egnede til vurdering af den økologiske tilstand i kystvandområderne i Vadehavet og

Den gode miljøindikator

En miljøindikator som er velegnet til at vurdere den økologiske tilstand af et kystvandområde i hht. Vandrammedirektivet er karakteriseret ved:

- 1) **Indikatoren responderer på en presfaktor** (fx eutrofiering), hvilket betyder, at der er en sammenhæng mellem presfaktor og indikator således at indikatorværdien stiger (eller falder), når presfaktoren øges (eller mindskes)
- 2) **Monitering af indikatoren**, så der kan estimeres en robust indikatorværdi, med så lav usikkerhed som muligt.
- 3) **Der findes reference- og grænseværdier**, som er lavet iht. kriterier fastsat i vandrammedirektivet. Referenceværdien repræsenterer værdien af indikatoren i en situation, hvor vandområdet ikke er påvirket af menneskelig aktivitet og grænseværdierne fastlægges som en afstand fra referenceværdien, der interkalibreres med andre EU medlemsstater. Grænseværdierne definerer grænserne mellem de fem tilstandsklasser i vandrammedirektivets klassifikationssystem (CIS 5, 2003).
- 4) **Økologisk relevant indikator for kvalitetselement**. Indikatoren skal relatere sig til det biologiske kvalitetselement.

Indikatorer anvendt i Vadehavet i vandområdeplan 2021-2027

I vandområdeplan 2021-2027 anvendes de tre nationale indikatorer både til tilstandsvurdering og til beregning af målbelastning og indsatsbehov, der skal sikre at vandområderne opnår god økologisk tilstand. I vadehavet er følgende indikatorer anvendt:

Klorofyl-indikatoren



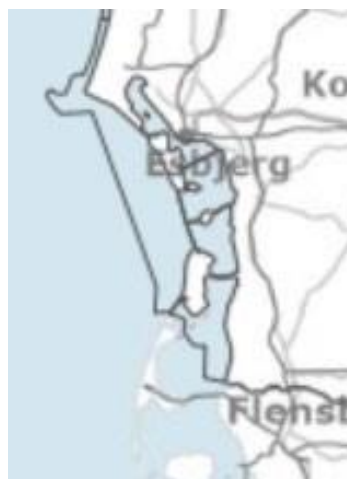
Figur 2.1a Klorofyl-indikatoren anvendes til tilstandsvurdering og til beregning af målbelastning og indsatsbehov i Vadehavet. Figur udtrukket fra MiljøGIS

Bundfauna-indikatoren



Figur 2.1b Bundfauna-indikatoren anvendes til tilstandsvurdering af vandområder i vadehavet, men ikke til beregning af målbelastning/indsatsbehov. Figur udtrukket fra MiljøGIS

Ålegræs-indikatoren



Figur 2.1c Ålegræs-indikatoren anvendes ikke i Vadehavet. Figur udtrukket fra MiljøGIS

Anvendelighed af Indikatoren "sommer klorofyl" i Vadehavet

Forvaltningsmæssig status for klorofylindikatoren i Vadehavet

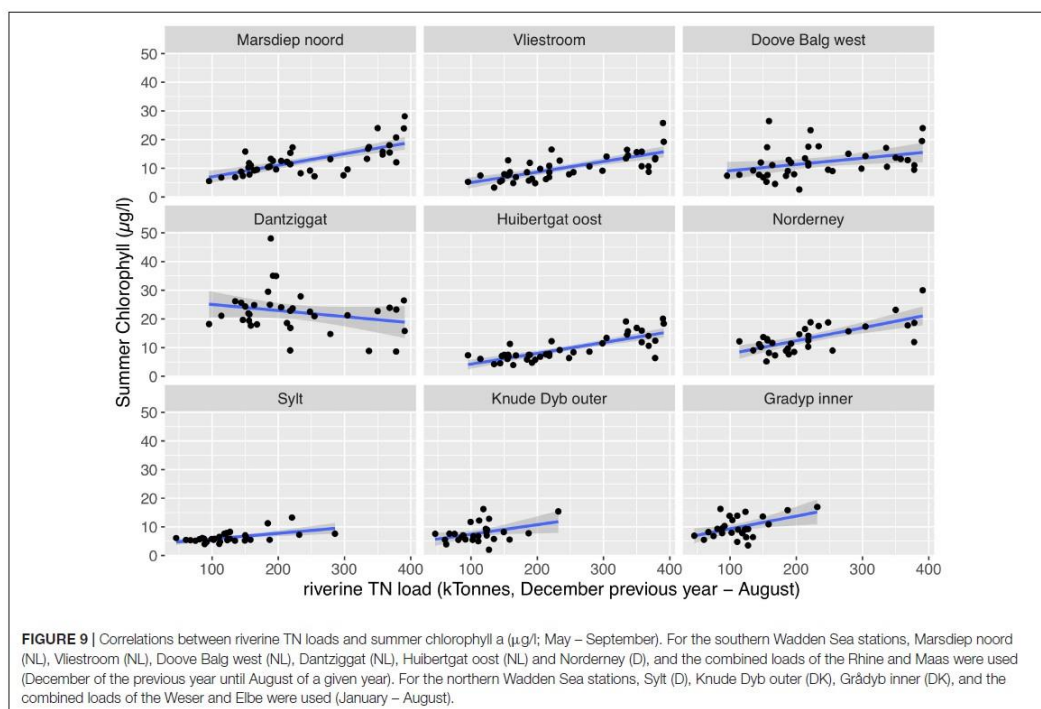
Indikatoren "sommer klorofyl" er i Vadehavet og kystvandområder ved Jyllands vestkyst beregnet som 90% percentilen af klorofylmålinger i vækstsæsonen. Indikatoren er interkalibreret med Tyskland, hvilket betyder at Danmark og Tyskland er blevet enige om hvad der skal forstås ved en "mindre afvigelse" fra reference klorofyl værdi i Vadehavsområdet og dermed en fastlæggelse af grænseværdier mellem tilstandsklasserne moderat og god tilstand samt grænsen mellem tilstandsklasserne god og høj tilstand.

Klorofylindikatoren anvendes til tilstandsvurdering for vandområderne i Vadehavet og indikatoren anvendes også til beregning af målbelastning og indsatsbehov for vandhavsområderne i vandområdeplan 2021-2027.

Klorofylindikatorens respons til presfaktorer i Vadehavet

Sammenhængen mellem klorofyl og tilførsler af næringsstoffer (kvælstof) er blevet videnskabeligt undersøgt ved brug af monitoringsdata fra både tyske og danske kystvandsområder i Vadehavet (Beusekom et al., 2019).

Resultaterne viser at der er en signifikant sammenhæng mellem klorofylkoncentration og tilførsler af næringsstoffer til kystvandområder i Vadehavet (Fig. 3.1). I 8 ud af 9 kystvandområder ser man en signifikant stigende klorofylkoncentration som respons til stigende TN tilførsler.



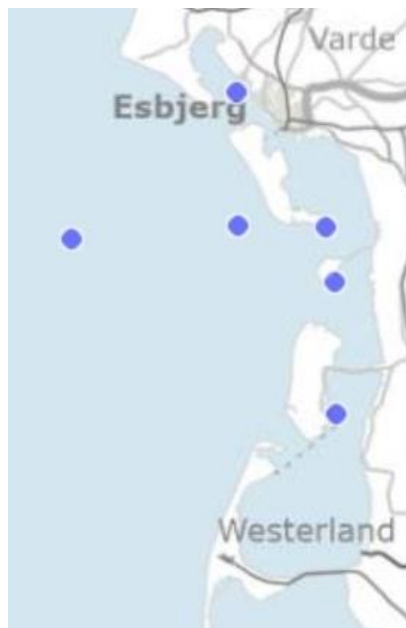
Figur 3.1 fra Beusekom et al., 2019, som viser sammenhængen mellem klorofylkoncentration og TN tilførslen til 9 kystvandområder i den tyske og danske del af Vadehavet.

Monitering af klorofyl i Vadehavet

Klorofylkoncentrationen måles på flere monitoringsstationer i Vadehavet som en del af NOVANA overvågningen. Målefrekvensen er ca. hver 14. dag. Den rumlige dækning og målefrekvens er dermed på niveau med de resterende danske kystvande og muliggør en robust beregning af værdien af klorofylindikatoren i Vadehavet.

Figur 3.2 NOVANA Monitoringsstationer til måling af klorofyl i kystvandområder i Vadehavet.

Figur udtrukket fra odaforalle.dk



Reference og grænseværdier for klorofylindikatoren i Vadehavet

Klorofylindikatoren anvendt i danske kystvandområder i Vadehavet er interkalibreret med Tyskland, hvilket betyder, at der eksisterer referenceværdier og er fastlagt grænseværdier for indikatoren (EU kom 2018).

Klorofylindikatoren som indikator for kvalitetselement

Klorofylkoncentrationen er en veldokumentet indikator for fytoplankton biomassen og de fleste EU medlemslande anvender en klorofylindikator, som indikator for det biologiske kvalitetselement "fytoplankton", hvilket fremgår af den seneste EU kommissionsbeslutning vedr. vandrammedirektivets Interkalibreringsresultater (EU 2018/229, 2018). Der er således både videnskabelig og forvaltningsmæssig konsensus om, at klorofyl kan anvendes som proxy for fytoplankton biomassen og som indikator for kvalitetselementet "fytoplankton".

Opsummering vedr. Klorofylindikatoren i Vadehavet

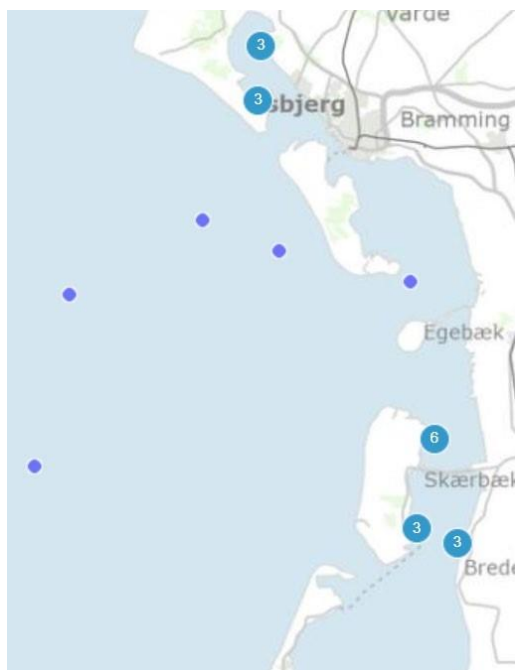
Klorofylindikatoren opfylder kriterier for en anvendelig indikator i Vadehavet, herunder at klorofylkoncentrationen responderer på tilførsler af kvælstof, klorofylkoncentrationen monitoreres og klorofyl er en anvendelig indikator for kvalitetselementet "fytoplankton". Det vurderes derfor, at klorofyl-indikatoren er egnet som miljøindikator også i kystvandområder i Vadehavet.

Anvendelighed af bunddyrsindikatoren i Vadehavet

Bundfaunaindikatoren DKI anvendes til tilstandsvurdering i Vadehavet (Fig 2.1b), men ikke til beregning af målbelastning og indsatsbehov. Det gælder for alle danske kystvandområder, at bundfaunaindikatoren ikke anvendes til beregning af målbelastning og indsatsbehov og det er således ikke kun tilfældet for Vadehavet.

Monitering af bunddyrssammensætningen i kystvandområder i Vadehavet sker som en del af NOVANA overvågningen. Monitoreringen sker en gang årligt, ligesom for resten af DK kystvande og monitoringsstationer er fordelt som vist på figur 4.1.

Figur 4.1 NOVANA monitoringsstationer for bundfauna i Vadehavet. Figur udtrukket fra odaforalle.dk



Der er ikke fundet analyser af sammenhængen mellem bundfaunasammensætning i Vadehavet og presfaktorer, men der er ikke fundet belæg for at antage, at indikatoren responderer ringere eller anderledes i Vadehavet end i resten af DK kystvande (McLavery et al., 2023).

Opsummering vedr. anvendelse af bundfaunaindikator i Vadehavet

Bundfaunaindikatoren anvendes til tilstandsvurdering og det vurderes at overvågningen muliggør en tilstrækkelig robust beregning af indikatoren. Bundfaunaindikatoren kunne med fordel også indgå i beregning af målbelastning og indsatsbehov, men det vil kræve en del modeludvikling.

Anvendelighed af ålegræsindikatoren i Vadehavet

Indikatoren "Ålegræssets dybdegrænse" anvendes ikke som miljøindikator i Vadehavet, hverken til tilstandsvurdering eller til beregning af målbelastning og indsatsbehov. I modsætning til kystvandområderne i de indre danske farvande, er ålegræsindikatoren ikke interkalibreret for vandområder i Vadehavet og langs den jyske vestkyst og der findes ingen referenceværdi eller grænseværdier for ålegræsindikatoren i kystvandområder i Vadehavet. Der findes historisk viden om ålegræs i Vadehavet (Blegvad, 1943) og det kunne derfor undersøges om det var muligt at etablere en referenceværdi for ålegræsindikatoren i Vadehavet.



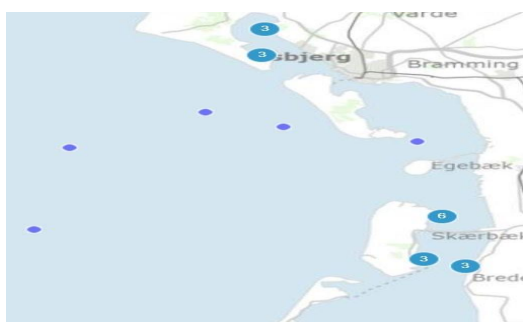
Fig. 54. Kort over Tangsygdommens Udbredelse i 1933. De skraverede Partier betegner Omraader, hvorfra Bændeltangen er forsvundet; paa de prikkede Omraader fandtes den endnu grøn. Billedet forandrede sig ikke meget i de følgende 10 Aar. Fra Beretning Nr. 39.

Figur 5.1 Kort over områder hvor ålegræssygen fra start 1930'erne har medført, at ålegræs er forsvundet. De skraverede områder angiver udbredelse af ålegræs, som er forsvundet pga ålegræssygen. Kort er modificeret fra Blegvad 1943.

Ålegræssets udbredelse monitoreres flere steder i Vadehavet, som en del af NOVANA monitoreringen. Overvågningsresultaterne viser, at der også i dag er ålegræs i Vadehavet og at alm. ålegræs (*Z. marina*) findes på ca. halvdelen af monitoreringstransektterne. Derudover viser monitoringsdata, at havgræsarten dværg ålegræs (*Z. noltei*) er udbredt på alle transekter. Der er således nutidige data der kunne understøtte udvikling og brug af en havgræsindikator i Vadehavet og man kunne undersøge om dværg ålegræs kunne være en egnet indikator art.

Figur 5.2 NOVANA monitoringsstationer for ålegræs og anden bundvegetation i Vadehavet.

Figur udtrukket fra odaforalle.dk



Opsummering vedr. anvendelse af ålegræsindikator i Vadehavet

Ålegræs anvendes i dag ikke som miljøindikator i Vadehavet, men der er både historiske data og nuværende NOVANA data, som på sigt kunne muliggøre udvikling af en ålegræsindikator for vadehavet.

Reference

Beusekom et al., 2019. Wadden Sea Eutrophication: Long-Term Trends and Regional Differences. *Frontiers in Marine Sciences*. doi: 10.3389/fmars.2019.00370

Blegvad H 1943. Beretning til Ministeriet for Landbrug og Fiskeri fra Den Danske Biologiske Station. C.A. Reitzels Forlag 1943

CIS 5 2003. GUIDANCE ON TYPOLOGY, REFERENCE CONDITIONS AND CLASSIFICATION SYSTEMS FOR TRANSITIONAL AND COASTAL WATERS (europa.eu) [https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20\(WG%202.4\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20(WG%202.4).pdf)

EU Kom (2018). Kommissionens afgørelse (EU) 2018/229 af 12. februar 2018 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationer i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af Kommissionens afgørelse 2013/480/EU (meddelt under nummer C(2018) 696) EØS-relevant tekst. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018D0229>

McLaverly et al., 2023 European coastal monitoring programmes may fail to identify impacts on benthic macrofauna caused by bottom trawling. *Journal of Environmental Management* 334:117510

VRD 2000/60/EF <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0060>

Kvælstoffjernelse i restaurerede vådområder

Anker Lajer Højberg¹, Hans Thodsen², Henrik Tornbjerg²

¹ GEUS

² Aarhus universitet (AU), Institut for Ecoscience/DCE

GEUS: afsnit 2, 2.1, 2.2, 2.3, 3.1

AU: Afsnit 2.4, 3.2

For AU-afsnit

Faglig-kvalitetssikring: Rasmus Jes Petersen

DCE-kvalitetssikring: Signe Jung-Madsen

Indledning

Virkemidler der retter sig imod kvælstoffjernelse i drænvand fra landbrugsarealer, er minivådområder eller restaurering af vådområder. Minivådområder retter sig generelt imod drænedede arealer og anlægget etableres på højbund. Restaurerede vådområder etableres derimod i ådale og lavtliggende arealer. I oplandet til vadehavet optræder der lokalt, og specielt i områder med bakkeøer, lerede jorde hvorfra der kan ske en væsentlig dræning fra landbrugsarealer. Den primære del af arealet er dog geologisk karakteriseret ved sandede jorde, hvor dræningen af landbrugsarealet med drænrør generelt er begrænset. På det nationale potentialekort for minivådområder (Børgesen et al., 2019), er størstedelen af arealet således karakteriseret ved en lerprocent på under 12, eller beliggende i lavbund i ådale, og ifølge potentialekortet er disse arealer hhv. Potentielt- eller ikke egnet for etablering af minivådområder. Specielt de store arealer beliggende i lavbund i ådale, giver et stort potentiale for etablering af restaurerede vådområder.

I nærværende analyse er det derfor indledningsvist vurderet, hvor stort et areal der potentielt kan etableres restaurerede vådområder på. Herefter er den nationale kvælstofmodel (NKM) (Højberg et al., 2021) benyttet til at beregne, hvor meget kvælstofbelastningen til de fire dyb i Vadehavet kan reduceres ved implementering af vådområder på en del af disse arealer.

Metode

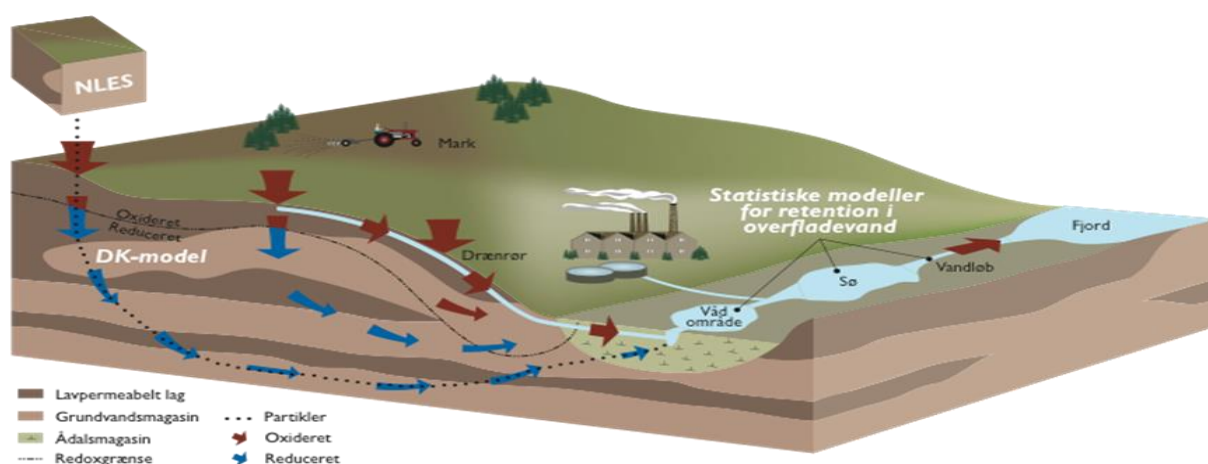
Kvælstofeffekten ved implementering af vådområder i oplandet til Vadehavet er beregnet med den nationale kvælstofmodel (Højberg et al., 2021). Modellen, der er udviklet i et samarbejde mellem GEUS og Aarhus Universitet, beregner transport og omsætning af kvælstof fra det vaskes ud af rodzonen til det når frem til kysten. Modellen indeholder således en beskrivelse af transport og omsætning i såvel grundvand som overfladevand (vandløb, søer, vådområder).

Den nationale kvælstofmodel er indledningsvist blevet genkalibreret til observationer af kvælstoftransporten i vandløb i oplandet til Vadehavet. Dette er gjort for at opnå den bedst mulige modelbeskrivelse af N-transporten i oplandet som grundlag for vurderingerne. Herefter er der opstillet et baseline scenarie, som reflekterer den nuværende situation mht. kvælstofudvaskning og allerede etablerede vådområder. Til vurdering af potentialet for en yderligere tilbageholdelse af kvælstof i oplandet ved implementering af vådområder, er der udpeget arealer, der potentielt kan inddrages til yderligere vådområder indenfor en tidshorisont frem til 2050. Kvælstofeffekten ved implementering af vådområder på disse arealer er gennemregnet med den nationale kvælstofmodel. Her er der anvendt en høj og en lav kvælstoffjernelsesrate for restaurerede vådområder, for at tage højde for den usikkerhed der er på omsætningsraterne, samt variationen mellem de enkelte vådområder.

Den nationale kvælstofmodel

Den nationale kvælstofmodel (NKM) (Figur 32) beskriver kvælstof (N) udvaskningen fra bunden af rodzonen og den videre transport samt omsætning frem til de marine områder. Modellen er opbygget på basis af tre eksisterende modelsystemer:

1. NLES5 (Børgesen et al., 2020), der er en statistisk/empirisk baseret model til beregning af årlig nitrat-N udvaskningen fra rodzonen for dyrkede arealer.
2. DK-model, der er den nationale vandressource model, som beskriver transport og omsætning i grundvandszonen
3. Overfladevandsmodeller, der er statistiske modeller til beregning af kvælstofretentionen i hhv. vandløb, søer samt naturlige og reetablerede vådområder



Figur 32. Illustration af sammenhæng mellem de tre modelsystemer, der indgår i den samlede nationale kvælstofmodel (NKM).

De tre modelsystemer er sammenkoblet ved en envejskobling, dvs. resultater fra én model giver input til den næste model. Med NLES5 beregnes den samlede udvaskning fra rodzonen fra det dyrkede areal, udvaskning

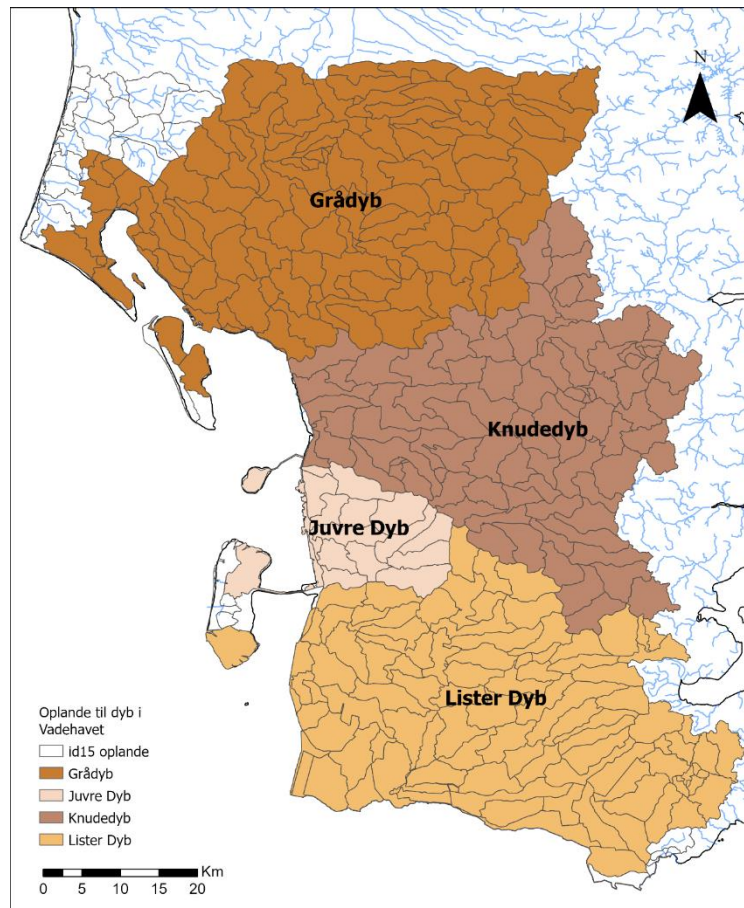
fra ikke dyrkede arealer angives med typetal. N-udvaskningen fra rodzonen danner input til grundvandssystemet, hvor transport og omsætning beregnes med DK-modellen (Stisen et al. 2020).

I DK-modellen beskrives vandstrømningerne i undergrunden, både den del der strømmer til vandløb via drænen og den del der strømmer over større afstande i de dybereliggende grundvandsmagasiner. Drænen i modellen repræsenterer både strømning via markdrænen samt anden hurtig overfladenær afstrømning via små grøfter og vandløb, der pga. af deres lille geografiske udbredelse ikke kan indbygges direkte i DK-modellen. I modellens opbygning er der ikke på forhånd foretaget en geografisk afgrænsning af hvor markdrænen findes, da dette generelt er ukendt. I stedet er drænen repræsenteret på landbrugsarealer, så der potentielt kan ske en dræning, hvis grundvandsstanden er høj. I områder med lavtliggende grundvandsspejl vil der modsat ikke forekomme en dræning. Arealerne der indgår som drænedes arealer i beregningerne, er således bestemt på basis af hvor modellen beregner, der er et dræningsbehov.

Dræntransporten sker til nærmeste vandløb og i kvælstofmodellen sker denne transport uden en reduktion af kvælstof. For det kvælstof der transporteres til de dybereliggende grundvandsmagasiner, kan der ske en omsætning af nitrat under reducerende forhold. Her er det antaget, at der sker en momentan omsætning af nitrat ved transport over den øverste redox-grænse, der angiver overgangen mellem iltholdige (oxiderende) og iltfrie (reducerende) forhold i undergrunden. Afhængigt af de hydrogeologiske forhold i undergrunden kan N-transporten via grundvand ske over forskellige afstande, og ende i enten nærmeste vandløb, vandløb i større afstand eller transporteres helt til kysten. Den største del af N-transporten vil dog ske til nærmeste vandløb. Andelen af nitrat der reduceres undervejs, stiger for stigende transport afstand.

I overfladevandet sker der både en ekstra tilførsel af kvælstof fra punktkilder, atmosfærisk deposition og organiske kvælstofforbindelser samt en retention af kvælstof ved sedimentation eller omsætning ved denitrifikation. Retentionen i overfladevandet beregnes med statistiske modeller for hhv. små og større vandløb, små og større søer samt naturlige og reetablerede/restaurerede vådområder.

Beregningsenhederne i den samlede kvælstofmodel udgøres af ID15 oplande, hvilket er topografiske oplande med et middel areal på ca. 15 km². ID15 oplandene ved Vadehavet er vist på Figur 33 med angivelse af til hvilket dyb N-transporten sker. Indenfor hvert ID15 opland beregnes der på en middelsituation, hvilket betyder f.eks., at det ikke er nødvendigt at kende den præcise geografiske placering af et vådområde, men blot i hvilket opland det er placeret samt arealet heraf. Dækker et vådområde flere ID15 oplande, sker der en særskilt beregning for hvert opland baseret på vådområdearealet i det pågældende ID15 opland.



Figur 33. Illustration af ID15 oplande for Vadehavsolandet med angivelse af oplandene for de fire dyb i det danske Vadehav.

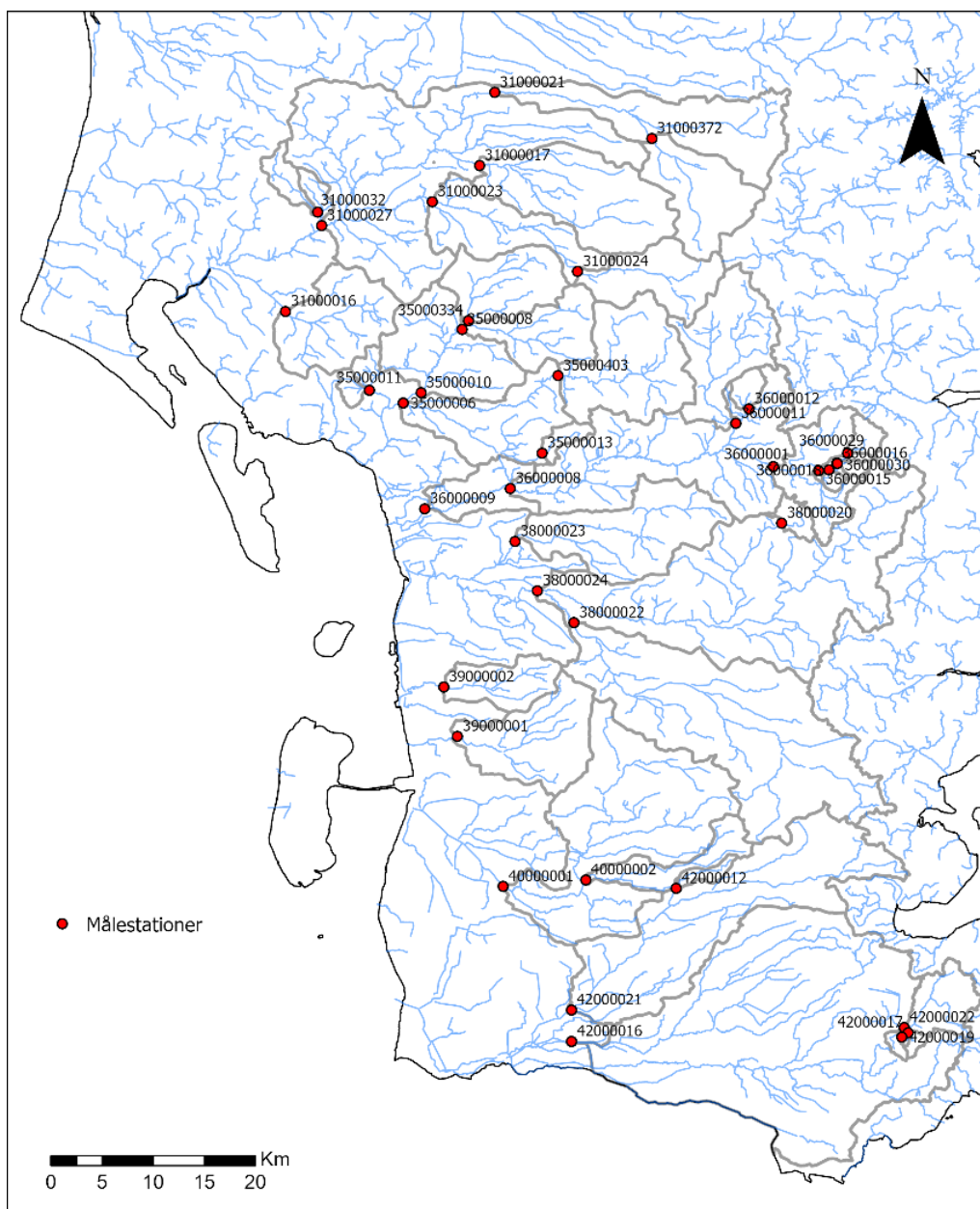
Modellen der beskriver N-omsætningen i vådområder blev udviklet i forbindelse med den første version af den nationale kvælstofmodel (Højberg et al., 2015a). På daværende tidspunkt var der kun tilgængelige observerede tidsserier fra ét enkelt vådområde, som blev udnyttet til at beskrive den temporale dynamik af omsætningen i vådområdet. Omsætningen er således årstidsafhængig (sommer: maj-september og vinter: oktober-april), med en større omsætningsrate i sommerperioden pga. temperatureffekt. Modellen omfatter også en relation mellem oplandsafstrømning og vådområdeafstrømning, så vådområdeafstrømning kan estimeres ud fra det pågældende oplands generelle vandafstrømning. Omsætningen af kvælstof i vådområderne sker på basis af den samlede kvælstoftransport til vådområdet, dvs. transport via såvel dræn og grundvandet. Der er anvendt gennemsnitlige fjernelsesrate på hhv. 190 kg N/ha, svarende til erfaringstal for lerede arealer, og 120 kg N/ha, der er erfaringstal for sandede områder. For mere detaljeret beskrivelse af modellen henvises til Højberg et al., (2015b).

Kalibrering af kvælstofmodel

I projektet anvendes den seneste version af kvælstofmodellen opdateret i 2020 (Højberg et al., 2021). Modellen er kalibreret mod observerede N-transporter i vandløb fra ca. 330 målestationer. En kalibrering er nødvendig, da parametrene der beskriver N-transporten og -omsætningen ofte ikke kan måles direkte i naturen samt varierer meget geografisk. Ved kalibreringen findes derfor de effektive parameterværdier, der giver den bedste overensstemmelse mellem de observerede og beregnede N-transporter.

I kalibrering af den nationale kvælstofmodel har formålet været at opnå en model der samlet giver den bedste beskrivelse af N-transport og omsætning for hele landet. Ved anvendelse af modellen mere lokalt, som f.eks. for Vadehavet, vil det være muligt at forbedre kalibreringen ved alene at anvende de observerede

værdier for dette område. Der er derfor foretaget en kalibrering af modellen til de knap 40 stationer, der ligger i oplandet til Vadehavet, Figur 34.



Figur 34. Observerede oplande og målestationer i oplandet til Vadehavet.

Transporten af kvælstof fra de dyrkede arealer til vandløbene sker via dræn og grundvandstransport. Samtidigt sker den største omsætning af kvælstof i grundvandet, hvor det i Højberg et al. (2021) er beregnet, at på landsplan er det ca. 65% af den nitrat der udvaskes fra rodzonen, som omsættes i grundvandet. For at opnå den bedste beskrivelse af den samlede N-transport, og dermed den mængde N der er tilgængelig for reduktion i vådområderne, er der i kalibreringen fokuseret på at kalibrere transportvejene i dræn og grundvand samt omsætningen i grundvandet, mens værdierne fra den nationale kvælstofmodel er anvendt for de øvrige parametre.

Da modellen beskriver kvælstofomsætningen i vådområder på basis af den samlede N-transport til vådområdet, er det primære mål for kalibreringen, at modellen skal være i stand til at beskrive den samlede transport af kvælstof i oplandet. Som mål for dette er benyttet den samlede massebalancefejl, NBAL givet ved:

$$NBAL = \frac{(N_{obs} - N_{sim})}{N_{obs}} * 100\%$$

hvor N_{obs} og N_{sim} er hhv. de observerede og simulerede N-transporter ved målestationerne. Da størrelsen udtrykker forskellen mellem de observerede og beregnede værdier, skal værdien være så tæt på 0 (nul) som muligt.

Desuden er størrelsen KGE (Kling-Gupta Efficiency) benyttet, der er et udtryk for modellens evne til at beskrive den tidslige dynamik samt bias. Den tidslige dynamik i N-transporten i vandløbene er i høj grad styret af den hurtige og ikke-reducerede N-transport via drænen, med de største transporter i efterår til tidlige forårsmåned. KGE er derfor specielt følsom for hvor god modellen er til at beskrive dræntransporten inden for oplandet, og anvendelsen af dette mål er således med til at sikre en god repræsentation af dræntransporten. KGE antager værdier mellem 0 og 1, hvor værdien 1 angiver en perfekt overensstemmelse mellem de observerede og beregnede værdier. KGE er beregnet ved:

$$KGE = \sqrt{(1 - (r(N_{sim}, N_{obs}) - 1))^2 + \left(\frac{\sigma_{N_{sim}}}{\sigma_{N_{obs}}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{N_{sim}}}{\mu_{N_{obs}}} - 1\right)^2}$$

Hvor r er korrelationskoefficient mellem de observerede (obs) og beregnede (sim) værdier, mens σ og μ er hhv. standardafvigelse og middelværdi for de observerede og beregnede værdier.

Til kalibrering af modellen er perioden 1990 – 2010 benyttet, hvilket er samme den periode som anvendt ved kalibrering af den nationale model. Årsagen til at denne periode er benyttet fremfor en periode helt frem til i dag skyldes, at der omkring 2010 skete en ændring i forhold til såvel måling af nedbørsmængder som vandafstrømninger i vandløb. Efter 2010 er nedbøren målt med en ny type automatiske nedbørmålere, og der er samtidigt sket en væsentlig reduktion i antallet af nedbørsstationer. Desuden er nettet af nedbørsstationerne i den seneste periode mere koncentreret omkring de større byer ved kysterne, fremfor en ligelig geografisk placering hen over landet. Ved anvendelse af den observerede nedbør i forskellige analyser er det sandsynliggjort, at den ændrede praksis for nedbørsmåling, gav anledning til et homogenitetsbrud i den observerede nedbørstidsserie omkring 2010 (Andersen et al., 2021). Der er flere potentielle årsager til dette homogenitetsbrud, hvilket ikke er endeligt afklaret, og der er således ikke etableret en ny tidsserie der er konsistent fra 1990 og frem til i dag.

I perioden omkring 2010 blev måleinstrumenterne til måling af vandføringerne i de danske vandløb ligeledes gradvist udskiftet, hvor vindemålinger blev erstattet af to nye instrumenttyper. Der blev gennemført en målekampagne med samtidige målinger med de forskellige instrumenter til belysning af risiko for homogenitetsbrud ved instrumentskiftet (Ovesen et al., 2023). Analysen viste, at der er tydelige statistisk signifikante forskelle på instrumenternes måleresultater. Der afventer en mere omfattende analyse af forskellene i måleresultater, før der kan gennemføres en opretning af tidsserien og dermed eliminering af homogenitetsbruddet.

Foranlediget af homogenitetsbruddet i nedbørs- og vandføringsmålinger omkring 2010 er såvel den nationale hydrologiske model (DK-modellen) (Stisen et al., 2020) samt den nationale kvælstofmodel 2020 (Højberg et al., 2021) kalibreret til perioden før 2010, idet denne periode indeholder de mest konsistente tidsserier, og det derfor vurderes at give den mest robuste modelkalibrering. På tilsvarende vis, er det valgt at benytte samme periode ved kalibrering af kvælstofmodellen til målestationerne i oplandet til Vadehavet.

Baselineberegninger

Der er lavet en baseline beregning med modellen, der repræsenterer de aktuelle forhold. I baseline modellen er alle eksisterende kendte vådområder medtaget. Information om eksisterende vådområder er baseret på data fra indhentet fra Landbrugsstyrelsen ved opdatering af den nationale kvælstofmodel i 2020, suppleret med seneste temakort over vådområder fra Landbrugsstyrelsens landbrugsgis fra august 2023. Det samlede GIS tema over vådområder er gennemgået af kommunens teknikker, der på basis heraf har meldt tilbage om manglende vådområder, der efterfølgende er tilføjet.

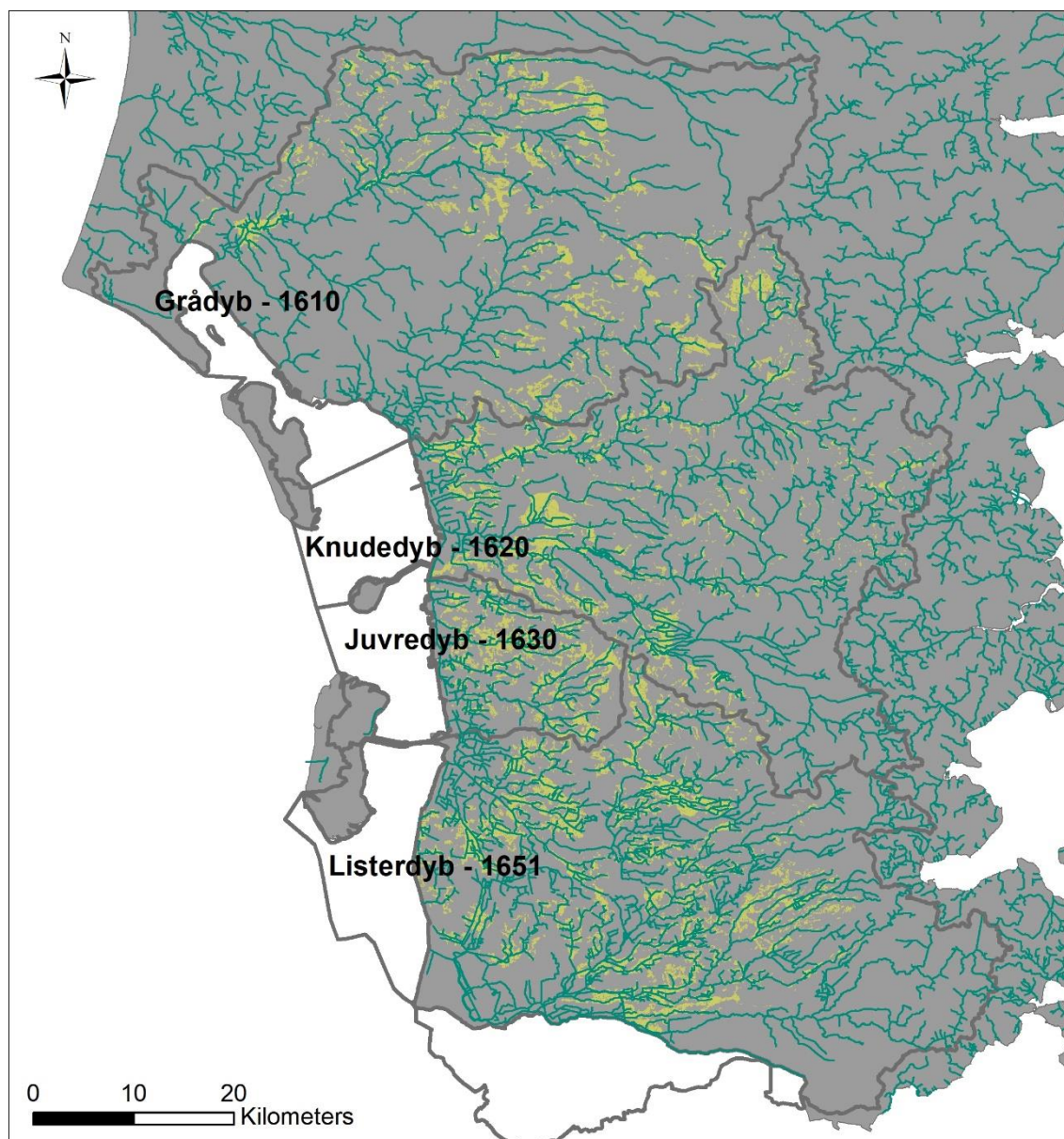
Udvaskning af kvælstof fra rodzonen varierer fra år til år afhængigt af bl.a. afgrødetyper samt de aktuelle vejrforhold. For at opnå en vurdering af middeleffekten af vådområderne, der er uafhængig af de enkelte års afgrøder og vejr, er der lavet en NLES udvaskningsberegning baseret på dyrkningspraksis for 2017, som er gennemregnet for hele perioden 1990-2010. Dvs. dyrkningspraksis, afgrøder og gødskning, er holdt fast,

men der anvendes aktuelle vejrdato for de enkelte år. Ved efterfølgende at beregne middeleffekten på tværs af alle årene, fjernes variationerne relateret til de aktuelle vejrforhold. På grund af homogenitetsbruddet i nedbørsdata som beskrevet i afsnit 0, anvendes vejrdato fra perioden 1990-2010. Det forventes, at variationen i nedbørsforholdene for denne periode ligeledes er repræsentativ for perioden efter 2010.

Scenarier

Der er beregnet to scenarier for fjernelse af kvælstof i restaurerede vådområder i oplandene til de 4 dyb i vadehavet. Det ene scenarie er med en høj fjernelsesrate på hhv. 120 kgN ha⁻¹ år⁻¹ for sandjorde og 190 kgN ha⁻¹ år⁻¹ for lerjorde og det andet scenarie er med lavere fjernelsesrater svarende til halvdelen af fjernelsesraterne fra det høje scenarie (hhv. ca. 60 og 95 kgN ha⁻¹ år⁻¹). De høje rater svarer til det krav, der var til effekten af restaurerede vådområder i vandmiljøplan 2. For at opnå de høje effekter, skal vådområderne etableres på arealer med størst potentiale for kvælstofreduktion. Det vurderes ikke, at det er realistisk, at alle restaurerede vådområdearealer i fremtidige projekter vil kunne opfylde betingelserne for disse høje fjernelsesrater, lige som N-fjernelseskravet i dag også er langt mindre end til vandmiljøplan 2. Den oprindelige høje rate er desuden baseret på en antagelse om at forholdet imellem kvælstoftilførslen og størrelsen af vådområdet er optimeret, således at kvælstoffjernelsen kan blive tilstrækkeligt stor. Denne antagelse vil ikke være opfyldt for alle fremtidige vådområder, da det vil være nødvendigt at inddrage områder fx større vådområder hvor fjernelse pr hektar er mindre. Scenariet med den lave kvælstoffjernelsesrate er således ikke baseret på overvågningsdata men på en forventning om at kvælstoffjernelsen i større områder og områder med relativt lave tilførsler vil være lavere end i de overvågede vådområder. I Hoffmann m.fl. (2020) angives kvælstoffjernelsesrater på 136±83 kgN ha⁻¹ år⁻¹ for genetablerede vådområder med dræn- eller grøftevand og for ådals projekter 188±97 kgN ha⁻¹ år⁻¹. Forventningen er at den gennemsnitlige fjernelse vil ligge i den lave ende af disse intervaller. Scenarierne er desuden baseret på et kort over, hvor der potentielt kan etableres vådområder. Hver enkelt kommune har ud fra dette kort vurderet, hvor stor en andel af arealet i hver enkelt kommune det er realistisk at etablere vådområder senest i år 2050. Der er således generelt ikke udpeget specifikke arealer med et højt kvælstoffjernelsespotentiale, men alene vurderet hvor stor en andel af det potentielt mulige areal der realistisk set vil blive anvendt til etablering af vådområder.

Kortet over de potentielle vådområder (Figur 4) tager udgangspunkt i kortet "extended wetlands" (Greve et al., 2008). Ud fra dette kort er der sorteret en række områder fra af forskellige årsager. Med baggrund i resultatet fra NKM er ID15-oplande med kvælstoftab på mindre end 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹ sorteret fra med den begrundelse, at der med høj sandsynlighed ikke vil være tilstrækkeligt store mængder kvælstof at fjerne i hovedparten af det pågældende ID15-opland. ID15-oplande med en overfladevandsretention på over 30 % er ligeledes sorteret fra, da disse oplande i forvejen har en forholdsvis stor retention. Områder der ligger i marsken er sorteret fra ud fra det hydrologiske synspunkt, at områderne er meget flade, og der således ikke er højdeforskelle, der kan udnyttes til at transportere vand og kvælstof ind i etablerede vådområder. Desuden har kommunerne sorteret en række områder fra som af forskellige, primært administrative forhold, ikke kan udlægges til vådområder. Der er fravalgt forholdsvis store arealer rundt om lufthavnene i Billund, Esbjerg og Skrydstrup.



Figur 35. Kort over de potentielle vådområder (markeret med gult), hvor fra kommunerne har valgt den andel, de realistisk set mener kan udlægges som vådområder senest i 2050. Oplande til de 4 dyb er angivet sammen med 4. ordens kystoplandsnummeret.

Med udgangspunkt i dette potentielle areal for etablering af restaurerede vådområder (Figur 35) har hver kommune vurderet, hvor stor en andel der forventes etableret som vådområder senest i år 2050 (Tabel 9). Reduktionen af det maksimale potentielle vådområdeareal er sket ved at skalere alle potentielle vådområdearealer indenfor hver kommune ligeligt. Den relative geografiske fordeling af de potentielle vådområderne i de enkelte kommuner bibeholdes således, men er reduceret.

Tabel 9 Procent af potentielt vådområde areal, der forventes etableret vådområder på i 2050

Kommune	Forventet gennemført senest år 2050	
	Procent (%)	Areal (ha)
Varde	50	3817
Billund	10-25 (15 valgt)	459
Esbjerg	50-60 (55 valgt)	6051
Fanø	50-60 (55 valgt)	0
Vejen	80	8565

Tønder	12*	2765*
Haderslev	30	1065
Aabenraa	5	306
Kolding	40	549
I alt		23.578

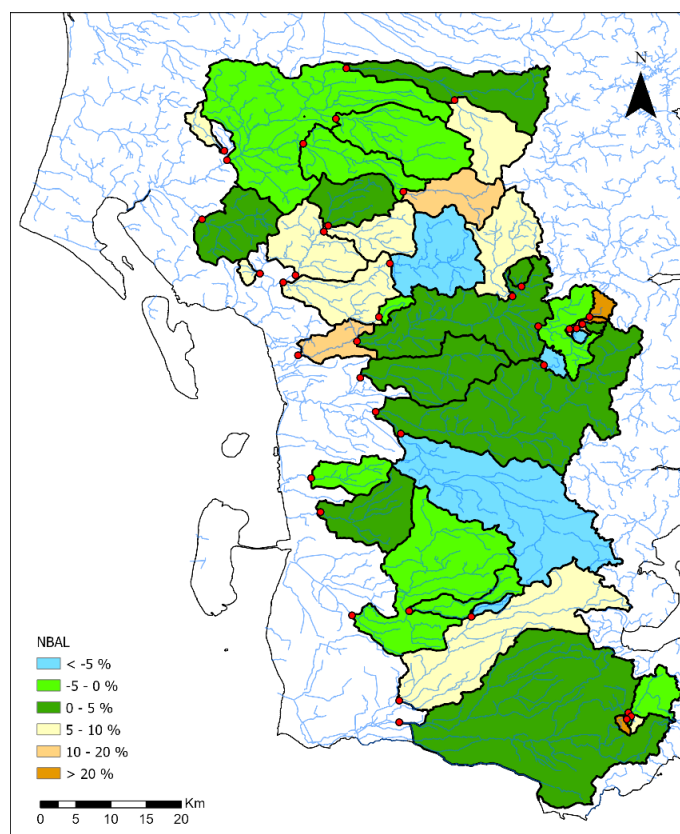
* I NKM er 10 % anvendt areal = 2305 ha

Som for baselineberegningerne, er kvælstoffjernelsen i vådområder samt kvælstoftransporten til kysten beregnet for de to scenarier med hhv. lav og høj kvælstoffjernelsesrate. I begge scenarieberegninger anvendes de udvalgte potentielle områder, og der laves en beregning for en 21 år lang periode, hvorefter den gennemsnitlige årlige kvælstoffjernelse i vådområderne og transporten til kysten beregnes for oplandet til hvert dyb.

Resultater

Kalibreringsresultat

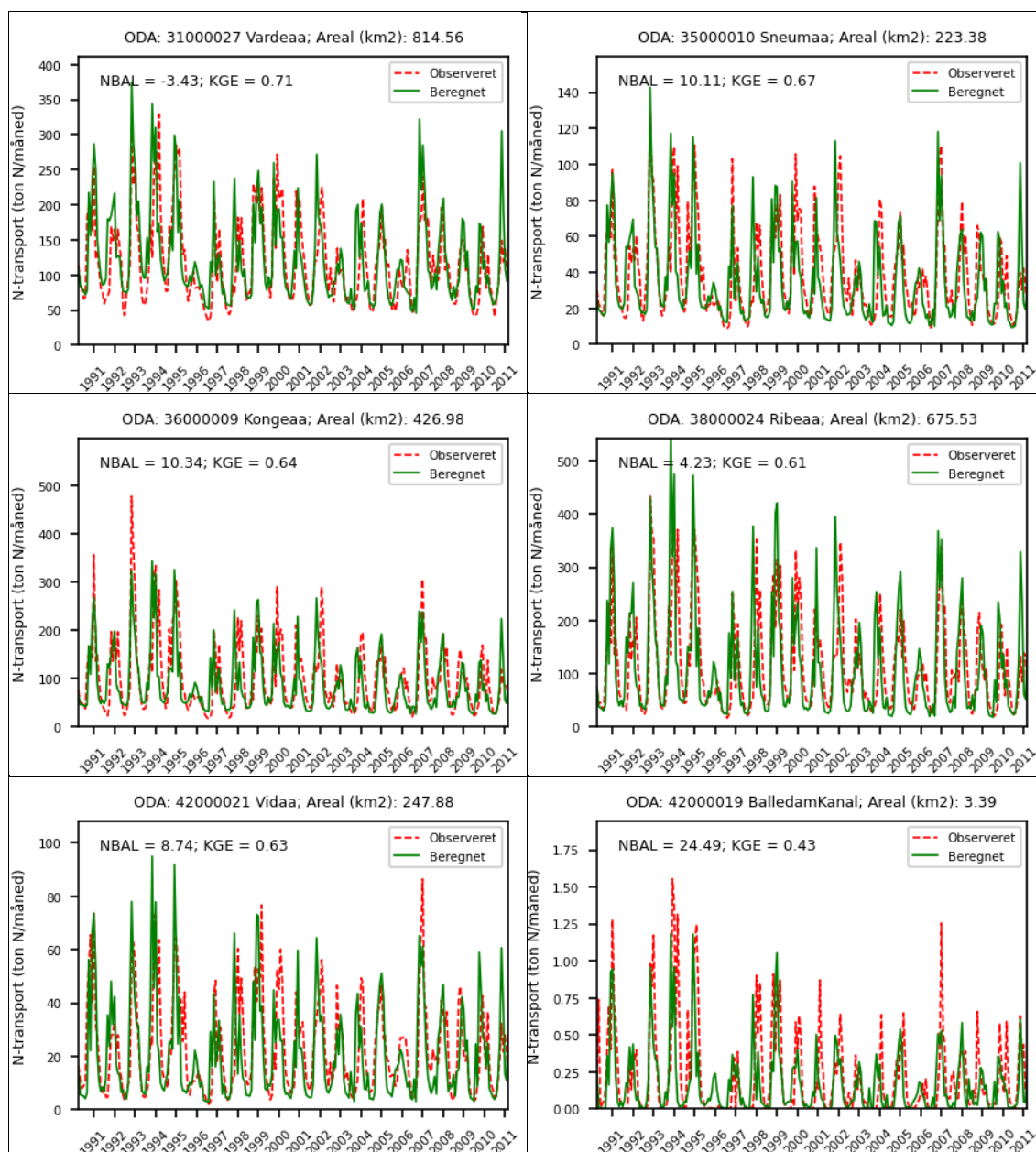
Den kalibrerede models evne til at beregne den samlede N-transport ved målestationerne, udtrykt som NBAL, er vist på Figur 36. Som det fremgår, har de fleste observerede oplande en N-massebalancefejl på mindre end +/- 10%. Der er kun et par oplande med en fejl på lige over 20% og disse oplande er meget små, hvorfor de ikke har stor betydning i forhold til beregning af den samlede effekt ved implementering af vådområder.



Figur 36 Resultat af modelkalibrering angivet ved massebalancefejlen for N-transport (observeret - beregnet) / observeret $\times 100$

Figur 37 viser eksempler på observerede og beregnede tidsserier for udvalgte målestationer i oplandet til Vadehavet. Som det fremgår af figuren, giver modellen en god beskrivelse af den tidlige dynamik ved observationsstationerne, og dermed en god beskrivelse af hvor meget kvælstof der strømmer til vandløb og evt. vådområder i hhv. sommer og vintersæsonerne.

Det samlede kalibreringsresultat for alle stationer, der indgår i kalibreringen, er listet i Tabel 10.



Figur 37. Eksempler på observerede og beregnede tidsrækker for N-transport ved målestationer i Vadehavet.

Tabel 10. Kalibreringsstatistik for alle stationer i oplandet til Vadehavet.

ODA	31000016	31000017	31000021	31000023	31000024	31000027	31000032	31000072	35000006	35000008
NBAL	0.00	-0.01	0.01	-0.04	0.11	-0.03	0.07	0.05	0.06	0.09
KGE	0.61	0.63	0.67	0.63	0.64	0.71	0.42	0.66	0.67	0.64
ODA	35000010	35000011	35000013	35000034	35000003	36000001	36000008	36000009	36000011	36000012
NBAL	0.10	0.08	-0.03	0.05	-0.08	-0.02	0.03	0.10	0.07	0.01
KGE	0.67	0.38	0.55	0.61	0.65	0.73	0.66	0.64	0.68	0.63
ODA	36000015	36000016	36000018	36000029	36000030	38000020	38000022	38000023	38000024	39000001

NBA										
L	0.16	0.27	-0.12	0.24	0.03	-0.10	-0.07	0.01	0.04	0.02
KGE	0.70	0.51	0.54	0.62	0.50	0.64	0.60	0.63	0.61	0.64
	390000	400000	400000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	
ODA	02	01	02	12	16	17	19	21	22	
NBA										
L	0.00	-0.03	-0.03	-0.18	0.03	0.09	0.24	0.09	-0.04	
KGE	0.68	0.64	0.64	0.61	0.65	0.57	0.43	0.63	0.77	

Med genkalibrering af modellen til målestationer i oplandet til Vadehavet, er der opnået en god beskrivelse af N-transporten i oplandet. Modellen giver således mulighed for en vurdering af kvælstofeffekten ved implementering af vådområder i de efterfølgende scenarieberegninger.

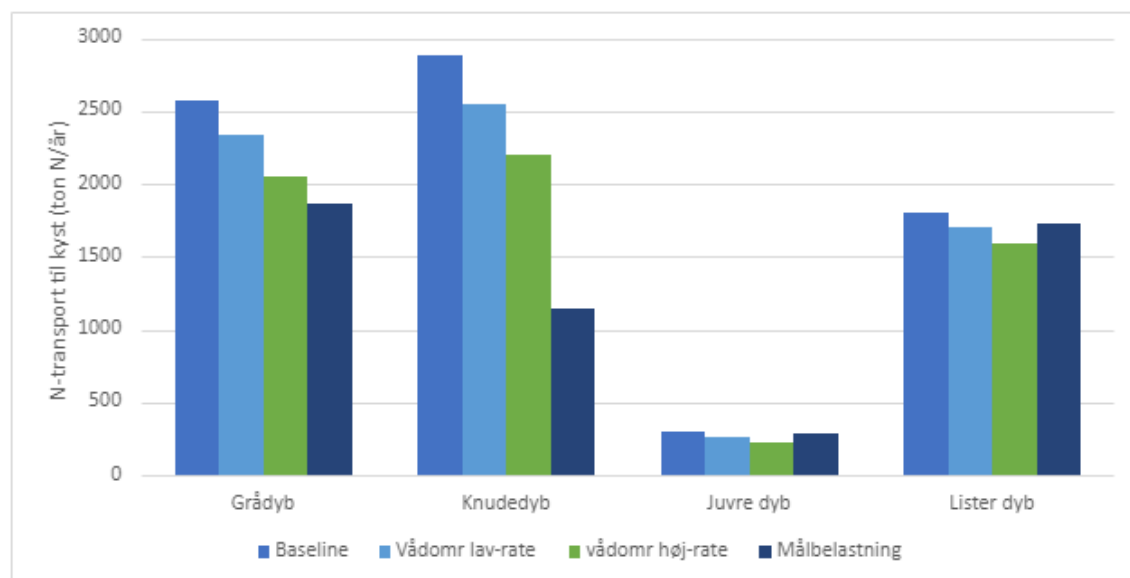
Transport til kyst

Kvælstofretentionen i restaurerede vådområder blev beregnet med NKM for oplandene til hvert af de 4 dyb for de to scenarier med hhv. den høje fjernelsesrate og den lave rate (se afsnit 0). Den gennemsnitlige fjernelse for hvert opland er vist i Tabel 11.

Tabel 11 Kvælstoffjernelse i to vådområdescenarier

	Lavt scenarie (ton N/år)	Højt scenarie (ton N/år)
Grådyb	238	521
Knudedyb	339	691
Juvre dyb	39	81
Lister dyb	99	211

Sat i relation til baseline (minus udledning fra punktkilder direkte til havet) og målbelastningen (Miljøministeriet, 2021) for de fire dyb (Figur 38) ses det, at andelen af indsatsbehovet (baseline belastning – målbelastning) er meget forskelligt imellem de fire dyb (Figur 38).



Figur 38 Kvælstof baseline- og målbelastningen for de 4 dyb og tilførslen ved de to scenarier med hhv. høj- og lav fjernelse i vådområder, ved etablering af områder udpeget i afsnit 0.

Det ses (Figur 38) at den beregnede vådområdeindsats med det mest realistiske lave scenarie for kvælstoffjernelse, vil opfylde målbelastningen i både Juvre dyb og Lister dyb, mens der stadig vil være lang vej til målbelastningen i de to nordlige dyb og specielt i Knude dyb. For Grådyb udgør den beregnede vådområdeindsats ca. 33 % af indsatsbehovet mens den for Knudedyb er ca. 19 %. Det er samtidigt i oplandene til disse to dyb at den kommunale indsats er klart størst set ud fra hvor stor en andel af det

potentielle vådområde areal der tænkes anvendt senest i 2050 (Tabel 9). Med det lave scenarie kan totaltilførslerne til dybene reduceres imellem 6 % (Lister dyb) og 13 % (Juvre dyb).

Der er i kommunernes udvælgelse af områder (% af potentielt vådområdeareal), hvor der forventes at kunne etableres vådområder inden 2050 (Tabel 6) ikke taget højde for til hvilket dyb, områderne er placerede. Der ligger her et lille potentiale for at optimere indsatsen. Således kan kommuner der dækker oplandet til flere dyb, kan prioritere at anlægge relativt mere vådområde areal i opland med størst indsatsbehov. Eksempelvis angiver Esbjerg kommune at der etableres vådområder på omkring 55% af det potentielle areal og kan altså prioritere at udnytte mere end 55 % i oplandet til Knude dyb (som har største indsatsbehov) og mindre end 55 % i oplandet til de andre dyb (primært Grådyb). Der vil endvidere være et mindre ekstra potentiale i ID15-oplande med kvælstoftab $<5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og oplande med overfladevandretention $>30 \%$, som ikke er inkluderet i beregningerne her.

Referencer

- Andersen, R., C. (ed) (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål – Afrapportering til miljøministeriet. Tekniske rapport 21- 40. DMI. ISSN 2445-9127.
- 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.
- Børgesen, C. D., Iversen, B. V., Bach, E. O., & Greve, M. H., (2019). Opdatering af potentialekort for minivådområder med nyt ådalstema, Nr. 2019-760-001215, 18 s., jun. 24, 2019.
- Greve, M. H., Greve, M. B. and Bou Kheir, R., 2008 Mapping the extent of organic soils in Denmark using GIS and legacy soil information, 3rd Global Workshop on Digital Soil Mapping: Bridging Research, Production, and Environmental Applications (cd). 2008.
- Hoffmann, C.C., Audet, J., Baatrup-Pedersen, A., Kudsk, P., Strandberg, B., Bruus, M., Martinsen, L. & Hasler, B. Etablering af Vådområder. I "Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. (red) 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174
<https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- 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.
- Højberg AL, Windolf J, Børgesen CD, Trolborg L, Tornbjerg H, Blicher-Mathiesen G, Kronvang B, Thodsen H & Ernsten V (2015a) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport - Revideret udgave september 2015. GEUS, 111 s.
- Højberg AL, Windolf J, Børgesen CD, Trolborg L, Tornbjerg H, Blicher-Mathiesen G, Kronvang B, Thodsen H & Ernsten V (2015b) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Bilag - Revideret udgave september 2015. GEUS, 402 s.
- Miljøministeriet, 2021. Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027 (Bilag 1). Miljøministeriet. 269 s.
<https://mim.dk/media/226716/vandomraadeplanerne-2021-2027.pdf>
- Ovesen, N.B., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2023. Betydning af skift i instrument-typer til vandføringsmåling ved hydrometristationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Teknisk rapport nr. 258
<http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>
- 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>

Muligheder for reduktion af fosfor fra brinkerosion og andre vandløbsvirkemidler i oplandet til Vadehavet – Kystvandråd Vadehavet

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 16. december 2023 | **69**

Datablad

	Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
Kategori:	Rådgivningsnotat
Titel:	Muligheder for reduktion af fosfor fra brinkerosion og andre vandløbsvirkemidler i oplandet til Vadehavet – Kystvandråd Vadehavet
Forfattere:	Hans E. Andersen, Ane Kjeldgaard og Brian Kronvang
Institution:	Ecoscience, AU
Faglig kommentering:	Jørgen Windolf
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Rekvirent:	Varde Kommune
Ekstern kommentering:	Teknikergruppe under kystvandrådet. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/N2023_69_komm.pdf
Bedes citeret:	Andersen, H.E., Kjeldgaard, A. & Kronvang, B.. 2023. Muligheder for reduktion af fosfor fra brinkerosion og andre vandløbsvirkemidler i oplandet til Vadehavet – Kystvandråd Vadehavet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 25 s. – Fagligt notat nr. 2023 69 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Foto forside:	Sandfag i Kongeåen, Brian Kronvang
Sideantal:	25



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Indledning

Med "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" af 4. oktober 2021 blev det vedtaget, at indsatsbehovet og håndteringen af det resterende indsatsbehov for fjernelse af kvælstof revurderes i forbindelse med genbesøget af aftalen i 2023/24. Revurderingen vil tage højde for resultater af den "Second opinion", der blev aftalt ifm. med landbrugsaftalen, hvortil projektet "Lokalt funderede analyser" er sat i værk, for at der i udvalgte kystvande gennemføres lokalt funderede analyser, som skal afdække, om der kan findes andre veje til at opnå målopfyldelse, som den er defineret i EU's vandrammedirektiv.

Kystvandrådene har mulighed for at undersøge forskellige typer af virkemidler til reduktion af de tilførte kvælstof- og fosformængder samt andre virkemidler, der kan sikre målopfyldelse, og til undersøgelse af nye eller opdatering af gamle virkemidler med henblik på at udarbejde forslag til et fagligt funderet indsatsprogram, der vil opnå målopfyldelse for kystvandet.

En samlet analyse og evaluering af projektet skal sendes til Miljøstyrelsen. Efter modtagelse gennemgås kystvandrådernes analyser og alternative indsatsprogrammer med henblik på at indgå i den samlede revurdering ("Second opinion"-projektet) af kvælstofreguleringen.

Den primære opgave er at fastlægge, hvilke presfaktorer der udgør de væsentligste udfordringer i forhold til opfyldelse af vandrammedirektivmålet om god økologisk tilstand, og hvad status for disse presfaktorer er. Opgaven er delt i en marin presfaktoranalyse, hvor der ses på, hvilke presfaktorer der er væsentligst at adressere for at opnå målopfyldelse, samt en oplandsanalyse, hvor man ser på status og fremtidig udvikling i stoftransport til vandområderne.

I et projekt omhandlende Vadehavet har Varde Kommune indgået en aftale med Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, om ekspertstøtte til at gennemføre en grundig gennemgang af de relevante deloplande med henblik på at identificere potentialer og virkemidler til reduktion af fosfortilførslen.

Dette notat beskriver de data, som AU har stillet til rådighed for kystvandrådet til arbejdet med at undersøge mulighederne for reduktion af fosfortilførsel fra brinkerosion til Vadehavet. Der er tale om data vedrørende transportveje for diffust fosfortab samt potentialer for og effekter af især brinkerosions fosforvirkemidler. Fosforvirkemidler er interessante da der i mange kystvande er beregnet en vekselkurs mellem fosfor og kvælstof (Erichsen et al., 2021).

Metode

Introduktion

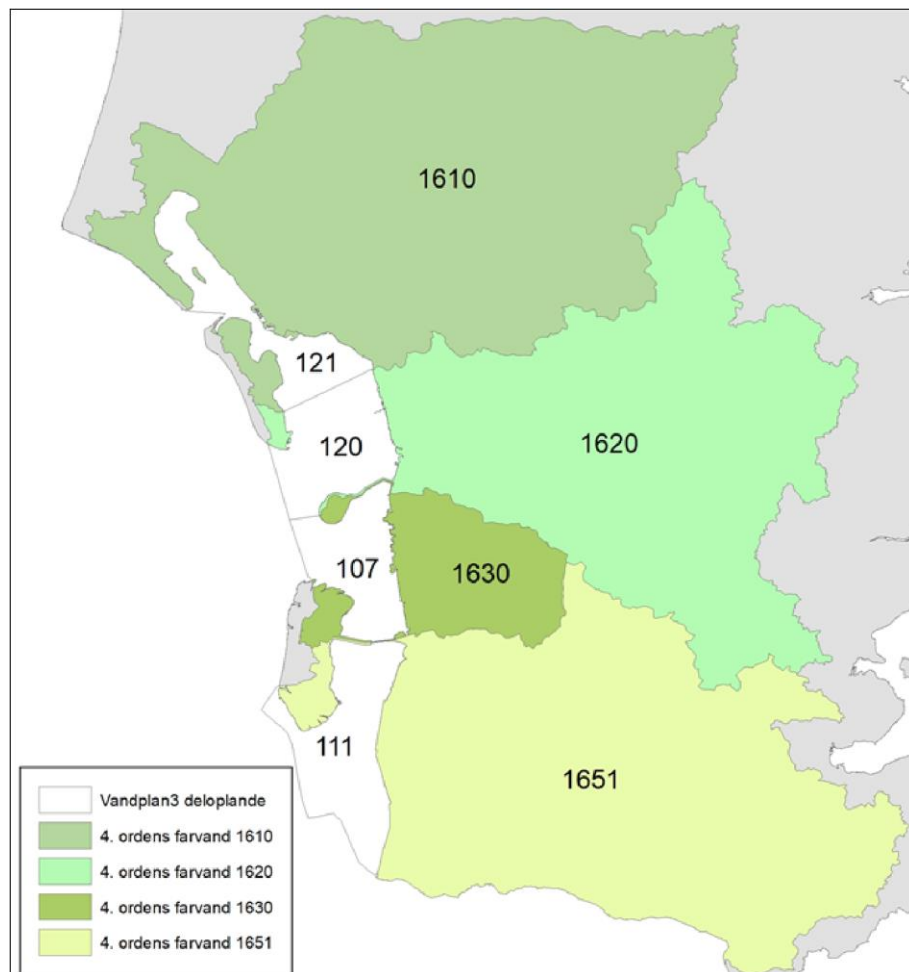
Det er velkendt, at den største andel af fosfortabet fra diffuse kilder kun hidrører fra en mindre del af landskabet – de såkaldte risikoområder. For at have effekt skal virkemidler mod diffust fosfortab derfor målrettes mod disse risikoområder. Metoden i nærværende projekt består i at kombinere den 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. Som grundlag for formulering af lokalt funderede scenarier beregnes her effekten af, at hele det foreliggende potentiale udnyttes – altså den teoretiske, øvre grænse for reduktion i det diffuse fosfortab.

Alle effekter i form af reduktion af det diffuse fosfortab er opgjort ved vandløbskant. På grund af manglende model for fosforretention i vandløb indregnes der ingen retention af fosfortransporten gennem vandløbssystemet mod kystvand. Alle beregninger rapporteres på ID15-oplandsniveau.

De gennemførte beregninger af fosforeffekter i vandløb er gennemført inden for oplandene til de fire kystvand-deloplande, Grådyb, Knude Dyb, Juvre Dyb og Lister Dyb (figur 2.1). De enkelte ID-numre for henholdsvis kystvand og farvand 4-oplandet fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Oversigt over ID-numre for de fire kystvand deloplande i Vadehavet.

	Grådyb	Knude Dyb	Juvre Dyb	Lister Dyb
ID kystvand	121	120	107	111
ID farvand 4 opland	1610	1620	1630	1651
Oplandsareal (km ²)	1820	1453	284	1878



Figur 2.1. Farvand 4-oplande til de fire kystvand-deloplande i Vadehavet.

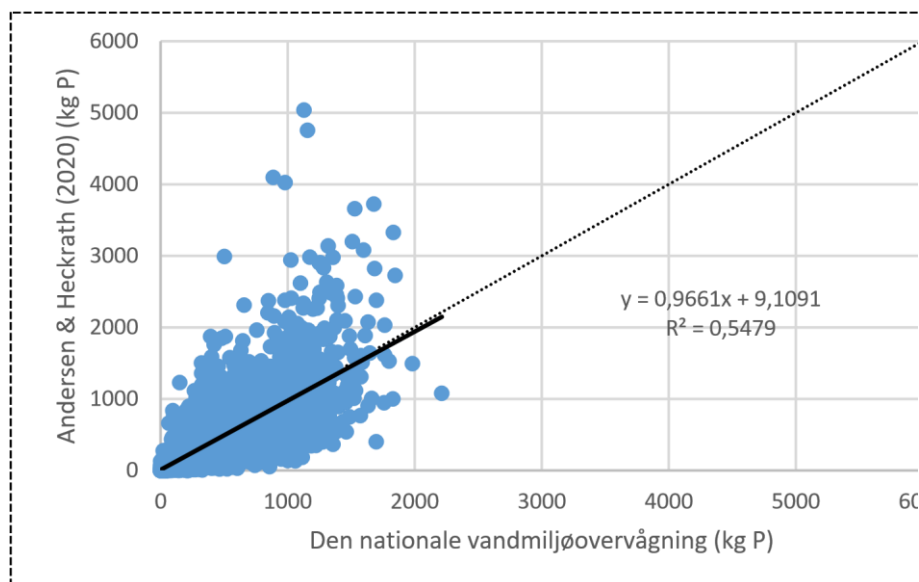
Kalibrering af beregningen af diffust fosfortab på transportveje

Andersen & Heckrath (2020) har kortlagt og beregnet fosfortransporten fra de fem mest betydende diffuse kilder: erosion, udvaskning til dræn, tab gennem makroporer til dræn, tab fra dyrket organisk jord og tab via brinkerosion. Fosfortransporterne er beregnet med en række uafhængige modeller. På nationalt niveau tegner de fem diffuse kilder sig for 94 % af den samlede diffuse fosfortransport. Fosfortab med vinderosion og overfladisk afstrømning samt tab via grundvand fra ikke-drænede marker udgør de resterende 6 %.

I dette projekt er de modelberegneede fosfortab via de fem diffuse transportveje summeret på ID15-oplandsniveau. Efterfølgende er den modelberegneede fosfortransport justeret, så summen for hvert ID15-opland er identisk med 94 % af den diffuse fosfortransport opgjort ifølge den nationale vandmiljøovervågning NOVANA (Thodsen et al., 2023). De resterende 6 % udgøres af fosfortab med vinderosion og overfladisk afstrømning samt tab via grundvand fra ikke-drænede marker, som ikke kunne kortlægges i Andersen & Heckrath (2020).

Der er anvendt et gennemsnit af fosfortransportdata for perioden 2012-2021. Den relative fordeling mellem de fem diffuse transportveje er bibeholdt. Denne justering sikrer, at der er overensstemmelse mellem resultater fra dette projekt opgjort på ID15-niveau og landstal for fosfortab. Figur 2.2 viser et plot af den modelberegneede fosfortransport på ID15-niveau beregnet i Andersen & Heckrath (2020) før justeringen mod den tilsvarende fosfortransport beregnet i den nationale vandmiljøovervågning. Gennemsnit for de to datasæt er hhv. 387 kg P i Andersen & Heckrath (2020) og 391 kg P i den nationale vandmiljøovervågning. De tilsvarende medianværdier er hhv. 235 kg P og 277 kg P. Som det fremgår af figur 2.2, kan der for det enkelte ID15-opland være stor forskel på de to fosfortransportberegninger, som altså udlignes af justeringen.

Figur 2.2. Diffus fosfortransport (kg P) opgjort på ID15-oplandsniveau i Andersen & Heckrath (2020) plottet mod den tilsvarende diffuse fosfortransport (kg P) opgjort i den nationale vandmiljøovervågning. Identitetslinjen er vist med stiplede signatur, mens tendenslinjen er markeret med fed signatur. Ligningen for tendenslinjen er indsat i figuren.



Potentiale for vandløbsvirkemidler

For alle virkemidler gives i det følgende en kort beskrivelse af mekanisme, effekt og potentiale for anvendelse.

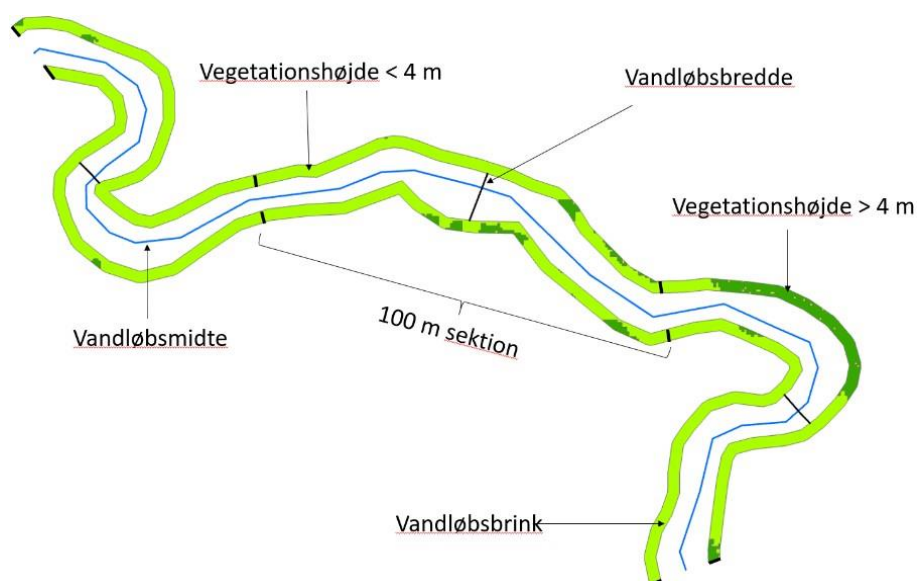
Træer på vandløbsbrinker

Elletræer langs vandløbs brinker har i mange undersøgelser vist sig at medvirke til at stabilisere vandløbsbrinken og dermed reducere brinkerrosionen og tilskuddet af sediment og partikulært bundet fosfor (Kronvang & Larsen, 2023). Træernes rodnet trænger ned i brinken og er dermed med til at holde på jorden i brinken. Derved reduceres den løbende erosion af brinkerne ved vandets kræfter, og desuden fastholdes brinken, så perioden, der går mellem store brinkkollaps, forventes at blive betydeligt forlænget. Elletræer har også mange andre gavnlige effekter, som det f.eks. er beskrevet i Madsen (2013). I artiklen beskrives bl.a., hvordan elletræer, især i de mindre vandløb, vil skygge vandløbet, så vækst af vandplanter (grøde) i vandløbet reduceres om sommeren og dermed også reducerer behovet for grødeskæring for at sikre afvandingen. Træer i bræmmen har også positive effekter for den økologiske tilstand i vandløb ved at reducere vandtemperaturen til gavn for ørred, andre fisk og smådyr. Desuden vil nedfald af blade og grene tilføre organisk stof, som er en fødekilde, og som samtidig giver flere levesteder for smådyr og gode skjulesteder for f.eks. ørredyngel. Træernes rødder er desuden med til at holde underskårne brinker og giver gode levesteder for fisk og smådyr. Træerne lagrer i deres vækst også CO₂ og tæller derfor positivt i klimaregnskabet.

Kronvang & Larsen (2023) har udviklet en metode til beregning af effekten af træer på vandløbsbrinken i forhold til brinkerrosionens størrelse (mm/år). Beregning af effekten kræver information om vandløbs beliggenhed i landskabstype (moræne- eller hedeslettelandskab) og i georegion samt information om vandløbs størrelse (bredde mindre end 2 m, 2-10 m eller større end 10 m). Effekten af træer er en reduktion af brinkerrosion på 27-53 % (Kronvang & Larsen, 2023).

Netto brinkerrosion i alle danske vandløb er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020) opgjort på 100 m vandløbsstrækninger. Kortlægningen indeholder desuden information om vandløbs beliggenhed i hhv. landskabstype og georegion samt vandløbs bredde. Ydermere er vegetationen i en 2 m's zone på hver side af vandløbet kortlagt og inddelt i hhv. lav vegetation (græs, urter, mindre buske) og høj vegetation (træer) (figur 3.1). Potentialet for træplantning på vandløbsbrinker udgøres således af de vandløbsstrækninger, hvor der for nuværende er lav vegetation.

Figur 3.1. Opdeling af vandløb i 100 m-strækninger samt klassificering af vegetationshøjder i brinkzonerne.



Sandfang

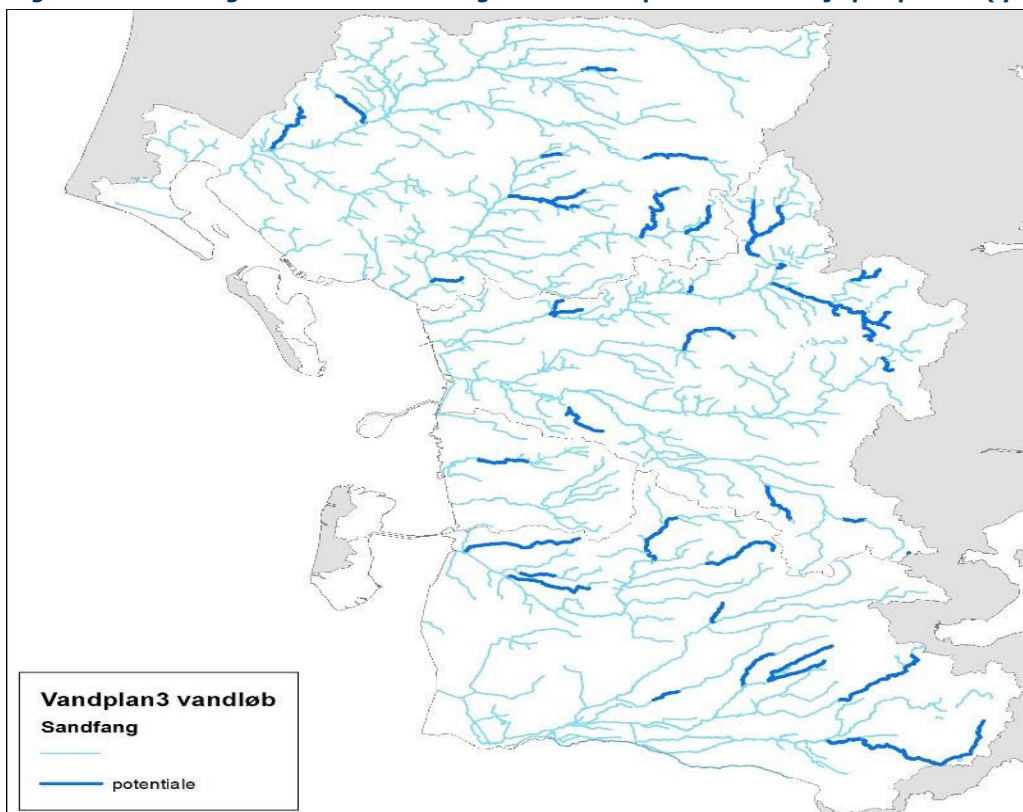
Et sandfang anlægges ved at udvide vandløbets bredde og dybde på en kort strækning. Derved nedsættes vandets hastighed, og sandet transporteres ikke igennem sandfanget under almindelige afstrømningsforhold. Som tommelfingerregel udvides vandløbets bundbredde til 2-3 gange normal bredde, og bunden sænkes til ca. 1 m under normal bund. Sandfangets længde graves til ca. 10 gange vandløbets bredde, afhængigt af sandtransportens størrelse (Wandall et al., 2000).

For at bevare sin funktionalitet skal sandfanget jævnlige tømmes for aflejret sediment. Sedimentet indeholder fosfor, hvorfor sandfang har en reducerende effekt på fosfortransporten i vandløbet. I en undersøgelse af sandfangs effekt på fosfortransport i vandløb (Andersen & Nilsson, 2023) er det vist, at den gennemsnitlige størrelse af et sandfang er 75 m², men med stor variation, og at sedimentfjernelsesraten (m³ m⁻² år⁻¹) varierer mellem georegioner: georegion 2 (Nordjylland) 1,1 m³ m⁻² år⁻¹, georegion 3 (Vestjylland) 0,5 m³ m⁻² år⁻¹, øvrige georegioner 0,3 m³ m⁻² år⁻¹. Der er ikke statistisk signifikant forskel mellem georegioner på sedimentets volumenvægt (gennemsnit 1,41 kg l⁻¹) eller sedimentets indhold af totalfosfor (gennemsnit 221 mg P kg⁻¹ TV⁻¹).

Fosforeffekten af et sandfang findes ved først at gange arealet af sandfanget med sedimentfjernelsesraten. Det beregnede sedimentvolumen omsættes til en vægt ved at gange med volumenvægten (gennemsnit 1,41 t m⁻³). Den mængde fosfor, der fjernes med sedimentet, findes ved at gange sedimentets fosforkoncentration (gennemsnit 221 mg P kg⁻¹ = 0,221 kg P t⁻¹) med vægten af sedimentet. Et sandfang med en størrelse på 75 m² beliggende i Nordjylland vil således kunne fjerne ca. 26 kg P år⁻¹ fra vandløbet, mens de tilsvarende tal for sandfang af samme størrelse i hhv. Vestjylland og i de øvrige georegioner er ca. 12 kg P år⁻¹ og ca. 7 kg P år⁻¹.

Sandfang kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Der er således ikke nogen teoretisk øvre grænse for mængden af sandfang. Der findes allerede mere end 1000 sandfang i danske vandløb (Andersen & Nilsson, 2023). Som potentiale for etablering af nye sandfang er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (figur 3.2) (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

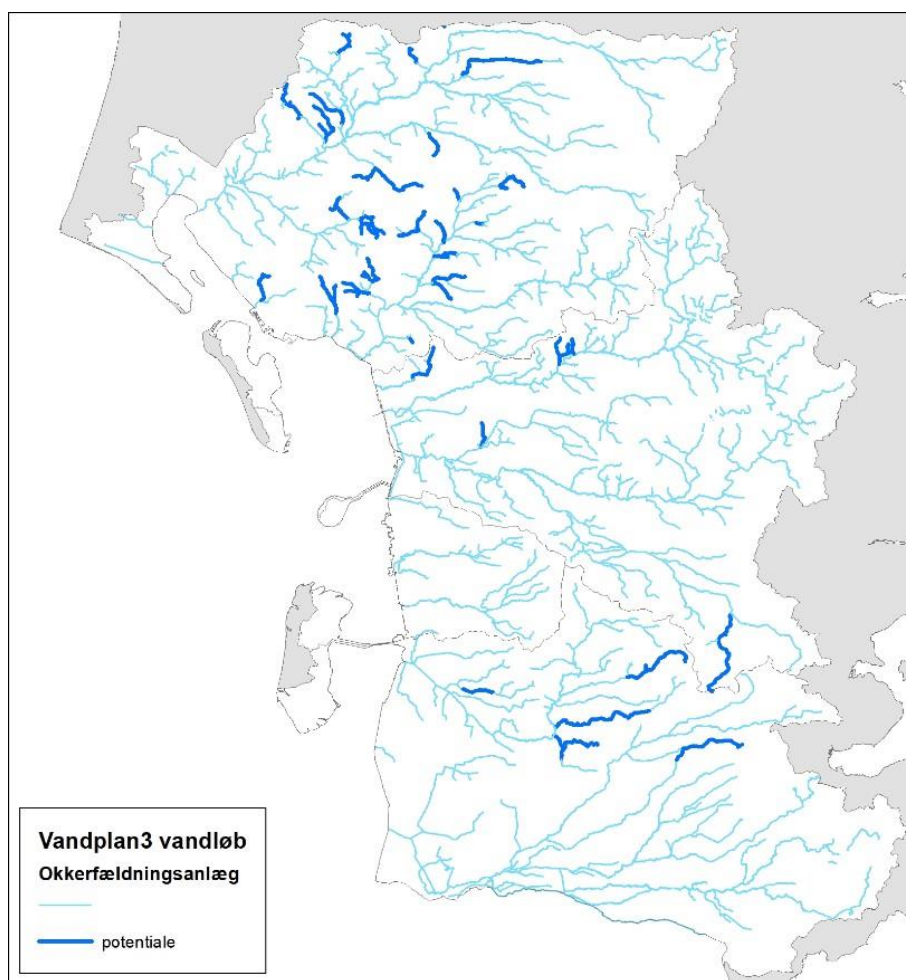
Figur 3.2. Placering af foreslåede sandfang i vandområdeplanerne for tredje planperiode (lyseblå linjer).



Okkerfældningsanlæg

Okkerfældningsanlæg er gravede damme med åbent vandspejl eller lavvandede grødefyldte bassiner, som er etableret på mindre vandløb med henblik på at ilte opløst ferro-jern og tilbageholde partikulært ferrijern. Der er i dag etableret over 100 anlæg i okkerpotentielle afstrømningsområder i Vest- og Sønderjylland (DHI, 2014). Anlæggene har typisk et areal på 0,5-2,5 ha. Fosfor, som transporteres i vandløbssystemet, kan tilbageholdes sammen med partikulært jern (ferrioxhydroxider) i anlæggene, og dermed nedsætter de også transporten af total-fosfor til nedstrøms recipienter. Okkerfældningsanlæg er beslægtede med minivådområder og kan som disse placeres, så de opsamler drænudløb. Effekten på reduktion af fosfortransport er $140 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Andersen et al., 2020). En gennemgang af publicerede okkerfældningsanlæg viser en gennemsnitlig størrelse af et anlæg på 1,0 ha. Denne størrelse er anvendt i beregning af fosforeffekten af okkerfældningsanlæg i nærværende projekt. Okkerfældningsanlæg etableres kun i okkerpotentielle områder som lavbundslande i Vest- og Sønderjylland. Disse områder vurderes at udgøre 300.000 ha svarende til 10 % af Jyllands areal (Kjærgaard & Forsmann, 2014). Som potentiale for etablering af nye okkerfældningsanlæg er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (figur 3.3) (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 3.3. Placering af foreslåede okkerfældningsanlæg i vandområdeplanerne for tredje planperiode (lyseblå linjer).



Mindre strækningsbaserede restaureringer af vandløb

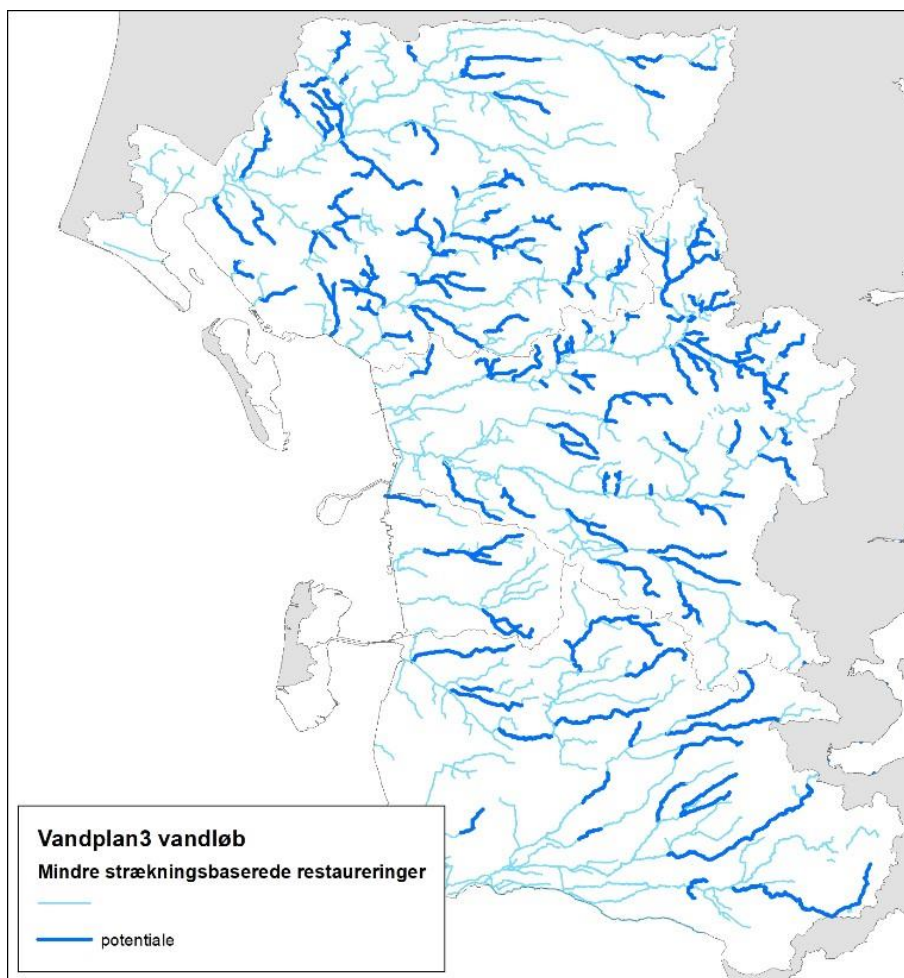
Mindre, strækningsbaserede restaureringer kan ifølge Miljøministeriet (2021) omfatte udlægning af groft materiale, udskiftning af bundmateriale, hævning af vandløbsbunden uden genslyngning og plantning af træer langs vandløb. Vi har ikke mulighed for at estimere en eventuel effekt på fosfortransporten i vandløb af hhv. udlægning af groft materiale og udskiftning af bundmateriale. Plantning af træer langs vandløb behandles i nærværende projekt som et selvstændigt virkemiddel mod fosfortab ved brinkerosion. Hævning

af vandløbsbunden har også en reducerende effekt på brinkerosion ved at mindske den flade, der kan eroderes.

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerosion af en hækning af vandløbsbunden beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter hækning af bunden. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, hvor bunden hæves. I nærværende projekt er der beregnet effekt af hækning af vandløbsbunden for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0-2 m), mellemstore vandløb (2-10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at vandløbsbunden hæves, for at der kan fremkomme en effekt for brinkerosion. Da det pga. dyrkningsinteresser ikke er ønskeligt at hæve vandløbsbunden i vandløb i oplandet til Vadehavet, kan der derfor ikke beregnes en effekt på brinkerosion af de strækningsbaserede restaureringer i Vandområdeplaner 2021-2027 (VP3) 3 (se tabel 4.2).

Mindre strækningsbaserede restaureringer kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Der er således ikke nogen teoretisk øvre grænse. Som potentiale for etablering af nye strækningsbaserede restaureringer er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (figur 3.4) (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 3.4. Placering af foreslåede mindre strækningsbaserede restaureringer i vandområdeplanerne for tredje planperiode (lyseblå linjer).



Genslyngning af vandløb

Genslyngning af vandløb med naturligt forløb kan foretages med det formål, at vandløbets naturlige morfologiske processer kan udfoldes (Miljøministeriet, 2021). Genslyngning medfører et længere vandløb, hvorved et større brinkareal kan udsættes for erosion. Ydermere er brinkerosionsraten (antal mm eroderet

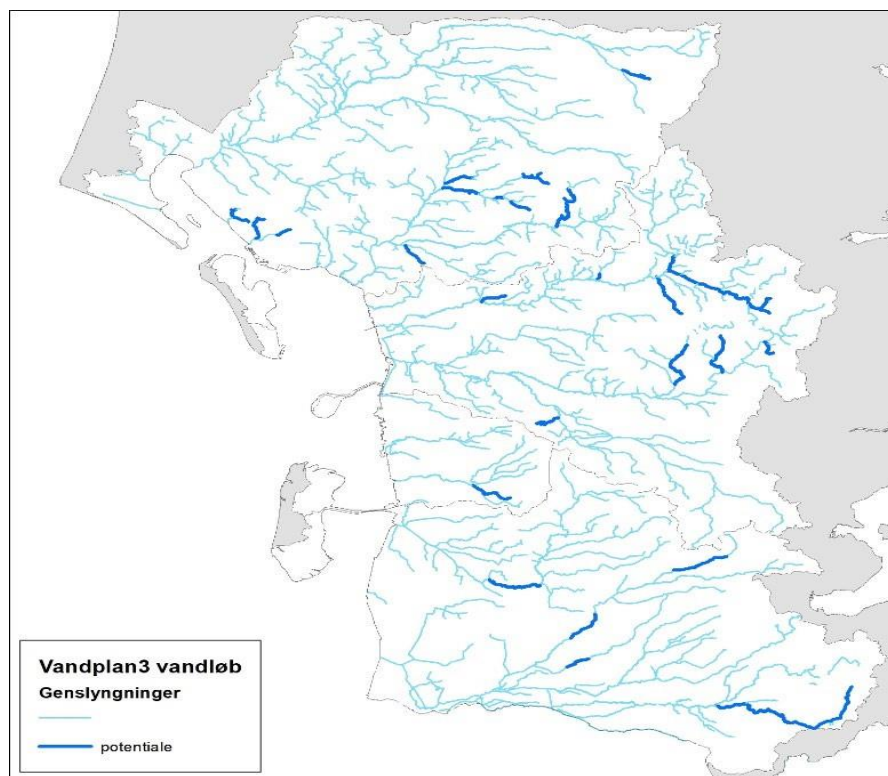
brink per år) for vandløb på hedeslette markant større for slyngede vandløb end for udrettede vandløb (Kronvang & Larsen, 2023).

Genslyngning af vandløb kan derfor suppleres med hævnning af vandløbsbunden, ændret brinkhældning eller plantning af træer på brinken for at reducere brinkerosion og det alt andet lige øgede fosfortab ved genslyngning.

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerosion af en genslyngning af vandløbet beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter genslyngning. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, der genslynges. I nærværende projekt er der beregnet effekt af genslyngning af vandløb for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0-2 m), mellemstore vandløb (2-10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at slyngningsgraden er 1,4, og at brinkanlæg før genslyngning er 1:1, mens det efter genslyngning er 1:1,25 og med anlæg i indersiden af meanderbuer på 1:3, samt at vandløbsbunden hæves. I de planlagte genslyngningsprojekter under VP3 er det ikke ønskeligt med hævnning af vandløbsbunden i projekter med genslyngning. Det er også uvist, hvad vandløbsstrækninger anlægges med af slyngningsgrad, så der er som konsekvens heraf ikke foretaget beregninger af effekter for brinkerosion og fosfor af disse indsatser.

Genslyngning kan principielt foretages på alle udrettede vandløb. Som potentiale for genslyngning er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (figur 3.5) (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 3.5. Placering af foreslåede genslyngninger af vandløb i vandområdeplanerne for tredje planperiode

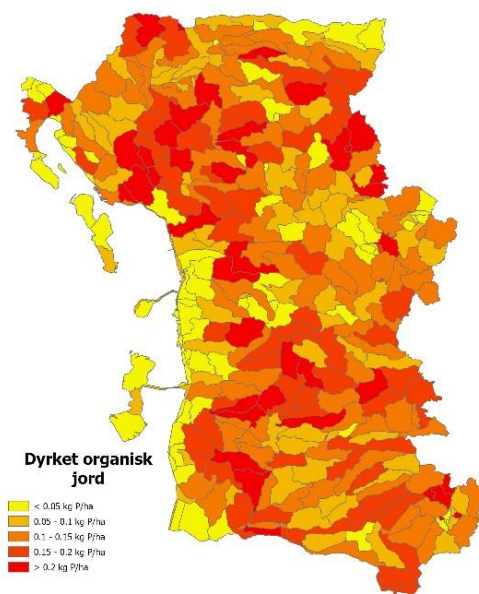
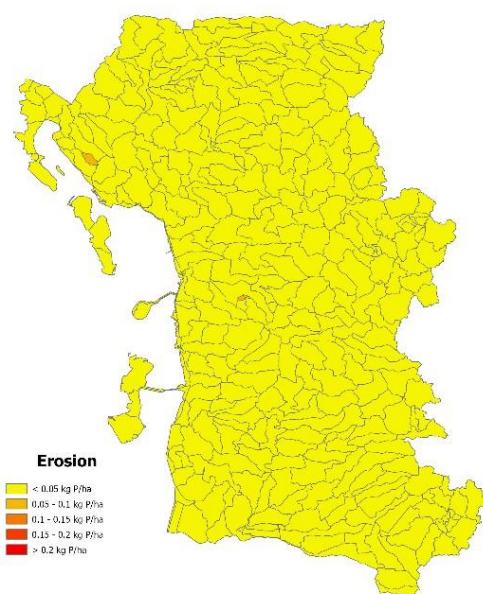
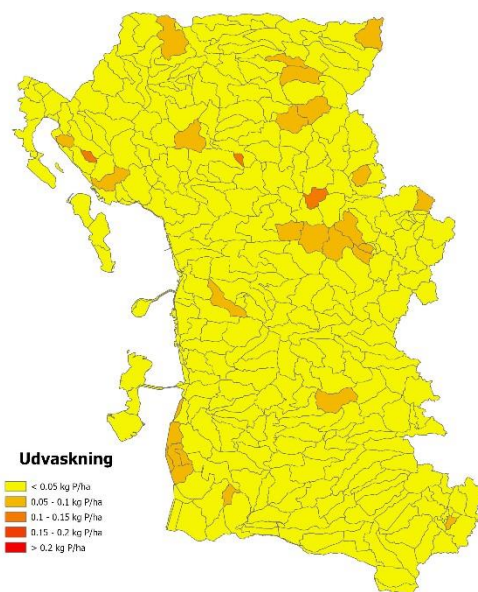
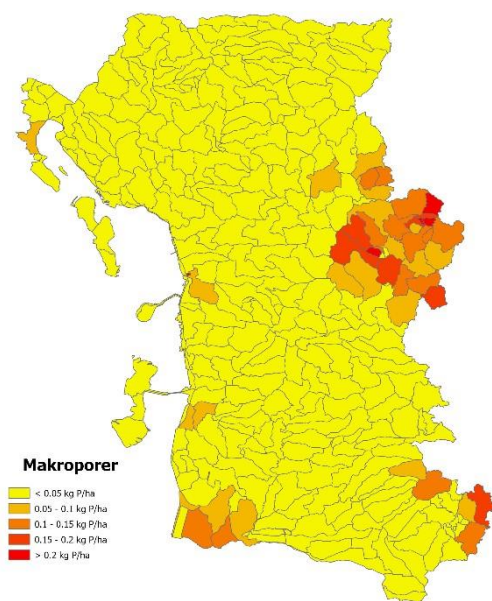


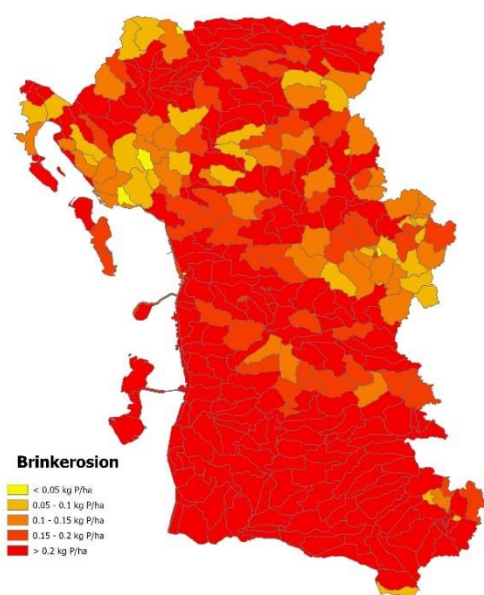
Fosforeffekter af brinkerosion og planlagte indsatser under Vandplan 3

Transportveje for fosfor

I figur 4.1 er fosfortabene ad de fem transportveje vist på ID15-oplandsniveau i oplandet til Vadehavet. Tabene er arealvægtede (kg P/ha) og vist med samme legende for at lette sammenligning mellem

transportveje og oplande. De viste fosfortab er, som beskrevet i afsnit 2.2, tilpasset resultaterne fra den nye total-fosfor-model, som anvendes i NOVANA-opgørelser af fosfortransport og -belastninger af kystvande.





Figur 4.1: Arealvægtet tab af fosfor (kg P/ha) via hhv. makroporer, udvaskning, erosion, dyrket organisk jord og brinkerosion opgjort på ID15-oplandsniveau.

Effekter af vandløbsvirkemidler mod diffust fosfortab

Antallet af tiltag med restaurering af vandløb mv. og kilometer vandløb i forskellige størrelseskategorier i de fire farvand 4-oplande til Vadehavet er vist i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Antallet af tiltag og/eller antal km vandløb med mulighed for tilplantning med træer langs vandløb opgjort på farvand 4-niveau til Vadehavet.

	Grådyb (ID=121)	Knude Dyb (ID=120)	Juvre Dyb (ID=107)	Lister Dyb (ID=111)
	<i>Antal anlæg, hvor ingen enhed er tilknyttet</i>			
Planlagte okkeranlæg VP3	24	5	0	7
Effekt af mindre strækingsbaserede restaureringer	264 km	245 km	34 km	187 km
Planlagte genslyngninger i VP3	5,5 km	14,6 km	0 km	0 km
Planlagte sandfang VP3	15	18	1	13
Plantning af træer langs vandløb < 2 m (max potentiale)	1098 km	636 km	280 km	492 km
Plantning af træer langs vandløb 2-10 m (max potentiale)	781 km	1001 km	356 km	2307 km
Effekt af plantning af træer langs vandløb > 10 m (max potentiale)	Teknikergruppen og kystvandrådet har Ikke ønsket træer langs store vandløb.			

Den beregnede reduktion i diffust fosfortab ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialet vist i tabel 4.1 er beregnet og vist for alle virkemidler i tabel 4.2.

Tabel 4.2. Reduktion i tilførsel af fosfor til kystvande i Vadehavet ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialer opgjort på farvand 4-niveau til Vadehavet.

	Grådyb (ID=121)	Knude Dyb (ID=120)	Juvre Dyb (ID=107)	Lister Dyb (ID=111)
	ton P/år	ton P/år	ton P/år	ton P/år
Effekt af planlagte okkeranlæg i VP3	3,4	0,70	0	0,96
Effekt af mindre strækingsbaserede restaureringer*	0	0	0	0
Effekt af planlagte genslyngninger i VP3**	-	-	-	-
Effekt af planlagte sandfang i VP3	0,18	0,22	0,01	0,16
Effekt af plantning af træer langs vandløb < 2 m (maks. potentiale)	3,2	1,6	0,42	0,88
Effekt af plantning af træer langs vandløb 2 – 10 m (maks. potentiale)	9,2	9,5	1,9	19,6
Sum effekt	16,0	12,0	2,3	21,6

*Der kan ikke forventes en P-effekt af de mindre strækingsrelaterede restaureringsprojekter i vandløb under VP3 pga. manglende bundhævning i vandløb.

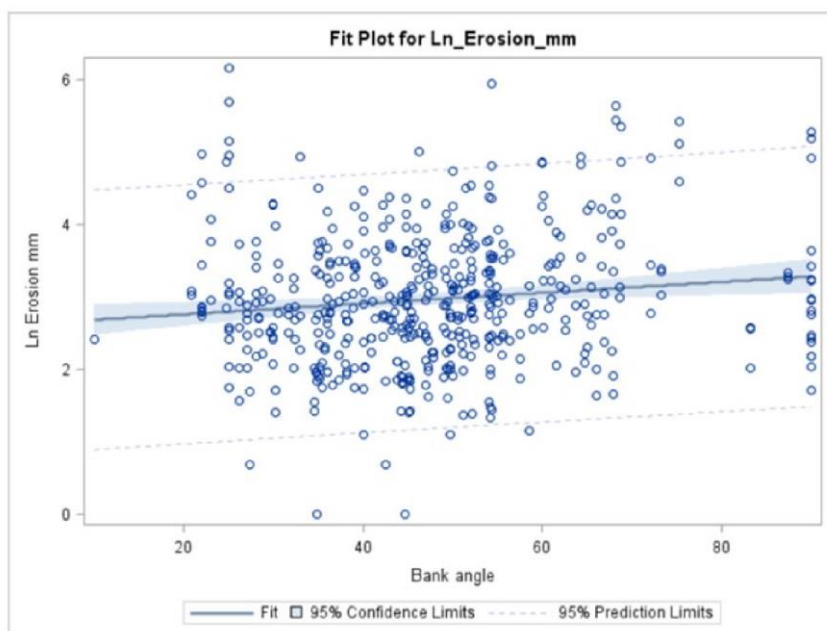
**Der er ikke beregnet effekter af planlagte genslyngningsprojekter i vandløb pga. usikkerhed om udformning af de enkelte projekter.

Scenarier for fosforvirkemidler

Anlæggelse af brinker med mindre hældning (anlæg)

En anden mulighed for reduktion af fosfortab ved brinkeroseion er at lægge brinkerne ned, dvs. anlægge dem med en lavere hældning end i dag. De fleste vandløb har i dag et anlæg omkring 1:1,5 til 1:2, men ved at anlægge brinkerne med anlæg 1:3-1:4 vil man kunne opnå en reduktion i fosfortabet fra brinkerne. I Kronvang et al. (2022) er der opstillet en sammenhæng mellem brinkers hældning og omfanget af brinkeroseion (figur 5.1). Denne sammenhæng viser som forventet, at erosionen stiger med stigende hældning af brinken. En ændring i brinkens hældning fra f.eks. anlæg 1:1 til anlæg 1:2 vil reducere brinkeroseionen med ca. 12 %, mens en ændring fra anlæg 1:1 til anlæg 1:3 vil reducere erosionen med ca. 18 %. Ændring af anlæg vil kunne forventes at medføre en tilsvarende reduktion i fosfortabet fra brinkeroseion. Potentialet ved at lægge brinkerne ned for små og mellemstore vandløb er vist (tabel 5.1). I beregningen af effekt er der ikke medregnet en sedimentationseffekt, da der kan forventes at blive tilbageholdt fosfor på sediment, der med tiden aflejres på de nye fladere brinker.

Figur 5.1. Sammenhæng mellem brinkens hældning og målt gennemsnitlig brinkerosion i Odense Å (erosion på y-aksen er logaritmetransformeret med naturlig logaritme). Hvert punkt er en observation fra et brinkplot, hvor der var installeret erosionspinde fra bunden til kronekant (N=491; $P < 0,005$).



Tabel 5.1. Effekt af at lægge vandløbsbrinker ned, dvs. etablere brinker med et lavere anlæg (mindre hældning). Beregning er her for ændring fra anlæg 1:1 til anlæg 1:2 eller 1:3.

	Grådyb- opland	Knude Dyb- opland	Juvre Dyb- opland	Lister Dyb- opland
Km små vandløb (< 2 m bredde)	1098	636	280	492
Effekt af at lægge brinker ned på begge sider (ton P/år)	0,8-1,2	0,4-0,6	0,10-0,15	0,2-0,3
Km mellemstore vandløb (2-10 m)	781	1001	356	2307
Effekt af at lægge brinker ned på begge sider (ton P/år)	2,3-3,5	2,4-3,7	0,5-0,7	4,8-7,1

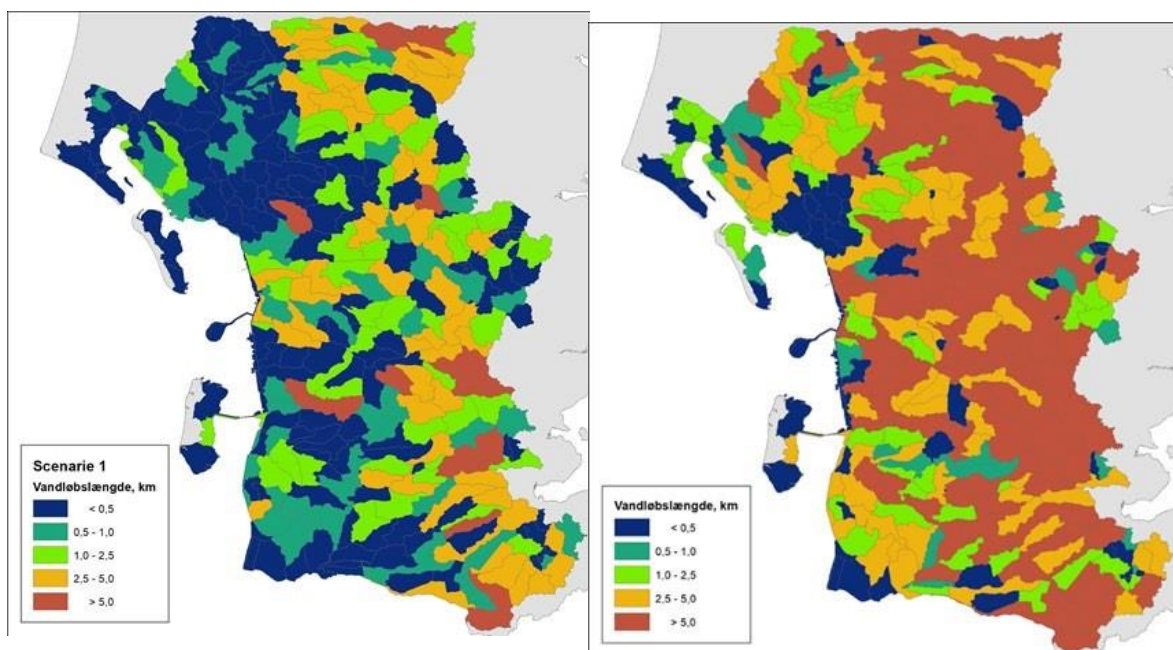
Scenarier for træplantning langs vandløb ved fastsættelse af fosfor reduktionsmål

En særskilt analyse af opnåelse af reduktion af fosfortab via brinkerosion er udført for virkemidlet "tilplantning af elletræer langs vandløb". Der er lavet beregninger langs 100 m vandløbsstrækninger for de små og mellemstore vandløb, der har det største modellerede fosfortab. De store vandløb (> 10 m bredde) er udeladt af hensyn til marsken og fugleliv på engene.

I et pilotscenarie er der for hvert farvand 4-opland fastsat et fosforreduktionsmål, som skal opnås ved at plante træer langs vandløb med størst fosfortab ved brinkerosion (tabel 4.4). Det antal km vandløb, som skal tilplantes med elletræer for at nå det fastsatte reduktionsmål for fosfor, er så beregnet og vist i tabel 5.2 for de to størrelsesgrupper af vandløb. I figur 5.2 er det vist, hvor stor en reduktion af fosfor, der kan opnås inden for ID15-oplande i hele oplandet til Vadehavet.

Tabel 5.2. Et eksempel-scenarie for opnåelse af et givet reduktionsmål for tab af fosfor ved brinkerosion ved plantning af elletræer på strækninger med størst brinkerosion i farvand 4-oplande til de fire kystvande i Vadehavet.

	Målscenarier (ton P/år)	Små vandløb (< 2m) (km vandløb)	Mellemstore vandløb (2-10 m) (km vandløb)
Grådyb	Scenarie 1: 4,0 Scenarie 2: 8,0	3,4 38	120 407
Knude Dyb	Scenarie 1: 3,7 Scenarie 2: 7,4	0,1 10	155 487
Juvre Dyb	Scenarie 1: 0, Scenarie 2: 1,0	0 0,2	23 77
Lister Dyb	Scenarie 1: 3,75 Scenarie 2: 7,5	0 0,6	143 388



Figur 5.2. Resultat af gennemførte scenarier for plantning af elletræer langs vandløb for de to reduktionsscenarier vist i tabel 5.2. Figuren viser, hvor mange km vandløb, der skal tilplantes med træer inden for ID15-oplande i scenarie 1 (venstre) og scenarie 2 (højre) for at nå de fastsatte fosforreduktionsmål.

Scenarier for yderligere vandløbsrestaureringstiltag

Nedenfor opsættes og beregnes der fosforeffekter af et minimums- og et maksimumsscenario for udvalgte vandløbsvirkemidler udvalgt af teknikergruppen og kystvandrådet.

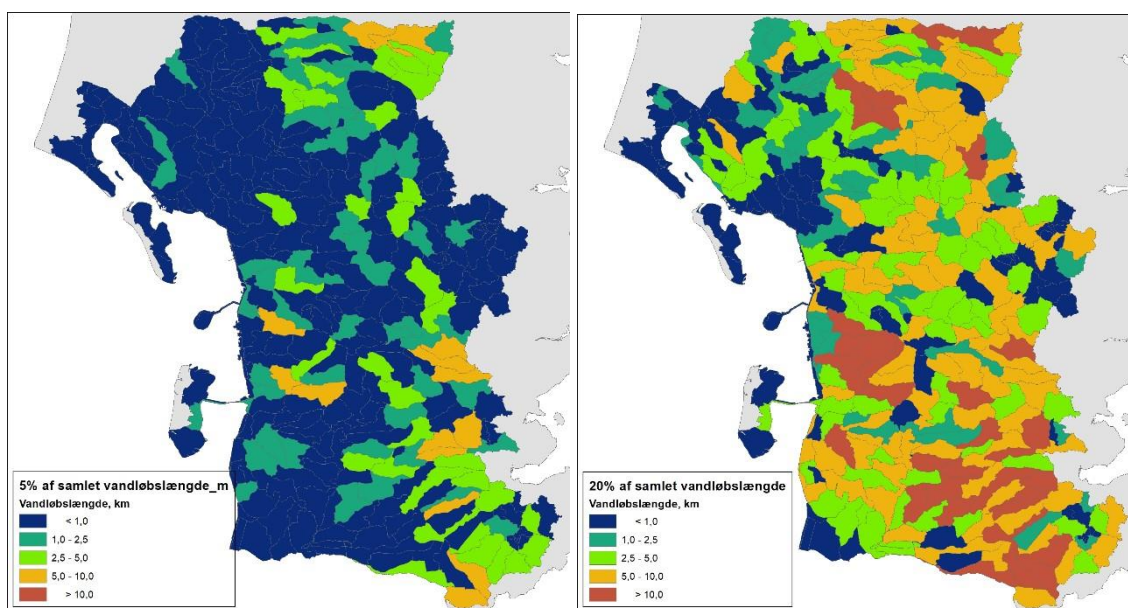
Scenarie for plantning af træer langs vandløb

Kystvandrådet bestilte to nye scenarier for træplantning langs vandløb. Et minimumsscenario med tilplantning af 5 % af de små og mellemstore vandløbsstrækninger og et maksimumsscenario med træplantning langs 20 % af vandløbsstrækninger. I begge tilfælde plantes der i scenariet træer, hvor der opnås størst effekt for reduktion af fosfortab ved brinkerosion. I scenariet opereres der med at efterlade op til 30 % uden træer langs de enkelte strækninger.

I tabel 5.3 er effekten af træplantning vist i de to scenarier for de fire dyb sammen med det antal km af vandløbsstrækninger, der skal omfattes af scenarierne. Antal km vandløbsstrækninger stiger kraftigt fra 5 % til 20 % scenariet i alle fire dyb, da der opereres med udtag af strækninger med højest effekt først. I figur 5.3 er det desuden vist, hvor mange km vandløbsstrækninger der skal tilplantes med træer i hver ID15.

Tabel 5.3. Scenarie med plantning af træer langs henholdsvis 5 % og 20 % af de små og mellemstore vandløb med plantning på de strækninger, hvor der kan opnås størst effekt i forhold til reduktion af brinkerosion og fosfortab.

	Mål scenarier (%)	Længde af vandløb, som tilplantes (km)	Fuld effekt for fosfor (ton P/år)
Grådyb	5 % tilplantning	94	2,37
	20 % tilplantning	376	5,17
Knode Dyb	5 % tilplantning	82	1,67
	20 % tilplantning	327	4,12
Juvre Dyb	5 % tilplantning	32	0,43
	20 % tilplantning	127	0,90
Lister Dyb	5 % tilplantning	140	2,59
	20% tilplantning	560	6,69



Figur 5.3. Beregnet antal kilometer vandløb der skal inddrages i et 5 % træplantnings scenarie og et 20 % træplantningsscenario i oplandet til Vadehavets fire Dyb.

Okkeranlæg

I forbindelse med opstilling af et scenarie for okkeranlæg blev der gennemført en analyse i Varde Kommune af målinger af jernkoncentrationer i vandløb i oplandet til de fire dyb. Der blev i den forbindelse af teknikergruppen udpeget i alt 36 lokaliteter til etablering af nye okkeranlæg, der er ud over de planlagte i Vandplan 3-indsatserne. Efter en høring i kommunerne i området blev der frasorteret ni okkeranlæg bl.a. pga. nærhed til lufthavn og risiko for kollisioner mellem fly og fugle og etablering af vådområder. En anlæggelse af de tilbageværende 27 antal nye okkeranlæg indgår derfor i et maksimumsscenarie fra kystvandrådet, hvor minimumsscenariet er de 36 okkeranlæg, der er planlagt etableret i forbindelse med VP3 (se afsnit 4.2). I tabel 6.2 er vist effekten af anlæggelse af de nye okkeranlæg i maksimumsscenariet. I dette scenarie er de yderligere okkeranlæg forventet at være mindre end de anlæg, som er planlagt i forbindelse med VP3-indsatserne, da de skal etableres i mindre vandløb. Disse okkeranlæg forudsættes anlagt med en størrelse på ½ ha i scenarieberegningerne for fosfor. Minimums- og maksimumsscenarier fremgår af tabel 5.6.

Tabel 5.4. Antal forventede nye okkeranlæg, som kan etableres i oplandet til de fire Dyb i Vadehavet med angivelse af deres forventede fosforeffekt.

	Antal nye okkeranlæg	Effekt for fosfor (ton P/år)
Grådyb	19	1,33
Knude Dyb	3	0,21
Juvre Dyb	1	0,07
Lister Dyb	4	0,28

Scenarier om randzoner, skovrejsning og mini-vådområder

Fra analyser i projektet 'Second Opinion' under Miljøstyrelsen er der modtaget beregninger for ovennævnte tre virkemidler mod tab af fosfor i oplandet til Vadehavet (Andersen, H.E., pers. kommunikation). Der er tale om data for etablering af 20 m brede randzoner langs vandløb, hvor der er stor risiko for tilførsel af sediment og fosfor fra jorderosion og overfladisk afstrømning.

I tabel 5.5 er vist det fulde potentiale for de tre virkemidler i oplandene til de fire dyb i Vadehavet. I et minimumsscenarie forventes det, at der kan rejses 40 % skov, at halvdelen af alle randzoner reetableres, og at 10 % af mini-vådområder kan etableres. I et maksimumsscenarie påregnes det, at 60 % skov kan rejses, at alle randzoner etableres, og at 30 % af mini-vådområder etableres. Minimums- og maksimumsscenarier fremgår af tabel 5.6.

Tabel 5.5. Beregning af fosforeffekter af planlagte kommunale skovrejsninger, fuld etablering af 20 m brede randzoner ved højrisikomarker for tilførsel af fosfor til vandløb via jorderosion og overfladisk afstrømning samt fuld anlæggelse af mini-vådområder ved udpegede egnede og måske egnede arealer på mini-vådområdepotentialkortet.

	Fuld effekter af skovrejsning (ton P)	Fuld effekt af etablering af randzoner (ton P/år)	Fuld effekt af etablering af mini-vådområder (ton P/år)
Grådyb	0,53	0,03	0,41
Knude Dyb	0,60	0,03	2,58

Juvre Dyb	0,16	0	0,27
Lister Dyb	0,10	0,01	1,47

Opstilling af to scenarier for virkemidler mod diffust fosfortab

Et samlet minimums- og maksimumsscenario for virkemiddelindsatser i oplandene til de fire dyb i Vadehavet er vist i tabel 5.6. Beregningerne er foretaget med de forslag til virkemidler, som er gennemgået i notatet. Der skal foretages en fordeling af effekterne for fosfor på månedsbasis. Til dette er der beregnet en månedsvis fordeling af transporten af suspenderet stof ved to målestationer i oplandet til Vadehavet, nemlig Varde Å, Vagtborg og Brede Å, Brede Bro (figur 5.4). I de to nordlige dyb anvendes derfor månedsfordelingen for Varde Å og i de to sydlige dyb månedsfordelingen fra Brede Å.

Tabel 5.6. Effekter af to scenarier (minimum og maksimum) for virkemidler mod diffust fosfortab i oplandene til de fire dyb i Vadehavet.

	Plantning af træer*	Mini-vådområder**	Skovrejsning***	Randzoner****	Okkeranlæg***** Sandfang*****	Sum	
	Ton P/år						
Grådyb, Min 2,37		0,04	0,26	0,015	3,40	0,18	6,27
Grådyb, Maks. 5,17		0,12	0,32	0,03	4,73	0,18	10,6
Knude Dyb, Min. 1,67		0,26	0,24	0,015	0,7	0,22	3.11
Knude Dyb, Maks. 4,12		0,78	0,36	0,03	0,91	0,22	6,42
Juvre Dyb, Min. 0,43		0,03	0,06	0	0	0,01	0,53
Juvre Dyb, Maks. 0,90		0,08	0,10	0	0,07	0,01	1,16
Lister Dyb, Min. 2,59		0,15	0,04	0,005	1,0	0,16	3,95
Lister Dyb, Maks. 6,69		0,44	0,06	0,01	1,28	0,16	8,64

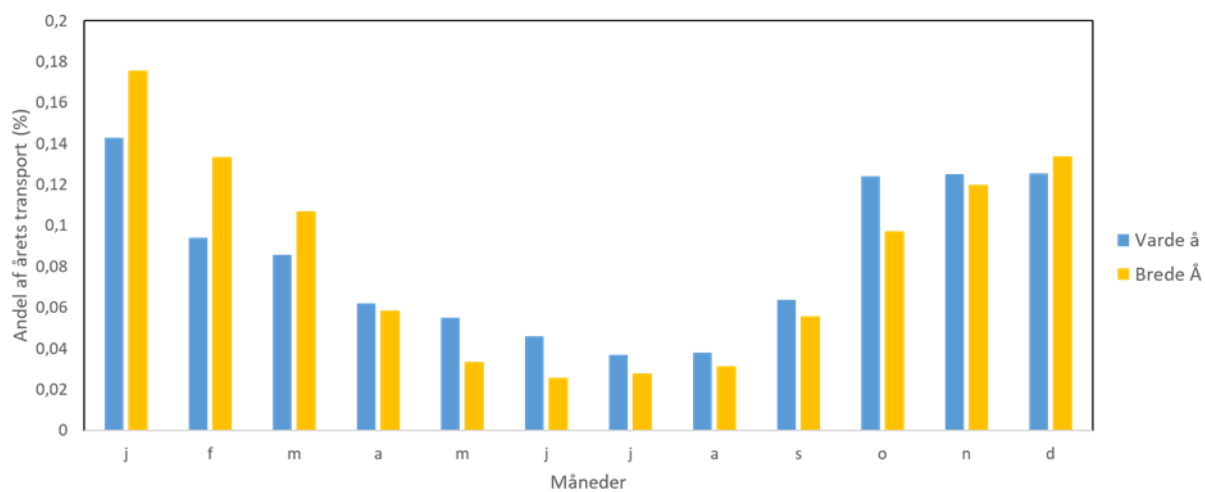
*: Beplantning på 70 % af strækning, Minimum: 5 %; Maksimum: 20 %.

** : Minimum: 10 % af potential; Maksimum: 30 % af potential.

***: Minimum: 40 % af potential; Maksimum: 60 % af potential.

****: Minimum: 50 % af potential; Maksimum: 100 % af potential.

*****: Minimum: VP3; Maksimum: VP3 + 27 ekstra okkeranlæg udpeget fra målinger af jernkoncentrationer i vandløb. *****: Minimum: VP3; Maksimum: VP3



Figur 5.4. Beregnet månedsfordeling af transporten af suspenderet stof i de to vandløb, Varde Å, Vagtborg og Brede Å, Bredebro.

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. & Nilsson, I-E.F. 2023. Fosforeffekt af vandløbsvirkemidler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 108 s. - Teknisk rapport nr. 272

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.

DHI., 2014. Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. Teknisk notat, Naturstyrelsen.

Erichsen, A.C., Timmermann, K., Larsen, T.C., Christensen, J., Nielsen, S.E.B. & Markager, S. 2021 Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027 Management Scenario 2e – Land-based nutrient scenarios (additional Wadden Sea P reductions), DHI report, October 2021, 107 p.

Jensen, H., Egemose, S., Reitzel, K., Martinsen, L & Hasler, B. 2020. Okkerfældningsbassiner. I: 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.

Kjærgaard, C. & Forsmann, D. 2014. Fosforfældningsbassiner. Faglig udregning vedrørende fosforretention i okkerfældningsbassiner som supplerende virkemiddel til P-reduktion. Teknisk rapport fra Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.

Kronvang, B., van't Veen, S., Zak, D., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L. & Hasler, B. 2020. Intelligente Buffer Zoner (IBZ). I: 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.

Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2023. Virkemiddel for brinkerosion og fosfortab ved restaurering af vådområder og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 22 s. - Teknisk rapport nr. 263 <http://dce2.au.dk/pub/TR263.pdf>

Kronvang, B., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L. & Hasler, B. 2020. Målrettede, brede og tørre randzoner. I: 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.

Madsen, B.L. 2013 Elletræet: Mangelfuld viden – eller uvidenhed. Vand og Jord 20,4, s. 163-167.

Munkholm, L., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N. & Jacobsen, B. 2020. Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, -tidspunkt og bearbejdningens intensitet, pløjefri dyrkning. I: 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.

Wandall, K., Levesen, B., Landsfeldt, P & Frandsen, S.B. 2000. Bedre vandløb – en praktisk håndbog. Vejle Amt.

Økonomiske konsekvenser af kvælstofmålsætninger på dyrkningsfladen i kystvandsoplandet til Grådyb

Økonomisk analyse af 4 scenarier for kvælstofindsatser.

Produceret af:

SEGES Innovation P/S
Agro Food Park 15, Skejby
DK 8200 Aarbus N

Rekvirent:

Analyseopgaven er rekvireret af:
Kystvandråd Vadehavet.

Forfattere:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
Søren Kolind Hvid, SEGES Innovation P/S
Flemming Gertz, SEGES Innovation P/S

Kontakt:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
D +45 6155 5783

December 2023

FORMÅL OG BAGGRUND

Analysens formål er at vise omkostningerne ved at lave kvælstofreduktion på dyrkningsfladen. Da det ikke er kendt på forhånd, hvor stor en del der reelt kan løses med kollektive virkemidler såsom vådområder, lavbundsprojekter mv., er der taget udgangspunkt i det samlede indsatskrav fra statens vandområdeplaner bilag 1. Basisscenariet fastlægges ud fra niveauet for målrettede efterafgrøder i 2023, og der laves 4 scenarier med varierende forhold mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen. Indsatsen målt i tons N pr. år er opgjort ved kysten, dvs. retentionen i landskabet er indregnet.

Retention i oplandet kan blive ændret som følge af etablering af vådområder mv. Dette kan påvirke effekten af virkemidler på dyrkningsfladen. Det har ikke været muligt i dette forløb at indregne de specifikke konsekvenser af dette. Der tages derfor forbehold for dette i resultaterne.

Resultatet viser dels hvilke virkemidler der skal tages i brug på bedrifterne i oplandet, og hvad omkostningen er for hver enkelt bedrift ved at leve op til et givent indsatskrav.

Beregning af omkostninger for kvælstofindsats på dyrkningsfladen er baseret på Virkemiddelvælgerens algoritme. For hver bedrift beregnes hvilke virkemidler der er mulige at anvende på dyrkningsfladen i form af efterafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning, præcisionsjordbrug, normreduktion og brak. Virkemidlerne tildeles efter en økonomisk optimering, der sikrer at det altid er den billigste løsning der foreslås til hver bedrift. Beregningerne tager således udgangspunkt i hver enkelt bedrifts normale afgrødevalg og afgrøderækkefølge på markniveau. Metoden til beregningerne er beskrevet i bilag 1 Dokumentation for Virkemiddelvælgeren.

SAMMENDRAG

Meromkostningen på dyrkningsfladen stiger med indsatsen, og den nuværende regulering lægger allerede beslag på en væsentlig del af de billige virkemidler. Dette ses ved at den gennemsnitlige meromkostning, i forhold til nuværende omfang af efterafgrøder (2023), stiger fra 101 til 227 kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen fra scenarie 1 til scenarie 4. Opgjort pr. ha i omdrift er meromkostningen på 90 kr. ved scenarie 1, mens den når op på 1.131 kr. i scenarie 4. Til sammenligning opnåede planteavlsbedrifterne i gennemsnit et resultat efter ejerløn på 555 kr. pr. ha i perioden 2011-2020. Omkostningerne til landmanden er opgjort uden indregning af støtte til målrettede efterafgrøder, da det dermed viser den reelle omkostning. Der er ikke taget stilling til hvordan omkostningen på dyrkningsfladen kan fordeles mellem landmand og stat. I stedet for at sammenligne hvert scenarie med basis, er der yderst til højre i Tabel 1 lavet en beregning af den marginale omkostning mellem hvert scenarie. Den marginale omkostning viser hvad meromkostningen er for at bevæge sig fra et scenarie til et andet, eksempelvis er den marginale omkostning ved at øge indsatsen fra scenarie 3 til scenarie 4 på 407 kr. pr. kg N reduceret.

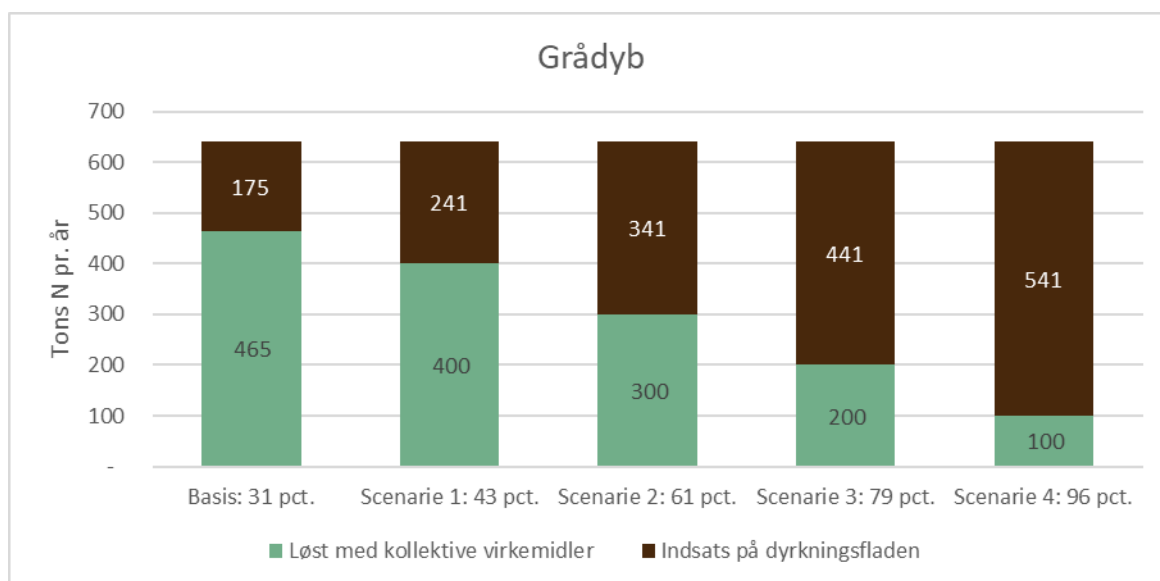
Tabel 1. Meromkostning og marginalomkostning på dyrkningsfladen ved 4 scenarier

	Tons N fjernet med kollektive indsatser	Tons N fjernet pr. år på dyrkningsfladen	Meromkostning, kr./ha	Meromkostning Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen	Marginalomk. Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen
Scenarie 1	400	241	90	101	101
Scenarie 2	300	341	279	124	139
Scenarie 3	200	441	577	160	218
Scenarie 4	100	541	1.131	227	407

FORDELING MELLEM KOLLEKTIV OG DYRKNINGSFLADE

Der regnes på en totalindsats på 693 tons N pr. år, hvoraf 52 tons forventes løst via CAP (Den fælles landbrugspolitik). Dermed er der 641 tons N pr. år som skal fordeles. Fordelingen mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen er vist i Figur 1. Indsatsen på dyrkningsfladen i "Basis: 31 pct." svarer til 31 pct. målrettede efterafgrøder (ud af efterafgrødegrundarealet), som var gældende niveau i 2023. Hvis indsatsen på dyrkningsfladen skal bevares på dette niveau, vil det være nødvendigt at løse 465 tons med kollektive virkemidler.

Scenarierne er lavet for at vise hvordan indsatsen (og omkostningerne) på dyrkningsfladen øges, når den kollektive indsats reduceres.



Figur 1. Fordeling mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen

I oplandet til Grådyb var det samlede dyrkede areal i 2021 på 112.688 ha. Heraf var i alt 95.749 ha i omdrift. Hvis nuværende reguleringsstilgang følges, skal den udskudte reduktion hentes på konventionelle bedrifter med et efterafgrødegrundareal over 10 ha. Blandt disse var efterafgrødegrundarealet i 2021 på 60.253 ha svarende til 61 pct. af oplandets dyrkede areal.

De kollektive indsatser formodes primært at være vådområder.

Effekten fra vådområder er sat til 90 kg N pr. ha. Det er antaget at 50 pct. af vådområdets areal ligger på omdriftsarealer. I nuværende reguleringsmodel på dyrkningsfladen fordeles indsatsen med målrettede efterafgrøder som en andel af det såkaldte efterafgrødegrundareal. Efterafgrødegrundarealet er i grove træk defineret som arealet der dyrkes med korn, raps og majs. Efterafgrødegrundarealet i Grådyb udgør 53 pct. af omdriftsarealet. Dermed vil der for hver hektar med vådområder blive reduceret 0,50 ha i omdriftsarealet og 0,27 ha i efterafgrødegrundarealet. Dette er årsagen til at der ikke er et fuldstændigt lineært forhold mellem tons N der løses på dyrkningsfladen og procentsatsen for målrettede efterafgrøder. Forholdet mellem indsatskrav i tons og pct. målrettede efterafgrøder er vist i Tabel 2

Tabel 2. Fordeling af indsats mellem kollektive virkemidler og indsats på dyrkningsfladen

	Enhed	Basis	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
Kollektive virkemidler	Tons N/år	465	400	300	200	100
Dyrkningsfladen	Tons N/år	175	241	341	441	541
Målrettede efterafgrøder	Pct. af efterafgrødegrundareal	31	43	61	79	96

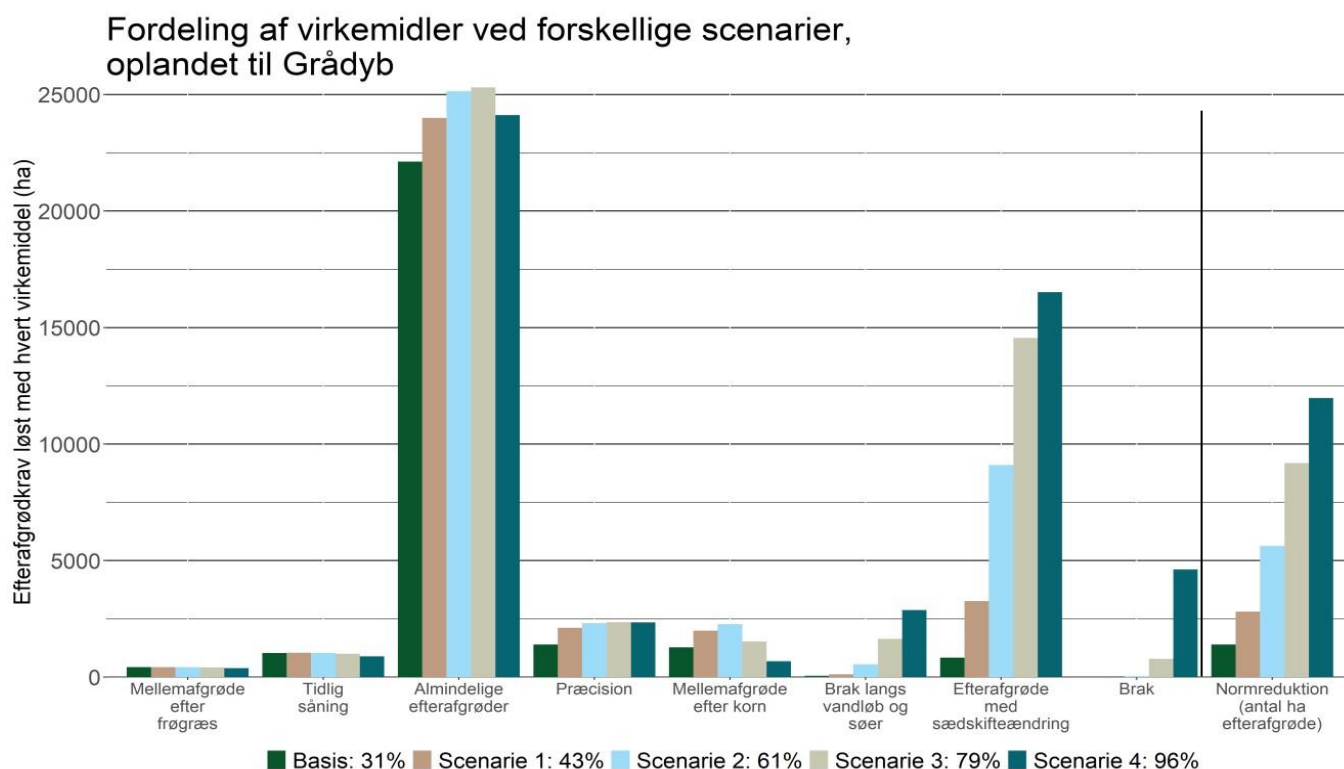
Der er regnet på konsekvenser for alle bedrifter i hele oplandet. Løsningen fremkommer som en kombination af mulige virkemidler på dyrkningsfladen for hver enkelt bedrift. Potentialeberegningen for virkemidler er baseret på hver enkelt bedrifts afgrødefordeling på alle marker i 2018-2023. Den almindelige efterafgrøde er enheden der anvendes i beregningen. Der er forskel på virkemidlernes effekt, nogle virkemidler har en lavere effekt end efterafgrøder og der skal således et større areal til for at opnå effekten af 1 ha efterafgrøder, mens andre virkemidler er mere effektive end efterafgrøder.

Indsatskravet målt i "pct. målrettede efterafgrøder" er en omregning fra indsatskravet i recipienten, til hvor mange hektar efterafgrøder der skal bruges for at opnå kravet, og hvor meget det udgør af det tilgængelige efterafgrødegrundareal. Dermed er der ikke automatisk en øvre grænse på 100 pct. Hvis indsatskravet i recipienten er højt, og effekten af efterafgrøder lav, så kan indsatskravet overstige 100 pct. målrettede efterafgrøder. Krav over 100 pct. vil dog i praksis medføre behov for braklægning som en væsentlig del af løsningen.

For alle 4 scenarier gælder det, at der vælges de billigste og reguleringsmæssigt accepterede virkemidler til at løse kravet. Der er taget højde for, at nogle virkemidler overlapper med andre. Har man for eksempel efterafgrøder på en bedrift, hvor der også er kvotereduktion, bliver effekten af kvotereduktionen mindre.

KONSEKVENSNIVEAUER PÅ DYRKNINGSFLADEN

For at opfylde indsatskravet anvendes en kombination af forskellige virkemidler på dyrkningsfladen. I Figur 2 nedenfor er arealet med hvert virkemiddel sorteret efter stigende pris for de fire scenarier. Mellemafgrøder efter frøgræs og tidlig såning er de billigste, mens efterafgrøder med sædskifteændring og brak er de dyreste. Kvotereduktionen står for sig selv, da prisen på kvotereduktionen varierer med anvendelsen: De første 5 pct. reduktion er således væsentligt billigere end en reduktion fra 15 til 20 pct.



Figur 2: Fordeling af virkemidler i basisscenariet samt de 4 scenarier.

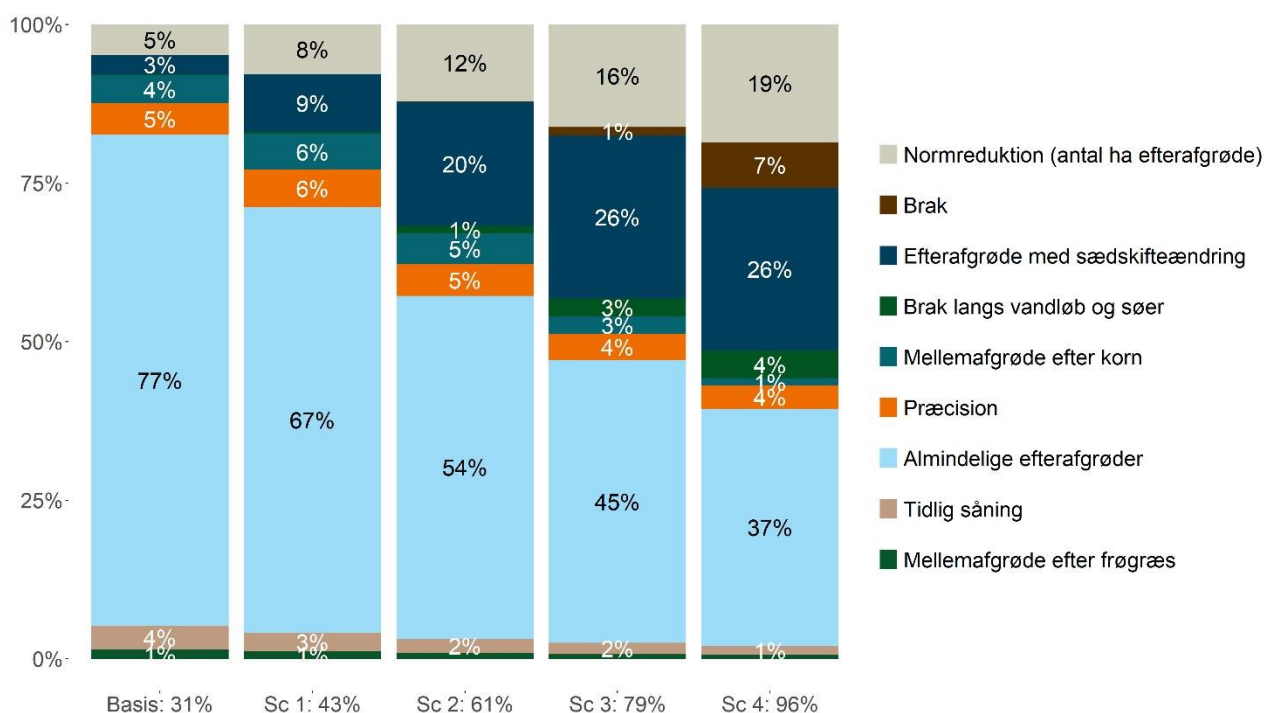
Selvom kravet til efterafgrøder stiger i de beregnede scenarier, er det bemærkelsesværdigt, at arealet med almindelige efterafgrøder kun stiger reelt indtil scenarie 2, hvor indsatskravet er på 61 % målrettede efterafgrøder. Og stigningen i almindelige efterafgrøder fra scenarie 1 til 2 er særdeles begrænset, fordi scenarie 1 allerede lægger beslag på næsten hele potentialet for almindelige efterafgrøder. Dette illustreres meget tydeligt ved, at løsningen i scenarie 2 indeholder stigning i dyrere virkemidler som brak langs søer og vandløb, efterafgrøde med sædskifteændring og normreduktion. Normreduktionen stiger fra at dække 5 % af løsningen i udgangspunktet, til at dække 12 % i scenarie 2.

Den korte konklusion på valget af virkemidler i scenarie 1 er, at et indsatskrav på 45 % som gennemsnit kan løses til 90 kr. pr. ha i omdrift. Dog er der 1/3 af bedrifterne som har meromkostninger i forhold til nuværende regulering på 115-290 kr. pr. ha.

Scenarie 3 og 4 viser meget tydeligt, at der kun er dyre virkemidler tilbage i form af sædskifteændringer, store normreduktioner og braklægning, når indsatskravet kommer op på 79 – 96 pct. Disse niveauer er således både meget indgribende i driften, og særdeles omkostningstunge at gennemføre som målrettet regulering. Brak i scenarie 4 medfører at der ikke længere er plads til samme mængde af almindelige efterafgrøder.

Virkemidlerne varierer meget i pris. De billige virkemidler på dyrkningsfladen er til og med mellemafgrøde efter korn, som er prissat til 900 kr. pr. ha efterafgrødekraft. I basis er 92 % af indsatsen løst med billige virkemidler på dyrkningsfladen, og den anvendte normreduktion er i den billige ende. Andelen af løsningen, der sker med billige virkemidler på dyrkningsfladen, falder til 83 % i scenarie 1 og 67 % i scenarie 2, hvor almindelige efterafgrøder blot løser 54 % af det samlede krav. I scenarie 3 og 4 reduceres de billige virkemidler til at udgøre henholdsvis 54 og 44 % af den samlede løsning.

Efterafgrødevirkemidlers andel af det samlede efterafgrødekrav, Grådyb



Figur 3. Efterafgrødevirkemidlernes andel af den samlede løsning

MEROMKOSTNING VED FORSKELLIGE INDSATSNIVEAUER

Når indsatskravet, som skal løses på dyrkningsfladen, øges, stiger meromkostningen drastisk (Tabel 3). I scenarie 4, hvor 541 tons N skal findes med indsats på dyrkningsfladen, er den samlede meromkostning for oplandet 83 mio. kr., svarende til 1.131 kr. pr. ha. Denne meromkostning er beregnet i forhold til indsatskravet i 2023.

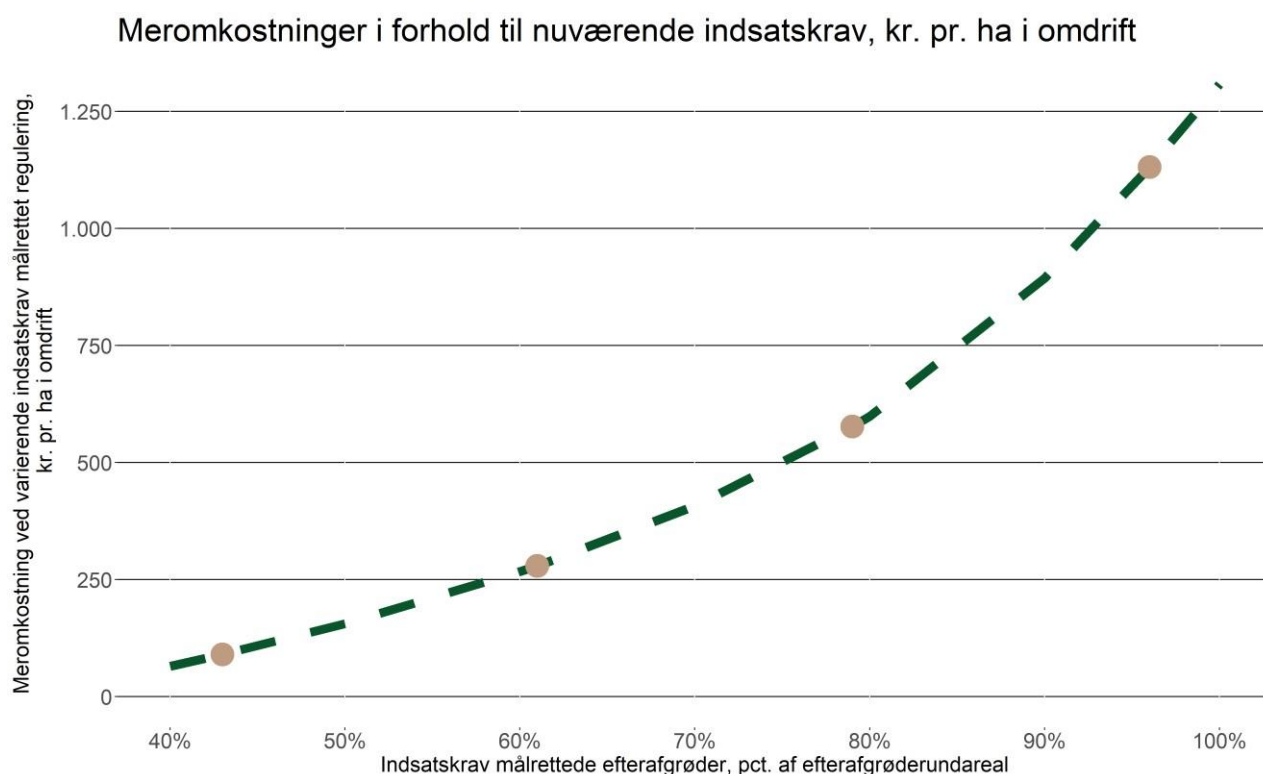
Tabel 3: Meromkostning i forhold til niveau fra 2023 ved indsats på dyrkningsfladen.

	Kollektive indsatser	Dyrkningsfladen	Efterafgrøder af efterafgrødegrundareal	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023
	Tons N pr. år	Tons N pr. år	Pct.	Tkr.	kr./ha	Kr. pr. kg N
Scenarie 1	400	241	43	6.595	90	101
Scenarie 2	300	341	61	20.495	279	124
Scenarie 3	200	441	79	42.333	577	160
Scenarie 4	100	541	96	82.995	1.131	227

Udviklingen i meromkostningen kan også ses i Figur 4, hvor der er lavet en stiplede linje mellem de beregnede indsatsniveauer, angivet ved pct. efterafgrøder af efterafgrødegrundareal. Den stiplede linje viser hvordan meromkostningerne i forhold til nuværende regulering, udvikler sig for gennemsnitsbedriften i oplandet til Grådyb.

Når den målrettede indsats stiger fra 31 til 43 pct., er der en meromkostning på 90 kr. pr. ha i omdrift. Meromkostningen kommer op på 279 kr. ved en målrettet indsats på 61 pct. og 577 kr. pr. ha ved 79 pct. Dette er et meget tydeligt tegn på at de billige virkemidler er opbrugt, og at øget indsats skal løses med virkemidler der er væsentligt dyrere end dem der allerede er i anvendelse.

Til sammenligning af omkostningsniveauet er det gennemsnitlige resultat efter ejerløn for en planteavlbedrift i perioden 2011-2020 på 555 kr. pr. ha.



Figur 4. Meromkostning i forhold til nuværende indsatskrav, kr. pr. ha i omdrift.

Hvis meromkostningen ikke blot sammenlignes med indsatsen i 2023, men i stedet som den marginale ændring mellem scenarierne, bliver det tydeligt, at en øget indsats hver gang sker med endnu dyrere virkemidler.

	Marginal reduktion, tons N pr. år	Marginalomkostning Tkr. pr. år	Marginalomkostning kr. pr. kg N
Scenarie 1 i forhold til basis	66	6.595	101
Scenarie 2 i forhold til scenarie 1	100	13.900	139
Scenarie 3 i forhold til scenarie 2	100	21.838	218
Scenarie 4 i forhold til scenarie 3	100	40.662	407

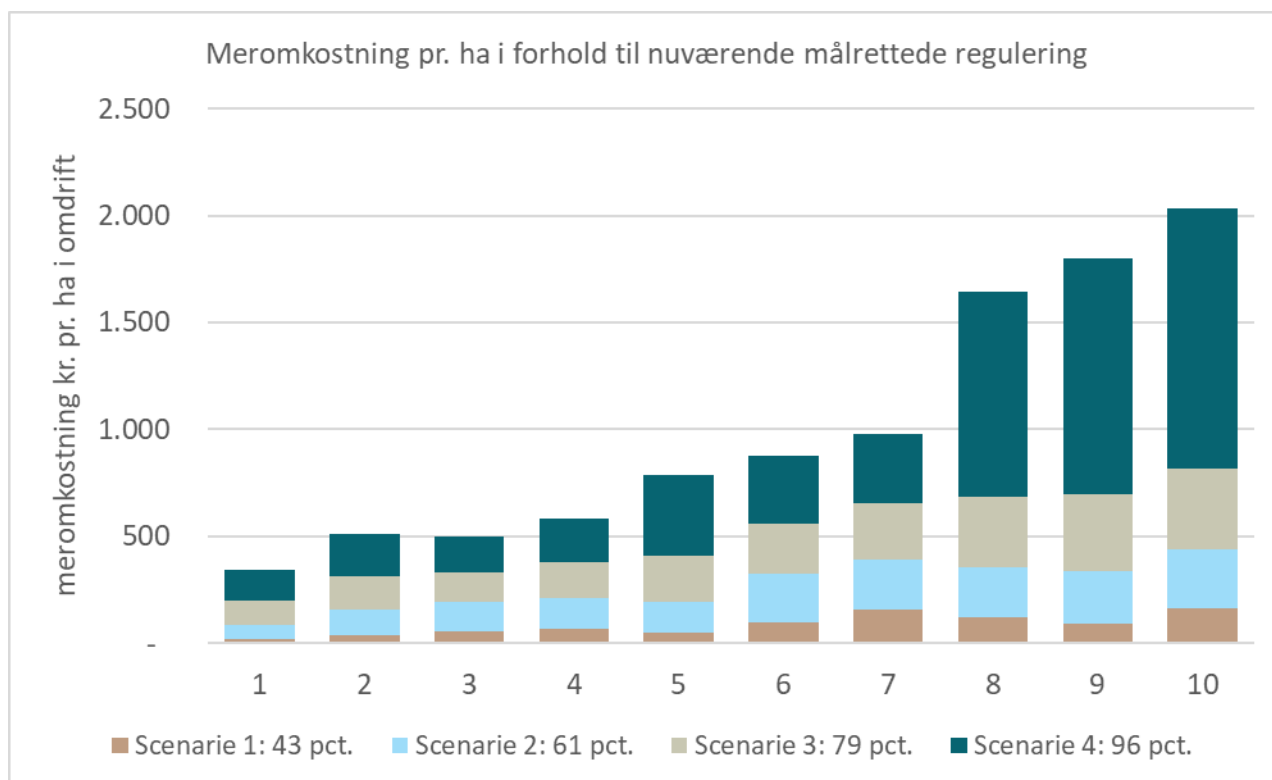
For at sætte disse marginalomkostninger i perspektiv, er den budgetøkonomiske pris på et vådområde på sandjord i virkemiddelkataloget (Eriksen et.al 2020) beregnet til 39 kr. pr. kg N. Denne pris er ved en reduktion på 120 kg N pr. ha, og med en forventet effekt på ca. 90 kg N pr. ha for vådområder i oplandet til vadehavet, vil en korrigeret pris være 52 kr. pr. kg N reduceret. Minivådområder der hører til i den dyre ende af kollektive virkemidler, er i virkemiddelkataloget beregnet til en budgetøkonomisk pris på 107 kr. pr. kg N, når der er et vandspejl på 1 ha, 142 kr. pr. kg N ved vandspejl på 0,5 ha og 246 kr. pr. kg N ved et vandspejl på 0,2 ha. Alle priserne er for et anlæg uden pumpe. Minivådområder har ikke et ret stort udbredelsespotentiale i oplandet til Grådyb, og er blot taget med til sammenligning af priser på kollektive virkemidler i den dyre ende.

Samlet set viser beregningerne at reguleringen på dyrkningsfladen kun er billigt, så længe indsatskravet er lavt.

STOR FORSKEL I OMKOSTNINGER MELLEM BEDRIFTER

Der er en stor variation i omkostningerne mellem bedrifterne. I Figur 5 er vist en oversigt over meromkostningerne for de 10 største bedrifter i oplandet til Grådyb. Den brune del nederst viser hver

bedrifts meromkostning ved at skifte fra nuværende 31 pct. målrettede efterafgrøder til 43 pct. målrettede efterafgrøder. Allerede ved første scenarie ses en stor forskel i meromkostningerne mellem bedrifterne. Og forskellen i de økonomiske konsekvenser mellem bedrifterne stiger som det ses ved stigende indsatskrav på dyrkningsfladen.



Figur 5. Spredning i meromkostninger pr. ha for de 10 største bedrifter i oplandet

FORDELING AF OMKOSTNINGER MELLEM STAT OG LANDBRUG

Omkostningerne til den nuværende målrettede regulering bliver i nogen grad dækket af et tilskud til bedrifterne der tilmelder virkemidler på dyrkningsfladen i den frivillige ordning. Tilskuddet var i 2023 på 500 kr. pr. ha efterafgrøde, og der er ikke mulighed for at få tilskud til N-kvotereduktion. Tilskuddssatsen er beregnet ud fra en gennemsnitsbetragtning, og der er således bedrifter der bliver overkompenseret, mens der er andre der bliver underkompenseret.

Ved øget indsatskrav bliver forskellen i pris mellem anvendte virkemidler på bedrifterne endnu større, hvorved det bliver endnu sværere at lave en kompensationsmodel til fordeling af omkostninger mellem landbrug og stat.

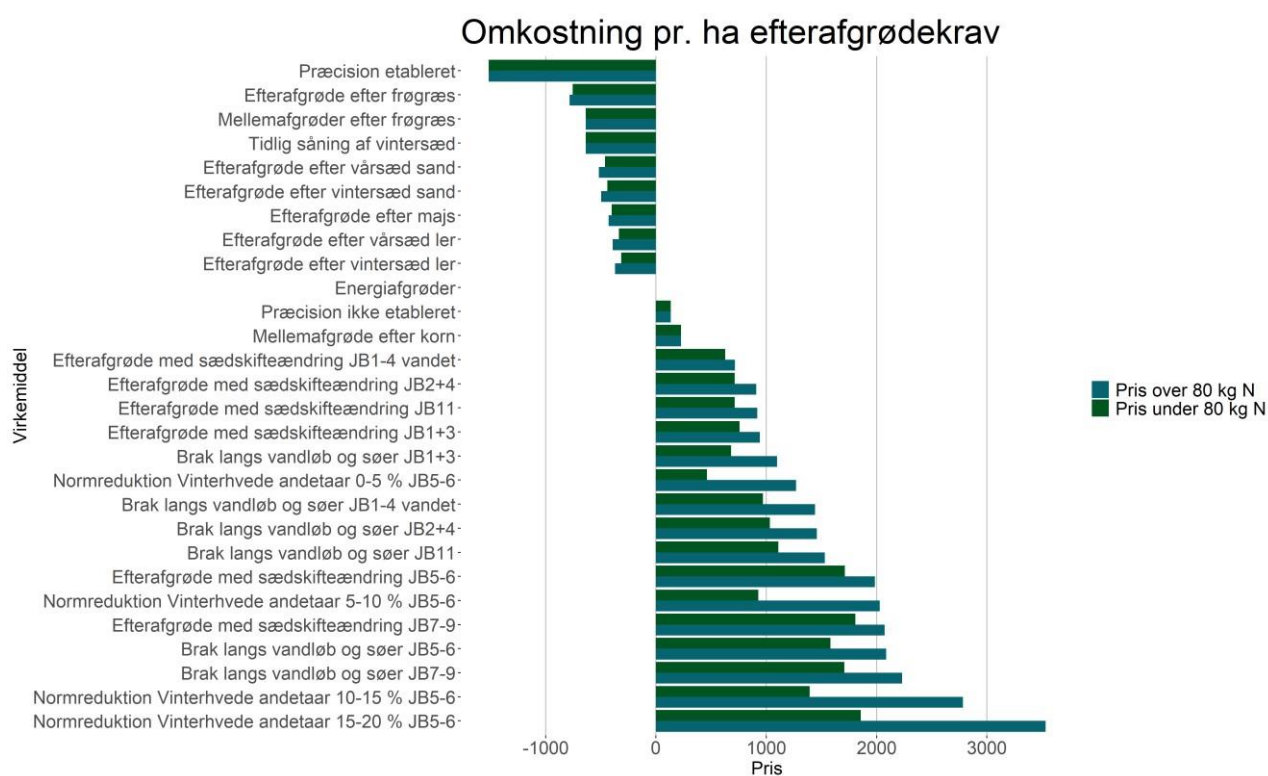
ANVENDTE PRISER PÅ VIRKEMIDLER

Priserne på de anvendte virkemidler er på baggrund af priser svarende til niveauet fra 2011-2020.

Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg
Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN
Slætgræs	128	øre pr. FEN

Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Omregnet til priser pr. ha efterafgrødekrav der løses med virkemidlerne på dyrkningsfladen, er vist i Figur 6. For at bevare overskueligheden i figuren, er der ikke medtaget omkostning til braklægning i figuren. Omkostningen til brak er beregnet til priser mellem 5.300 kr. og 8.400 kr. pr. ha. De laveste omkostninger er for planteavl på uvandet JB1&3, mens de højeste omkostninger er for husdyrproducenter på JB2&4. Prisen på brak er beregnet med en antagelse om kort sigt uden kapacitetstilpasning.



Figur 6. Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav

LITERATURLISTE

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

BILAG 1 DOKUMENTATION FOR VIRKEMIDDELVÆLGEREN EN ALGORITME TIL ØKONOMISK OPTIMERING AF EFTERAFGRØDEVIRKEMIDLER

Virkemiddelvælgeren laver en bedriftsspecifik økonomisk optimering af tilgængelige efterafgrødevirkemidler. Grundlaget for beregningen baseres på hver enkelt bedrifts afgrødevalg i de foregående 5 år. Indsatskravet der beregnes på, er enten det kommende års indsatskrav, eller en række af scenarier med frit valgte indsatskrav. Der er således altid tale om en beregning på fremtidige valg af efterafgrødevirkemidler, baseret på en forventning om at de seneste 5 års afgrødevalg er repræsentative for bedriftens fremtidige drift. Bedriftens afgrødevalg anvendes til at kortlægge potentialet for efterafgrøder og alternative virkemidler som kan anvendes til at løse efterafgrødekrav. På baggrund af potentialet foretages en økonomisk optimering, som giver et forslag til den billigste løsning af efterafgrødekrav på hver enkelt bedrift.

DATAGRUNDLAG OG DATAOPRENSNING

Datagrundlaget for beregningerne er som udgangspunkt baseret på afgrødevalg indtastet ved ansøgning om grundbetaling. Dette datasæt indeholder i udgangspunktet information om hver enkelt marks størrelse, afgrødevalg og hvilket CVR-nummer der søger grundbetalingen. Datasættet er ved hjælp af GIS beriget med informationer om tidligere års afgrøde på markniveau, bonitet (JBnr.), postnr., kommune, ID15, kystvandområde, økologisk/konventionel, mulighed for vanding, andel af mark der ligger som 20 m bræmme til søer og vandløb, indsatskrav til husdyrefterafgrøder, indsatskrav til målrettet regulering. Efterafgrødekravene på bedriftsniveau afhænger af den anvendte mængde organisk gødning. Informationen om anvendt mængde af organisk gødning hentes fra gødningsregnskabet. Adgangen til gødningsregnskab er opnået gennem ansøgning om aktindsigt. Derudover anvendes gødningsregnskabet også som datakilde til at identificere kværgundtagelsesbrug, der har specifikke krav til græsefterafgrøde. Dataoprensningen indebærer en transformation af excel-datakilden til RDS-fil og ensretning af navne fra kolonner.

Markdatasættet består af flere års udtræk. Dette skyldes at markernes tilknytning til CVR-nummer kun gælder i et enkelt år ad gangen. Derfor findes der datasæt for hvert år fra 2016 til og med senest færdiggjorte udtræk. I datasættene for 2016 og frem er der medtaget afgrødeinformation på tidligere år, og i muligt omfang også i et efterfølgende år. Dette anvendes i beregningen af efterafgrødepotentialet, hvor der ses på aktuell afgrøde og i nogle tilfælde efterfølgende års afgrøde, og foregående afgrøde i andre tilfælde.

POTENTIALEBEREGNINGEN

Formålet med potentialeberegningen er at kortlægge hvilke virkemiddelpotentialer, der er mulighed for at anvende på hver enkelt mark.

Der beregnes potentialer for virkemidler på dyrkningsfladen:

- Efterafgrøde efter frøgræs
- Efterafgrøde efter vårsæd
- Efterafgrøde efter vintersæd
- Tidlig såning
- Mellemafgrøde efter frøgræs
- Mellemafgrøde efter korn
- Efterafgrøde der medfører sædskifteændring
- Præcisionsjordbrug
- Energiafgrøder
- N-kvotereduktion

- Brak langs søer og vandløb
- Brak

Potentialet for efterafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vårsået afgrøde. Teknisk foretages dette ved at undersøge om afgrødekoden på en mark i indeværende år er frøgræs, og om afgrødekoden i efterfølgende år er inden for gruppen af vårsåede afgrøder. Dermed bliver det landmandens sædvanlige afgrødevalg som efterfølger til frøgræs, der afgør om der er et potentiale for efterafgrøde eller mellemafgrøde efter frøgræs.

Efterafgrøde efter vårsæd identificeres ved at en vårsået kornafgrøde efterfølges af vårsået afgrøde. Og på tilsvarende vis identificeres efterafgrøde efter vintersæd, ved at en vintersæd efterfølges af en vårsået afgrøde. Forskellen mellem efterafgrøde efter vårsæd og vintersæd er at etableringsomkostningerne i efterafgrøde efter vintersæd er højere, da den skal sås lige før eller lige efter høst. Efterafgrøde efter vårsæd kan etableres som græsudlæg ved den almindelige etablering.

Tidlig såning af vintersæd anvendes som udgangspunkt for alt førsteårs hvede. I denne sammenhæng er førsteårs hvede defineret som hvede etableret efter raps, markært og spinat. Hvede efter frøgræs antages anvendt i potentialet for mellemafgrøde efter frøgræs. Førsteårs hvede efter øvrige afgrøder, eksempelvis kartofler, majs og roer, antages ikke at kunne etableres før 7. september og indregnes derfor ikke som potentiale for tidlig såning. På Lolland, Falster og Møn er tidlig såning slet ikke anvendt i praksis, derfor er potentialet nulstillet ved hjælp af postnumre for disse områder. I Sønderjylland, på Fyn og Sjælland er der udfordringer med at håndtere resistent græsukrudt, derfor halveres potentialet for tidlig såning i disse egne. Der er ikke specifikt kendskab til hvilke bedrifter der har disse udfordringer, derfor er halveringen en generel betragtning for alle bedrifter i området.

Mellemafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vintersæd.

Mellemafgrøde efter korn er som udgangspunkt et samlet potentiale af kornmarker der efterfølges af vintersæd. Dette omtales som "totalpotentialet for mellemafgrøde". Ved anvendelse af virkemidlet mellemafgrøde må vintersæden tidligst sås efter d. 20. september. For ikke at overdrive potentialet for mellemafgrøde, begrænses potentialet for mellemafgrøde til højst at udgøre 20 pct. af det samlede areal med vintersæd, da det skaber en afbalanceret anvendelse af sen såning.

Den resterende del af totalpotentialet for mellemafgrøde anvendes til henholdsvis tidlig såning af vintersæd efter korn og efterafgrøde med sædskifteændring. Tidlig såning af vintersæd efter korn er et virkemiddel der primært anvendes i den nordvestlige del af Jylland. Derfor er dette potentiale bygget med en parameter, som justeres på postnummerniveau. Parameteren er kalibreret ud fra faktisk anvendelse af tidlig såning. Efterafgrøde med sædskifteændring er et forholdsvis dyrt tiltag, da der udover etableringen af en efterafgrøde også opleves et tab ved at en vintersæd erstattes af vårsæd. Virkemidlet anvendes når billigere virkemidler er brugt op. Sædskifteændringen sker udelukkende for vintersæd efter korn. Dermed påvirkes arealer med førsteårs hvede ikke. Den grundlæggende betragtning i dette, er at man ønsker at bevare hver bedrifts andel af vekselafgrøder.

Præcisionsjordbrug fungerer som alternativ til efterafgrøder. Potentialet for virkemidlet udgøres af arealer der dyrkes med korn og raps. 11 ha med præcisionsjordbrug kan erstatte 1 ha efterafgrøde. Potentialet håndteres i to grupper. Den ene gruppe er de bedrifter der allerede har været tilmeldt ordningen i foregående år. Disse bedrifter forventes at fortsætte med at anvende virkemidlet. Omkostningen indregnes uden forrentning og afskrivning af præcisionsudstyr, da det allerede er købt.

Den anden gruppe er bedrifter med mere end 150 ha, som generelt set vurderes at have en størrelse der retfærdiggør investering i præcisionsudstyr. Omkostninger til virkemidlet indregnes inklusive forrentning og afskrivning.

Energiafgrøder fungerer som alternativ til målrettede efterafgrøder. Teoretisk set er der et potentiale svarende til omdriftsarealet, men da etablering af energiafgrøder er begrænset i sin faktiske udbredelse, er det valgt blot at foreslå aktuelt areal med energiafgrøde som potentiale der kan fortsætte til en pris på 0 kr. pr. ha. Dermed ændres omfanget af energiafgrøder ikke i beregningen.

N-kvotereduktion er et virkemiddel, hvor man at anvender en mindre mængde N-gødning på bedriften end den samlede norm. Der er stor forskel på omkostningen til N-kvotereduktion alt efter omfanget der

anvendes. I modellen beregnes N-kvotereduktion i portioner af 5 %. Dermed skelnes der mellem N-kvotereduktion i områderne 0-5 %, 5-10 %, 10-15 % og 15-20 %. Potentialet for N-kvotereduktion beregnes afgrøde- og bonitetsspecifikt. Beregningen af omkostning for N-kvotereduktion gennemføres for de 13 afgrøder der har den største udbredelse, og dækker ca. 1,9 mio. ha i 2022. Afgrøderne er vist herunder sorteret efter omfang:

- Vårbyg
- Vinterhvede (der regnes separat for førsteårshvede og hvede efter korn)
- Vinterraps
- Majs
- Kløvergræs til foder
- Vinterhybridrug
- Vinterbyg
- Havre
- Græs uden kløver til foder
- Rajgræsfrø, almindelig
- Stivelseskartofler
- Sukkerroer til fabrik

Målt efter udbredelse er der tre afgrøder som er udeladt af listen, den største er "permanent græs med normalt udbytte" der håndteres som græs uden kløver. Derudover er der "miljøgræs MVJ-tilsagn uden Nkvote" og "MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal". De to MVJ-græsser har ikke N-kvote og er derfor ikke relevant i beregningen.

Generelt gælder det at alt bælgsæd og øvrige afgrøder uden N-norm ikke indgår i beregningen. De resterende afgrødekoder udgør tilsammen ca. 20 pct. af landbrugsarealet, men hver for sig fylder de mindre end 1 pct. Derfor håndteres resterende afgrøder som den af de ovenstående 13 der ligner bedst når der ses på det økonomiske tab ved reduktion af N-kvoten.

Vårraps og ryps håndteres som vinterraps.

Brødhvede håndteres som andetårshvede.

Vinterrug håndteres som Vinterhybridrug.

Majs til modenhed håndteres som majs til helsæd.

Fodergræs med kløver og normalt udbytte håndteres som kløvergræs til foder.

Frøgræsser håndteres efter samme beregning som almindeligt rajgræs. Alle

kartofler håndteres som stivelseskartofler.

Øvrige afgrøder med N-norm som ikke er nævnt ovenfor tildeles en omkostning svarende til N-reduktion for vårbyg.

Tabsberegningen i Kalkule Mark er udført, ved at lave to afgrødefølger, en med raps og kornafgrøder, hvor hvede efter raps automatisk håndteres som førsteårshvede, og hvede efter korn som andetårshvede.

Derudover giver modellen ikke effekter af afgrøderækkefølge. Det er hver enkelt afgrødes værdier der anvendes som grundlag for beregningerne. De afgrøder der ikke er korn er samlet i en afgrødefølge for sig selv. Ved hjælp af en makro beregnes udbytte for korn i hkg kerne og kg protein pr. ha ved N-niveauer svarende til fuld N-norm og derudover i 5 pct. intervaller ned til 80 pct. af fuld N-norm. Tabet i hkg kerne og kg protein er de væsentligste elementer i ændret udbytte ved N-kvotereduktion, men der er samtidig et fald i halmængde der reducerer indtjeningen og besparelser på P, K og tørring. Dette samles ligeledes op ved beregningen. Den procentuelle reduktion i halmudbytte følger 1:1 reduktionen i kerneudbytte. For afgrøderne der ikke er korn, opgøres udbyttet i passende enhed, og der beregnes kun proteintab i de afgrøder, der anvendes til foder.

Udbyttet beregnes på hver bonitet (JB1+3, JB2+4+10-12, JB1-4 med vanding, JB5-6, JB7-9) og data samles i tabeller. Tab og besparelser importeres til Virkemiddelvælgerens R-kode, hvor det omregnes til samlet tab baseret på værdi af kerne, protein, halm og sparet omkostning til N, P, K og tørring pr. ha med afgrøden.

For bedrifter der anvender mindre end 80 kg total N fra organisk gødning, skal der fra 2024 reduceres 110 kg N for at opnå en effekt svarende til en hektar efterafgrøde. Bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning skal reducere 175 kg N for at opnå effekt svarende til en hektar efterafgrøde.

Tidligere har satserne været 93 og 150 kg N for henholdsvis under og over 80 kg N.

Brak langs søer og vandløb er et forholdsvis attraktivt alternativ til målrettede efterafgrøder, da virkemidlet har en 4:1 effekt i forhold til efterafgrøde. Således kan 1 ha brak langs søer og vandløb løse 4 ha efterafgrødekrav. Potentialet for brak langs søer og vandløb beregnes på baggrund af senest kendte arealer og disses placering i forhold til mulige bræmmeområder ned til søer og vandløb.

Brak er defineret som sidste (og dyreste) udvej, når det ikke er muligt at løse indsatskravet med andre alternativer. Potentialet for brak er omdriftsarealet fratrukket det areal der anvendes som potentiale for brak langs søer og vandløb. På samme vis som brak langs søer og vandløb, anvendes senest kendte omdriftsareal som grundlag for beregningen af det samlede potentiale for brak.

5 ÅRS DATAGRUNDLAG OG BEDRIFTSTYPE

Da man i beregningssituationen ikke har adgang til viden om fremtidige afgrødevalg, tages der udgangspunkt i historiske afgrødevalg. På nuværende tidspunkt er afgrødevalget i 2023 det nyeste tilgængelige datasæt. Beregningen af potentialet for efterafgrøder kan således kun laves frem til og med afgrøden i 2022 som efterfølges af en vårsået afgrøde i 2023. For at give et mere stabilt datagrundlag laves der beregninger for 2022-23, 2021-22, 2020-21, 2019-20 og 2018-19. Hvert års potentiale for efterafgrødevirkemidlet omregnes til hvor stor en del af omdriftsarealet der kan anvendes til et givent efterafgrødepotentiale. Efterfølgende tages der et gennemsnit af disse andele, og dette ganges på omdriftsarealet for 2023. På denne vis er det bedriftens afgrødevalg over en 5-årig periode der danner grundlaget for hvilke efterafgrødevirkemidler der typisk vil være tilgængelige på den enkelte bedrift. Og der er på bedst mulige vis taget højde for at omdriftsarealet kan være ændret i perioden.

Det 5-årige gennemsnit anvendes kun til efterafgrødevirkemidlerne der er afhængige af dyrkningshistorikken. Brak langs søer og vandløb afhænger ikke af hvad der har været dyrket, men derimod hvilke marker der er tilgængelige her og nu. Derfor beregnes potentialet for brak langs søer og vandløb alene på baggrund af seneste tilgængelige markdata. N-kvotereduktionen der er afgrøde og bonitetsspecifik beregnes på baggrund af den fordeling af afgrøder der har været i senest tilgængelige år. Dermed antages implicit at sammensætningen af afgrøder og fordelingen på boniteter vil være lig med den seneste observation.

Som udgangspunkt kræves det at der er 5 års dyrkningshistorik for alle bedrifter. Der tages højde for om bedriften har samme type i hele perioden. Dette er særligt lavet for at tage højde for bedrifter der måtte skifte til eller fra anvendelse af kvægundtagelsen. Bedrifter der anvender kvægundtagelsen, har et forholdsvis enkelt sædskifte, og der kræves derfor kun 3 års datagrundlag for disse. For alle øvrige bedrifter kontrolleres det om bedriftstypen er ens i perioden med seneste 5 år. Bedriftstypen bestemmes på baggrund af oplysninger fra gødningsregnskabet. Kvægundtagelsesbedrifter har en specifik markering i gødningsregnskabet. Øvrige kvægbrugere defineres ud fra at mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning skal stamme fra kvæg, og samtidig skal mængden af fosfor være højere end hvad der svarer til mængden fra 40 stk. malkekvæg med opdræt. For at blive defineret som griseproducent, skal mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning stamme fra grise. Øvrige husdyrbrug består af resterende bedrifter med anvendelse af egen husdyrgødning der overstiger 100 kg fosfor pr. år. Planteavlsbedrifter er defineret som den resterende gruppe af bedrifter, der kan således sagtens anvendes væsentlige mængder af husdyrgødning på disse bedrifter, det kommer blot ikke fra egen produktion.

KORREKTIONER TIL POTENTIALEBEREGNINGEN

Potentialeberegningen er baseret på de faktiske afgrødevalg på hver eneste mark. Dette er et særdeles godt grundlag for beregningen, da det netop er hver enkelt bedrifts valg der er grundlaget for optimeringen. Dog har det også den uensigtsmæssighed, at det ikke er hvert år, at der kan etableres hele det planlagte areal med vintersæd. År hvor vejret begrænser arealet med vintersæd, kommer vårsåede afgrøder til at fylde mere end planlagt. Hvis der ikke korrigeres for dette, bliver potentialet for efterafgrøder beregnet til at være større i disse år, end den planlagte virkelighed. Et areal der var planlagt med vintersæd anvendes ikke til en efterafgrøde, da der netop er planlagt vintersæd, og det er blot vejret i efteråret der ender med at ændre afgrødevalget. Der foretages en korrektion for dette, ved at opgøre den

enkelte bedrifts forhold mellem vinter- og vårsæde afgrøder hvert år. Årene hvor vintersædsarealet er lavere end normalt korrigeres potentialerne for efterafgrøder. Korrektionen foretages på bedriftsniveau.

Der kan derudover laves en korrektion til potentialet for N-kvotereduktion. Grundlaget for denne korrektion, er at bedrifter på lerjord med stor mængde husdyrgødning kan have svært ved at opnå den beregnede lovpligtige kvælstofudnyttelse. Dermed er afgrøderne allerede undergødsket, og de laveste niveauer af N-kvotereduktion er således allerede anvendt. Dette håndteres ved, at man på postnr. kan angive hvilke boniteter, og mængde af total N i organisk gødning der skal have en korrektion på tilgængelige N-kvotereduktioner. Dermed kan der individuelt tages hensyn til eksempelvis JB5-9, med mere end 140 kg total N fra organisk gødning, og fjerne eksempelvis 4 pct. point af potentialet for N-kvotereduktion mellem 0 og 5 pct. på disse bedrifter. I optimeringen vil der så være 1 pct. point tilbage af potentialet 0-5 pct. og bedriften vil opleve at den billige del af N-kvotereduktion hurtigere slipper op i optimeringen.

HÅNDTERING AF GLM-8 OG BIOORDNINGEN FOR BIODIVERSITET

Kravet om 4 pct. ikkeproduktive arealer håndteres ved at se hvor meget brak der allerede er på hver bedrift.

Eventuel forskel mellem krav og faktisk brak beregnes og dette areal trækkes ud af omdriftsarealet. Der indregnes en omkostning til brak i GLM på 60 % af den beregnede brakpris, da det formodes at man med planlagt braklægning af små arealer kan vælge marginale arealer og dermed en mindre omkostning end almindelig brak ud af omdrift.

Bioordningen for biodiversitet giver mulighed for at få 1 % rabat på kravet om 4 % brak, ved at have mindst 7 % brak.

Valget mellem 4 og 7 % brak sker i modellen ved at begge scenarier regnes igennem hele modellen, og til sidst sammenlignes den samlede omkostning ved henholdsvis 4 og 7 % brak. Tilskuddet til bioordningen modregnes i omkostningen til braklægning.

Årsagen til at regne hele modellen igennem med henholdsvis 4 og 7 % brak er, at kunne håndtere varierende indsatskrav i den målrettede regulering. Med 7 % brak er der færre arealer at levere indsatser til den målrettede regulering, og dermed vil modellen vise at der ved øgede indsatskrav i den målrettede regulering, bliver færre bedrifter der vælger 7 % brak.

OMKOSTNING FOR DE ENKELTE VIRKEMIDLER

Omkostningen til hvert virkemiddel beregnes som udgangspunkt i kr. pr. ha. Efterfølgende omregnes omkostningen til kr. pr. efterafgrødeenhed "EA".

Prisforudsætningerne for beregningerne afhænger af modellens anvendelse. Når der laves beregninger til brug for kommende sæsons valg af virkemidler, anvendes priser baseret på seneste prisprognose fra SEGES Innovation. Der anvendes en prisvektor med priser for "aktuelt år" og priser for "efterfølgende år". Dette skyldes at efterafgrødeordningerne har sit tilhørsår. N-kvotereduktion der anvendes i dette år ved målrettet regulering, er en reel reduktion i dette år, mens N-kvotereduktionen der anvendes i pligtige- og husdyrefterafgrøder, bliver først trukket i gødningskvoten i efterfølgende år.

Øvrige virkemidler hører til i samme år. For sædskifteændring er det efterfølgende års pris for vintersæd man mister og næste års pris for vårsæd man opnår.

Beregninger for scenarier med stigende indsatskrav baseres derimod på langsigtede priser, og i den situation er prisen ens for "aktuelt år" og "efterfølgende år". I de eksempler der er vist herunder, er der valgt langsigtede prisforudsætninger som vist i Tabel 4.

Tabel 4. Langsigtede prisforudsætninger anvendt til scenarieberegninger

Produkt	Pris	
Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg
Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN
Slætgræs	128	øre pr. FEN
Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Beregningen af prisen på efterafgrøde efter vintersæd er lavet som vist i Tabel 5.

Tabel 5. Beregning af prisen på efterafgrøde efter vintersæd.

Efterafgrøde efter vintersæd	Sandjord		Lerjord	
	<80 kg N	>80 kg N	<80 kg N	>80 kg N
kr. pr. ha				
Udsæd	240	240	240	240
Såning	180	180	180	180
Eftervirkning N (obligatorisk)	-119	-175	-119	-175

Udbytteeffekt	-125	-125	0	0
Succesrate etablering	21	21	21	21
Tilskud	-637	-637	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	197	141	322	266
Omkostninger inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371
kr. pr. ha EA (EfterAfrøde)				
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	197	141	322	266
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371

Beregningen er lavet med følgende forudsætninger:

Efterafgrøde efter vintersæd			
Udsæd	type	Olieræddike	
	mængde	10	kg
	pris	24	kr. pr. kg
Såning	metode	radsåning	
	pris	180	kr./pr. ha
Eftervirkning N (obligatorisk)	< 80 kg N	17	kg N
	> 80 kg N	25	kg N
	< 80 kg N	-119	kr. pr. ha
	> 80 kg N	-175	kr. pr. ha
Udbytteeffekt hkg pr. ha	Sandjord	1	hkg pr. ha
ændret udbytte i efterfølgende vårafgrøde	Lerjord	0	hkg pr. ha
Udbytteeffekt kr. pr. ha	Sandjord	-125	kr. pr. ha
udgangspunkt i vårbygpris	Lerjord	0	kr. pr. ha
Succesrate ved etablering		5	pct. etableres uden at efterafgrøden lykkes
tab som følge af manglende etablering		21	kr. pr. ha

På tilsvarende vis er der lavet beregninger for de øvrige efterafgrøder og mellemafrøder.

Efterafgrøde efter frøgræs er særlig, fordi der ikke skal etableres en afgrøde, men blot måles på værdien af eftervirkningen.

Efterafgrøde med sædskifteændring beregnes som efterafgrøde efter vintersæd, da det oftest er en andenårs hvedemark der bliver erstattet af efterafgrøde og efterfølgende vårsæd. Den væsentligste del af omkostningerne udgøres dog af forskellen i dækningsbidrag mellem vintersæd og vårsæd. Beregningen foretages som vist i Tabel 6. Beregningen er baseret på dækningsbidrag I (DB) for vårbyg. Der korrigeres med 30 % af maskinomkostningerne, svarende til den variable del af maskinomkostningerne til diesel og vedligehold. Løn, samt forrentning og afskrivning antages uændret, da der ikke foretages kapacitetstilpasning. Dette sammenholdes med DB for vintersæd (andenårs vinterhvede), hvor der ligeledes korrigeres for 30 % af maskinomkostningerne.

Tabel 6. Beregning af tabt indtjening ved skift fra vintersæd til vårsæd

	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
DB vårsæd	8.127	9.117
Maskinomkostninger vårsæd	4.720	4.998
30 % af maskinomkostninger, vårsæd	1.416	1.499
DB vårsæd, korrigeret for maskinomk.	6.711	7.618
DB vintersæd	10.432	11.545
Maskinomkostninger vintersæd	5.646	6.005
30 % af maskinomkostningerne	1.694	1.802
DB vintersæd, korrigeret for maskinomk.	8.739	9.744
Tabt DB ved sædskifteændring	2.027	2.126

Dækningsbidragsberegningerne er lavet så ændring i afregningspriserne kan håndteres ved indtastning af en samlet prislister. Når der regnes specifikt på næste års forslag til efterafgrødesammensætning, tages der højde for at den økonomiske konsekvens af sædskifteændring først får effekt med efterfølgende års høst. Derfor er der et prissæt til indeværende års afgrødepriser, og et til næste års priser. Indeværende års priser anvendes som grundlag for omkostning ved N-kvotereduktion, da det er indeværende års afgrødemængde der reduceres. Derudover anvendes indeværende års pris til beregning af omkostning ved udbyttereduktion i vårbyg med græsudlæg som efterafgrøde, fordi der opleves et lille udbyttetab i vårbyg med græsudlæg på lerjord.

Hvis der regnes generelt på omkostningen for efterafgrøder, sættes priserne til samme niveau i "dette år" og "efterfølgende år".

Tidlig såning er sat til 0 kr. pr. ha. Der er en lille besparelse på udsædsmængden ved tidlig såning, som forventes at modsvare meromkostninger til håndtering af øget risiko for lus.

Brak er beregnet som braklægning af arealer i omdrift med kort tidshorisont uden kapacitetstilpasning. Det tabte dækningsbidrag beregnes på baggrund af et typesædskifte med vinterbyg, vinterraps, vinterhvede, vinterhvede, vårbyg. Beregningen er vist i Tabel 7.

På bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning, indregnes meromkostninger til erstatningskorn på 10 kr. pr. hkg, da det korn der ikke længere avles på bedriften skal indkøbes, og dermed transporteres til bedriften. Der indregnes ligeledes en meromkostning til øget transportafstand for gylle der skal udbringes på arealer der er længere væk end nuværende arealer.

Tabel 7. Beregning af omkostninger til brak

Beregning af tabt dækningsbidrag	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
Gns. kornudbytte hkg pr. ha		74
Tabt dækningsbidrag	9.985	11.076
Maskinomkostninger	5.209	5.565
30 % af maskinomkostninger	1.563	1.669
Tabt dækningsbidrag korr. Maskinomk.	8.422	9.406

Pleje af brakareal	250	250
Omlægning hvert 5. år	200	200
Erstatningskorn, merpris		740
Husdyrgødning transport (ekstra)		300
Tilskud	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	8.872	10.896
Omkostninger inkl. tilskud	8.235	10.259
kr. pr. ha EA		
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	8.872	10.896
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	8.235	10.259

Brak langs vandløb og søer har i den målrettede regulering en effekt på 4:1, dvs. 1 hektar der braklægges i 20 meter bræmme langs søer og vandløb tæller som 4 hektar efterafgrøde. Beregningen af omkostningen til brak langs søer og vandløb følger ovenstående beregning af brak, men tilskuddet pr. ha bliver 4 gange så stort, fordi tilskuddet gives pr. hektar efterafgrøde.

Præcisionsjordbrug kan anvendes som efterafgrødevirkemiddel med faktor 11:1, dvs. præcisionsjordbrug på 11 ha med korn eller raps, kan gøre det ud for 1 ha efterafgrøde.

Omkostningerne til at anvende præcisionsjordbrug er i høj grad afhængig af den enkelte bedrifts udgangspunkt, herunder om der allerede er investeret i det nødvendige udstyr.

Da det ikke er muligt at have kendskab til disse forskellige udgangspunkter, er der lavet et skøn på lave og høje omkostninger, og efterfølgende anvendt et middelniveau af disse. Dette er vist i Tabel 8.

Tabel 8. Beregning af omkostninger til præcisionsjordbrug

Omkostninger til præcisionsjordbrug			
Pr. 100 ha	Lav	Høj	Middel
Udbytte 1-3 hkg	-10.000	-30.000	-20.000
Gylleanalyser	0	6.000	3.000
Konsulenthjælp	0	10.000	5.000
Driftsledertid	2.000	6.000	4.000
Forrentning og afskrivning	5.000	25.000	15.000
I alt pr. 100 ha			7.000

I alt pr. ha			70
Omkostninger i alt pr. ha efterafgrødekrav (11 ha) ud en tilskud			770
Tilskud			-637
Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav med tilskud			133

For bedrifter der allerede har investeret i udstyret til præcisionslandbrug, vil beslutningen om at anvende det afhænge af de marginale omkostninger. Dermed kan forrentning og afskrivning af udstyret undlades af beregningen. Dermed indregnes præcisionsjordbrug som en løbende gevinst på 1.517 kr. pr. ha for bedrifter som allerede har investeret i udstyret.

INDSATSKRAV PÅ BEDRIFTSNIVEAU

Indsatskravet til hver ordning beregnes på bedriftsniveau. Grundlaget er hver enkelt marks indsatskrav. Indsatskravet på markniveau summeres til bedriftsniveau. Pligtige- og husdyrefterafgrøder løses reelt på bedriftsniveau. Målrettede efterafgrøder skal ligge i det kystvandopland som kravet hører til.

Virkemiddelvælgeren har i de første år været lavet så den løser alle kravene på bedriftsniveau. Siden er der udviklet en funktion der identificerer indsatskravet på oplandsniveau, og efterfølgende løser kravet på oplandsniveau. Ved beregninger der foretages på langt sigt, er der hidtil anvendt løsningsmodellen der regner på bedriftsniveau, da opdelingen på oplandsniveau stiller større krav til datagrundlaget end det hidtil har været muligt at skabe. Det gælder specifikt kendskabet til afgrødevalget i det efterfølgende år. Og da modellen er baseret på informationer fra ansøgningen til grundbetaling, er der ikke informationer om planlagte afgrøder tilgængeligt.

Mulighederne i den oplandsopdelte model går primært på at kunne levere et forslag til den enkelte bedrift om det kommende års specifikke valg af efterafgrødevirkemidler, på bedrifter der har jord i flere oplande. Der arbejdes på at udvikle en afgrødeprognose på markniveau, som kan give et kvalificeret gæt på hvilken afgrøde der forventes at blive dyrket på den enkelte mark. Dermed bliver det muligt at lave et datagrundlag der kan udnytte funktionen med oplandsopdelt indsatskrav i målrettet regulering i det efterfølgende dyrkningsår.

Modellen kan i sin nuværende form regne med indsatskrav opdelt på oplandsniveau for historiske år. Beregningsmæssigt giver det kun mening at lave oplandsopdelte beregninger på et enkelt år ad gangen, da det netop er det faktiske afgrødevalg i året som afgør potentialet i det specifikke opland for hvert enkelt år. Derfor laves der ikke en balanceret potentialeberegning med 5 års datagrundlag når der regnes på oplandsopdelte indsatskrav.

OPTIMERING VED HJÆLP AF LINEÆR PROGRAMMERING

Når både indsatskrav og potentialer er kortlagt på bedriftsniveau, foretages en optimering, der sørger for at den billigst tilgængelige løsning anvendes på hver enkelt bedrift.

Optimeringen er bygget som lineær programmering hvor udbyttet maksimeres. Når der er valgt en maksimering, medfører det at positive værdier i udbyttet kan tolkes som en situation hvor det at anvende virkemidlerne giver et positivt udbytte for bedriften, mens negative værdier tolkes som en omkostning.

Objektfunktionen for et eksempel på en bedrift med tre virkemidler er som følger:

$$x_1v_1 + x_2v_2 + x_3v_3 = \text{udbytte} \text{ Denne}$$

løses under bibetingelse af:

$$x_1 + x_2 + x_3 = \text{efterafgrødekrav}$$

$$x_1 \leq \text{potentiale } x_1$$

$$x_2 \leq \text{potentiale } x_2$$

$$x_3 \leq \text{potentiale } x_3$$

x_j er mængden af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

v_j er omkostningen i kr. for den mængde af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

Nogle virkemidler har "positive omkostninger" fordi tilskuddet til at anvende virkemidlet overstiger de egentlige omkostninger. Dette gælder eksempelvis efterafgrøde efter frøgræs, hvor der ikke er omkostninger til etablering, men blot et tilskud for at anvende virkemidlet i den målrettede regulering.

Den faktiske objektfunktion er væsentligt længere, da der er mange virkemidler i modellen. Derfor er matricen af bibetingelser tilsvarende større. Herunder vises en principskitse af hvordan matricen med bibetingelser er bygget op, og hvordan den fortolkes. Der er taget udgangspunkt i modellen der kan håndtere oplandsopdelt optimering på bedriftsniveau for den målrettede regulering.

	Målrettet krav (MEA)			Pligtig-Husdyr (PHEA)			Kvundt		
	Ikke-stedligM	EfterAfgrM(i)	StedligAltM(i)	Ikke-stedligU	EfterAfgrU(i)	StedligAltU(i)	EfterAfgrU(i)		
A	1	1	1	0	0	0	0	=	Målrettet krav
B	0	1	1	0	0	0	0	<=	Målrettet krav (i)
C	0	0	0	0	0	0	1	=	Kvundt
D	0	0	0	1	1	1	0	=	Pligtig-Husdyr
E	I	0	0	I	0	0	0	<=	Ikke-stedlig alt-potentialer
F	0	I	0	0	I	0	I	<=	Efterafgr-potentialer (i)
G	0	0	I	0	0	I	0	<=	Stedlige alt-potentialer (i)
	1	En rækkevektor med udelukkende 1-taller							
	0	En rækkevektor med udelukkende 0 (nuller)							
	0	En matrice med udelukkende 0 (nuller)							
	I	Identitetsmatrice, dvs. matrice med 1-taller langs diagonal og eller kun 0 (nuller)							

Virkemidler på dyrkningsfladen, såsom efterafgrøde, mellemafgrøde, tidlig såning, brak langs søer og vandløb samt brak kortlægges for bedriften i de kystvandoplande, hvor der drives jord. Dette omtales som "stedlige virkemidler" fordi de har en stedlig tilknytning til et givent kystvandopland. De stedlige virkemidler opdeles efterfølgende i "efterafgrøder", og i "stedlige alternativer". Dette skyldes at der udelukkende kan anvendes "rigtige" efterafgrøder i løsningen af kravet til kvægundtagelse der her omtales som "kvundt". Virkemidler der gælder for hele bedriften, såsom kvotereduktion (N-kvote) og præcisionsjordbrug kortlægges på bedriftsniveau. Disse omtales som "ikke stedlige virkemidler" fordi de i nuværende regulering anvendes på bedriftsniveau uden specifik tilknytning til en given lokation. Den reducerede tildeling af kvælstof sker ganske vist på en given mark, men det er (endnu) ikke et krav at det rent faktisk sker i det givne kystvandopland, hvor effekten anvendes.

Virkemidlernes tilknytning til et givent opland er herunder angivet med i .

A: Det målrettede krav (MEA) kan løses med en kombination af alle tilgængelige virkemidler. Derfor er der 1-taller i øverste linje, som markerer anvendelse af "ikke-stedligeM", "EfterAfgrM(i)" og "StedligAltM(i)". M'et indikerer at prisen på virkemidlerne er *MED* tilskud. Prisen på virkemidlerne til kvundt, pligtige- og husdyrefterafgrøder er vist med et U, der indikerer at det er *UDEN* tilskud. Samme virkemiddel indgår således som mulig løsning til flere ordninger, men der holdes styr på hvilken ordning det anvendes i, og prissætningen passer til den givne ordning.

Den øverste linje har et lighedstegn, da det målrettede krav skal løses eksakt.

B: Efterafgrøder eller stedlige alternativer skal være mindre end eller lig med det målrettede krav i opland i , der kan således ikke overopfyldes i et opland.

C: Græsefterafgrødekrav på *Kvundt-bedrifter* skal løses med efterafgrødevirkemidler, og dette er et bedriftskrav.

D: Pligtige- og husdyrefterafgrøder kan løses med "ikke-stedligeU", "EfterAfgrU(i)" og "StedligAltU(i)", der indikerer samme virkemidler som i A, men blot at det er priser beregnet uden tilskud.

E: "Ikke-stedlige" alternative potentialer, såsom præcisionsjordbrug og N-kvotereduktion, kan anvendes til både målrettede krav og pligtig- & husdyrkrav, men skal samlet holde sig under det samlede potentiale.
F: Efterafgrødepotentialet kan anvendes i alle ordninger, men aldrig overstige det samlede krav.
G: Stedlige alternativer til efterafgrøder, såsom mellemafgrøder, tidlig såning mm. kan anvendes i til målrettede efterafgrødekrav og pligtige- & husdyrkrav, men ikke overstige det samlede potentiale.

Resultatet af optimeringen er en kombination af virkemidler der løser indsatskravet billigst muligt for den enkelte bedrift.

Ved beregninger for hele kystvandopland, eller hele landet, gentages beregningen for hver enkelt bedrift. Hver bedrifts løsning er uafhængig af øvrige bedrifters løsning. Resultaterne summeres på oplandsniveau eller landsniveau efterfølgende.

Da modellen er baseret på individuelle trin med kortlægning af potentiale, beregning af pris, optimering og præsentation, er der mulighed for at lave scenarietkørsler for varierende indsatsniveauer og forskellige prisniveauer.

BILAG 2. UDDYBNING AF UDVALGTE FORUDSÆTNINGER SAMMENLIGNING AF OMKOSTNINGSNIVEAU MED RESULTATMÅL

Resultat efter ejerløn for danske heltidsplanteavlere er valgt som en måleparameter til at sætte omkostningsniveauet for kvælstofreduktion på dyrkningsfladen i perspektiv. Perioden 2011-2020 er valgt fordi det er en 10-årig periode med forholdsvis normale priser, uden store toppe og bunde. Beregninger af omkostninger med Virkemiddelvælgeren har været foretaget i forbindelse med høringsperioden for vandområdeplanerne i løbet af 2021. På dette tidspunkt var regnskaberne for 2020 det seneste kendte tal. Det er valgt at holde fast i denne sammenligningsperiode, og den tilhørende prisvektor, som er dannet ud fra niveauerne der var gældende i netop den periode. Dette skyldes dels at priserne er på et normalt niveau, og dels at de er i nærheden af det der i en lang periode har været forventningen til "langsigtede" prisforventninger. Derudover er det også et valg der er taget for at bevare et ensartet grundlag for dem der læser flere analyser, hvor Virkemiddelvælgeren er anvendt som model.

Når det er valgt at perspektivere niveauet til en heltidsplanteavler, og ikke en griseproducent eller en mælkeproducent, så skyldes det at omkostningerne ved regulering på dyrkningsfladen primært påvirker driften af jorden. Der kan være afledte effekter på husdyrproduktionen, men det er vurderet tilstrækkeligt dækkende at sammenligne omkostningsniveauet med en heltidsplanteavlernes resultat. Det er valgt at sammenligne med et resultat på landsplan, da en omkostning til regulering på dyrkningsfladen hidtil har været delt mellem landmand og stat ved hjælp af en kompensationsordning. Det er ikke kendt hvordan en fremtidig regulering ser ud i detaljer, derfor er der anvendt grundlaget for den nuværende regulering. En egenskab i de hidtidige reguleringer har været, at kompensationsatsen har været ensartet for alle i hele landet.

Da formålet med sammenligningen udelukkende er at sætte en omkostning på eksempelvis 400 kr. pr. hektar i forhold til et resultatmål. Det egentlige omkostningsmål i analysen er omkostningen pr. kg N reduceret. Dette resultatmål kan sammenlignes med omkostningsniveauet i vådområdeprojekter og øvrige kollektive indsatser udenfor dyrkningsfladen.

HÅNDTERING AF TILSKUD I BEREKNINGER PÅ LANGT SIGT

I den målrettede regulering er der en ordning, hvor hver landmand forud for dyrkningssæsonen har haft mulighed for at tilmelde efterafgrødevirkemidler i det der kaldes "den frivillige ordning". Efterafgrøder der tilmeldes i den frivillige ordning, er tilskudsberettiget, og satsen har indtil og med høst 2023, været på 500 kr. pr. ha tilskudsberettiget efterafgrøde eller alternativ. Selvom N-kvotereduktion er et alternativ, er der ikke tilskud til N-kvotereduktion. Såfremt en landmand overtilmelder og dermed ikke får godkendt alle sine frivilligt tilmeldte efterafgrøder, opnås kun tilskud for de godkendte. Hvis der derimod undertilmeldes, og der kommer til at mangle efterafgrøder i det aktuelle område, bliver landmanden pålagt et såkaldt "obligatorisk efterafgrødekrav". Det obligatoriske efterafgrødekrav er ikke tilskudsberettiget.

Virkemiddelvælgeren regner på hvad hver enkelt landmand burde melde til i den frivillige ordning, for billigst muligt at opfylde sit efterafgrødekrav i de gældende efterafgrødeordninger.

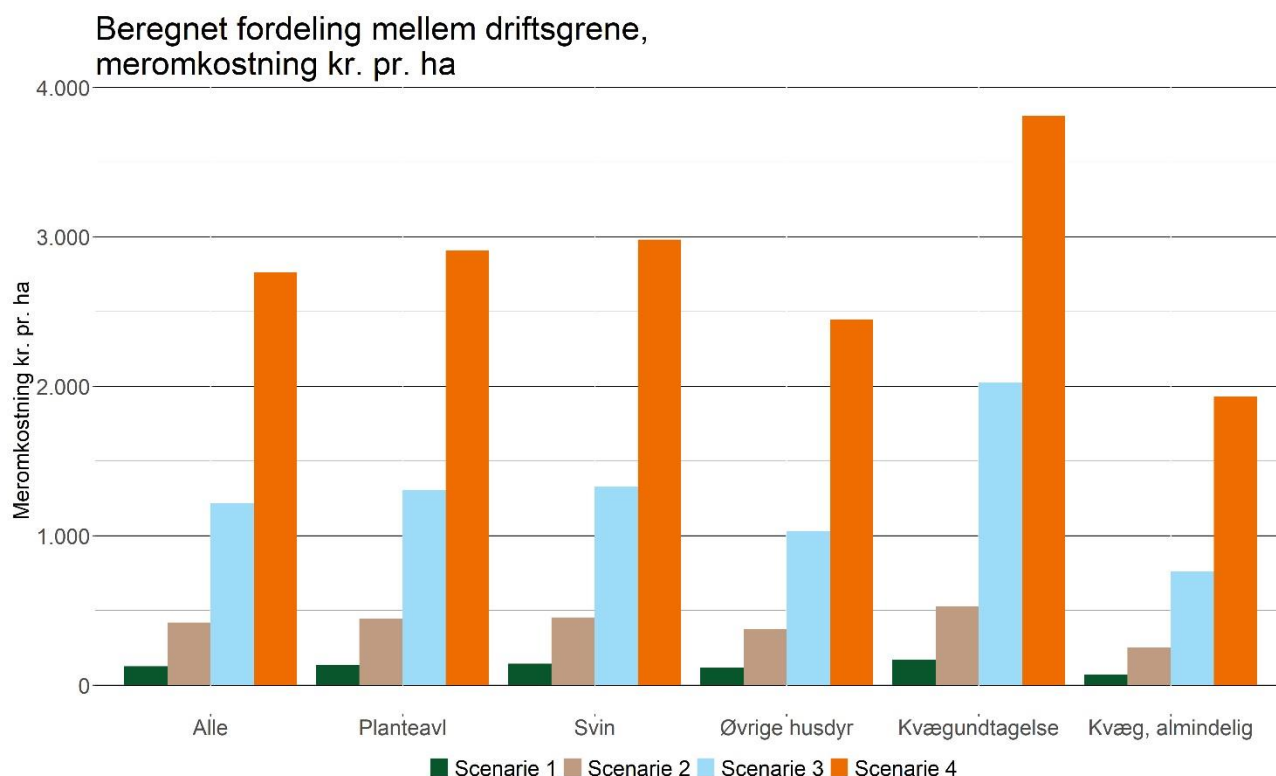
Virkemiddelvælgeren anvendes hvert år til at lave et økonomisk optimeret forslag til så mange landmænd som muligt via portalen landmand.dk. Når der laves beregninger for det kommende år, anvendes der en prisforudsætning som på bedste vist repræsenterer prisforventningerne for det kommende år. Og som en del af prisberegningen, er det naturligt at indregne den aktuelle tilskudssats.

Tilskudssatsen ændres fra høst 2024 til 637 kr. pr. ha. En af årsagerne til at tilskuddet ændres, er at indsatskravet i de hårdest regulerede kystvandoplande, er steget fra 31 pct. af efterafgrødegrundarealet til 44 pct. af efterafgrødegrundarealet.

Når tilskuddet ikke indregnes i beregningen af omkostninger ved fremtidig regulering, skyldes det primært, at vi ikke har kendskab til hvordan en tilskudsordning vil se ud når indsatskravene ændres. Derudover så beregnes omkostningerne i analysen som forskellen mellem to indsatskrav. I udgangspunktet ses på meromkostninger i forhold til udgangspunktet med 31 pct. målrettet regulering. Dermed beregnes den rene meromkostning ved øget reguleringstryk på dyrkningsfladen. Hvordan man vælger at fordele byrden mellem stat og landmand er der ikke taget stilling til i beregningen. Men som det ses af spredningen i omkostningerne mellem landmændene, så er det særdeles vanskeligt at lave en fair kompensationsmodel, når der som nu kun er adgang til et ensartet tilskudsniveau.

DATAGRUNDLAG FOR AFGRØDEVALG

Det er den enkelte bedrifts helt unikke afgrødevalg, og afgrøderækkefølge der afgør hvilke efterafgrødevirkemidler der er adgang til på hver ejendom. Derfor er der med et grundlag på 5 års dyrkningshistorik, lavet et afbalanceret niveau for hvad der normalt kan forventes at være plads til af virkemidler i hver enkelt bedrifts sædskifte. Da landmændene selv vælger afgrøder, er det reelt at antage, at hver enkelt landmand har valgt den afgrødesammensætning der giver grundlag for det bedst mulige økonomiske resultat på bedriften. Af denne årsag, er det ikke aktuelt at lave yderligere justering i afgrødevalget, da det netop repræsenterer hvad landmændene selv vælger som det bedst tilgængelige. Virkemiddelvælgeren rummer også resultater for hvordan omkostningerne fordeler sig mellem driftsgrene. Denne oplysning er ikke med i rapporten, da det er vurderet mere relevant at se på omkostningerne til kvælstofreduktion, end på fordeling af byrder mellem forskellige driftsgrene. Som eksempel på fordelingen, er der i Figur 1 herunder vist fordelingen af omkostninger for Knudedyb opgjort på bedriftstype i de fire scenarier.



Figur 1. Beregnet fordeling af meromkostninger mellem driftsgrene. Beregnet med Virkemiddelvælgeren for Knudedyb

Økonomiske konsekvenser af kvælstofmålsætninger på dyrkningsfladen i kystvandsoplandet til Juvre Dyb

Økonomisk analyse af 4 scenarier for kvælstofindsatser.

Produceret af:

SEGES Innovation P/S
Agro Food Park 15, Skejby
DK 8200 Aarbus N

Rekvirent:

Analyseopgaven er rekvireret af:
Kystvandråd Vadehavet.

Forfattere:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
Søren Kolind Hvid, SEGES Innovation P/S
Flemming Gertz, SEGES Innovation P/S

Kontakt:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
D +45 6155 5783

December 2023

FORMÅL OG BAGGRUND

Analysens formål er at vise omkostningerne ved at lave kvælstofreduktion på dyrkningsfladen. Da det ikke er kendt på forhånd, hvor stor en del der reelt kan løses med kollektive virkemidler såsom vådområder, lavbundsprojekter mv., er der taget udgangspunkt i det samlede indsatskrav fra statens vandområdeplaner bilag 1. Basisscenariet fastlægges ud fra niveauet for målrettede efterafgrøder i 2023, og der laves 4 scenarier med varierende forhold mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen. Indsatsen målt i tons N pr. år er opgjort ved kysten, dvs. retentionen i landskabet er indregnet.

Retention i oplandet kan blive ændret som følge af etablering af vådområder mv. Dette kan påvirke effekten af virkemidler på dyrkningsfladen. Det har ikke været muligt i dette forløb at indregne de specifikke konsekvenser af dette. Der tages derfor forbehold for dette i resultaterne.

Resultatet viser dels hvilke virkemidler der skal tages i brug på bedrifterne i oplandet, og hvad omkostningen er for hver enkelt bedrift ved at leve op til et givent indsatskrav.

Beregning af omkostninger for kvælstofindsats på dyrkningsfladen er baseret på Virkemiddelvælgerens algoritme. For hver bedrift beregnes hvilke virkemidler der er mulige at anvende på dyrkningsfladen i form af efterafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning, præcisionsjordbrug, normreduktion og brak. Virkemidlerne tildeles efter en økonomisk optimering, der sikrer at det altid er den billigste løsning der foreslås til hver bedrift. Beregningerne tager således udgangspunkt i hver enkelt bedrifts normale afgrødevalg og afgrøderækkefølge på markniveau. Metoden til beregningerne er beskrevet i bilag 1 Dokumentation for Virkemiddelvælgeren.

SAMMENDRAG

Meromkostningen på dyrkningsfladen stiger med indsatsen, og den nuværende regulering lægger allerede beslag på en væsentlig del af de billige virkemidler. Dette ses ved at den gennemsnitlige meromkostning, i forhold til nuværende omfang af efterafgrøder (2023), stiger fra 117 til 264 kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen fra scenarie 1 til scenarie 4. Opgjort pr. ha i omdrift er meromkostningen på 73 kr. ved scenarie 1, mens den når op på 907 kr. i scenarie 4. Til sammenligning opnåede planteavlsbedrifterne i gennemsnit et resultat efter ejerløn på 555 kr. pr. ha i perioden 2011-2020. Omkostningerne til landmanden er opgjort uden indregning af støtte til målrettede efterafgrøder, da det dermed viser den reelle omkostning. Der er ikke taget stilling til hvordan omkostningen på dyrkningsfladen kan fordeles mellem landmand og stat. I stedet for at sammenligne hvert scenarie med basis, er der yderst til højre i Tabel 1 lavet en beregning af den marginale omkostning mellem hvert scenarie. Den marginale omkostning viser hvad meromkostningen er for at bevæge sig fra et scenarie til et andet, eksempelvis er den marginale omkostning ved at øge indsatsen fra scenarie 3 til scenarie 4 på 452 kr. pr. kg N reduceret.

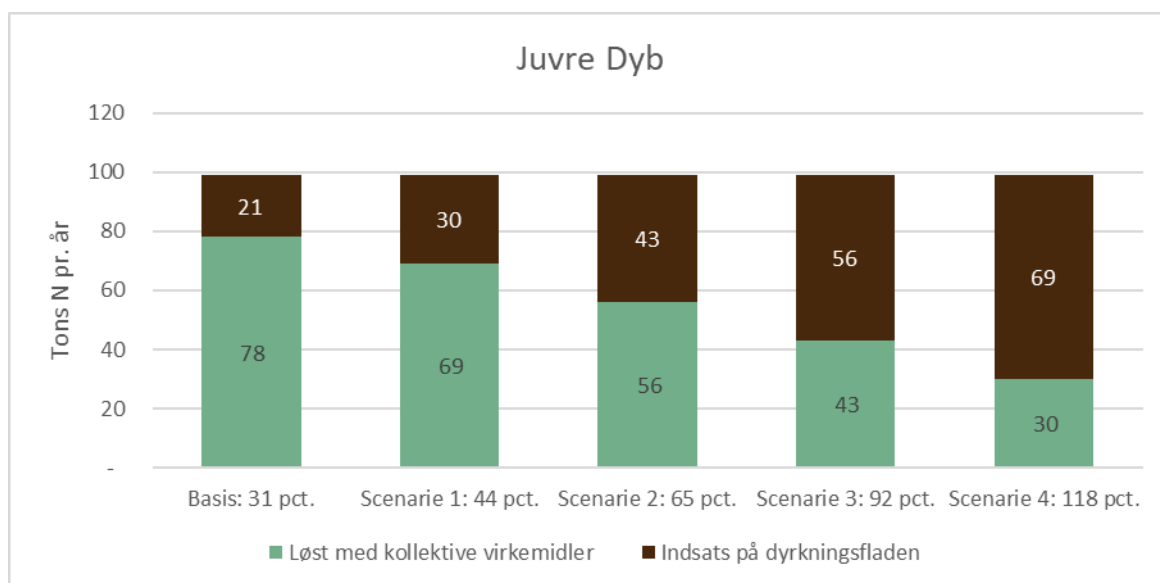
Tabel 1. Meromkostning og marginalomkostning på dyrkningsfladen ved 4 scenarier

	Tons N fjernet med kollektive indsatser	Tons N fjernet pr. år på dyrkningsfladen	Meromkostning, kr./ha	Meromkostning Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen	Marginalomk. Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen
Scenarie 1	69	30	73	117	117
Scenarie 2	56	43	249	159	188
Scenarie 3	43	56	485	194	253
Scenarie 4	30	69	907	264	452

FORDELING MELLEM KOLLEKTIV OG DYRKNINGSFLADE

Der regnes på en totalindsats på 107 tons N pr. år, hvoraf 8 tons forventes løst via CAP (Den fælles landbrugspolitik). Dermed er der 99 tons N pr. år som skal fordeles. Fordelingen mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen er vist i Figur 1. Indsatsen på dyrkningsfladen i "Basis: 31 pct." svarer til 31 pct. målrettede efterafgrøder (ud af efterafgrødegrundarealet), som var gældende niveau i 2023. Hvis indsatsen på dyrkningsfladen skal bevares på dette niveau, vil det være nødvendigt at løse 78 tons med kollektive virkemidler.

Scenarierne er lavet for at vise hvordan indsatsen (og omkostningerne) på dyrkningsfladen øges, når den kollektive indsats reduceres.



Figur 1. Fordeling mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen

I oplandet til Juvre Dyb var det samlede dyrkede areal i 2021 på 20.590 ha. Heraf var i alt 16.815 ha i omdrift. Hvis nuværende reguleringstilgang følges, skal den udskudte reduktion hentes på konventionelle bedrifter med et efterafgrødegrundareal over 10 ha. Blandt disse var efterafgrødegrundarealet i 2021 på 10.183 ha svarende til 61 pct. af oplandets dyrkede areal.

De kollektive indsatser formodes primært at være vådområder.

Effekten fra vådområder er sat til 90 kg N pr. ha. Det er antaget at 50 pct. af vådområdets areal ligger på omdriftsarealer. I nuværende reguleringsmodel på dyrkningsfladen fordeles indsatsen med målrettede efterafgrøder som en andel af det såkaldte efterafgrødegrundareal. Efterafgrødegrundarealet er i grove træk defineret som arealet der dyrkes med korn, raps og majs. Efterafgrødegrundarealet i Juvre Dyb udgør 49 pct. af omdriftsarealet. Dermed vil der for hver hektar med vådområder blive reduceret 0,50 ha i omdriftsarealet og 0,25 ha i efterafgrødegrundarealet. Dette er årsagen til at der ikke er et fuldstændigt lineært forhold mellem tons N der løses på dyrkningsfladen og procentsatsen for målrettede efterafgrøder. Forholdet mellem indsatskrav i tons og pct. målrettede efterafgrøder er vist i Tabel 2.

Tabel 2. Fordeling af indsats mellem kollektive virkemidler og indsats på dyrkningsfladen

	Enhed	Basis	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
Kollektive virkemidler	Tons N/år	78	69	56	43	30
Dyrkningsfladen	Tons N/år	21	30	43	56	69
Målrettede efterafgrøder	Pct. af efterafgrødegrundareal	31	45	64	83	102

Der er regnet på konsekvenser for alle bedrifter i hele oplandet. Løsningen fremkommer som en kombination af mulige virkemidler på dyrkningsfladen for hver enkelt bedrift. Potentialeberegningen for virkemidler er baseret på hver enkelt bedrifts afgrødefordeling på alle marker i 2018-2023. Den almindelige efterafgrøde er enheden der anvendes i beregningen. Der er forskel på virkemidlernes effekt, nogle virkemidler har en lavere effekt end efterafgrøder og der skal således et større areal til for at opnå effekten af 1 ha efterafgrøder, mens andre virkemidler er mere effektive end efterafgrøder.

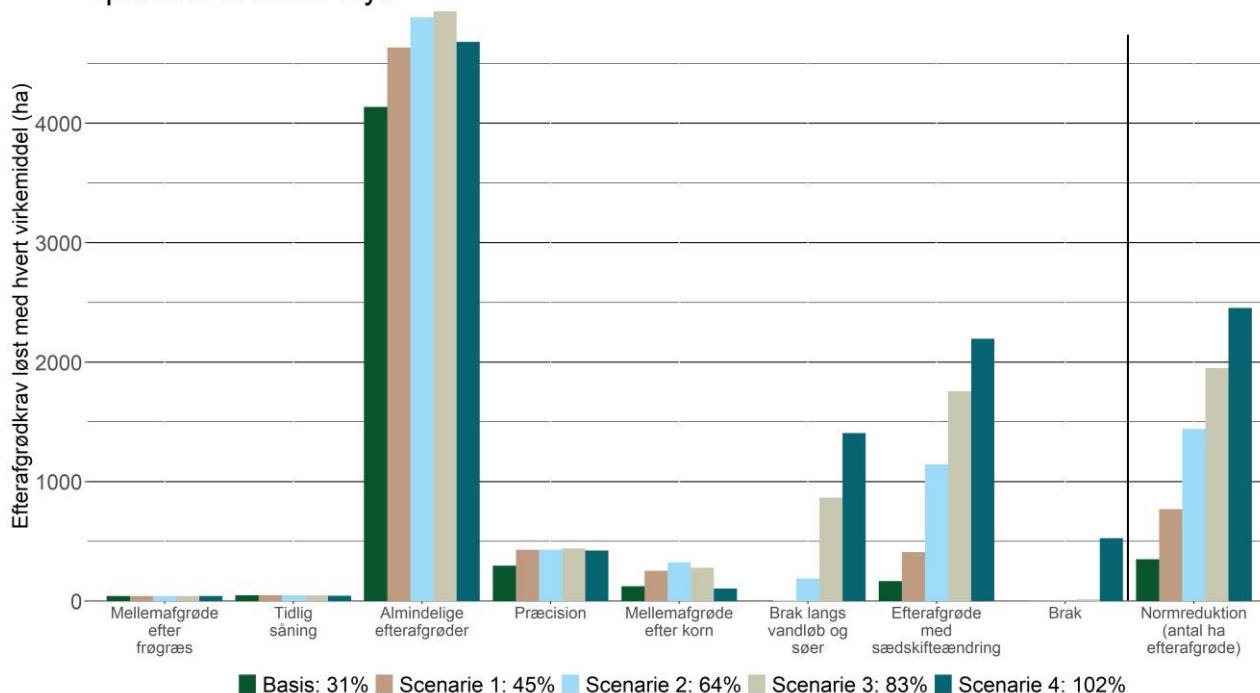
Indsatskravet målt i "pct. målrettede efterafgrøder" er en omregning fra indsatskravet i recipienten, til hvor mange hektar efterafgrøder der skal bruges for at opnå kravet, og hvor meget det udgør af det tilgængelige efterafgrødegrundareal. Dermed er der ikke automatisk en øvre grænse på 100 pct. Hvis indsatskravet i recipienten er højt, og effekten af efterafgrøder lav, så kan indsatskravet overstige 100 pct. målrettede efterafgrøder. Krav over 100 pct. vil dog i praksis medføre behov for braklægning som en væsentlig del af løsningen.

For alle 4 scenarier gælder det, at der vælges de billigste og reguleringsmæssigt accepterede virkemidler til at løse kravet. Der er taget højde for, at nogle virkemidler overlapper med andre. Har man for eksempel efterafgrøder på en bedrift, hvor der også er kvotereduktion, bliver effekten af kvotereduktionen mindre.

KONSEKVENSNIVEAUER PÅ DYRKNINGSFLADEN

For at opfylde indsatskravet anvendes en kombination af forskellige virkemidler på dyrkningsfladen. I Figur 2 nedenfor er arealet med hvert virkemiddel sorteret efter stigende pris for de fire scenarier. Mellemafgrøde efter frøgræs og tidlig såning er de billigste, mens efterafgrøde med sædskifteændring og brak er de dyreste. Kvotereduktionen står for sig selv, da prisen på kvotereduktionen varierer med anvendelsen: De første 5 pct. reduktion er således væsentligt billigere end en reduktion fra 15 til 20 pct.

Fordeling af virkemidler ved forskellige scenarier, oplandet til Juvre Dyb



Figur 2: Fordeling af virkemidler i basisscenariet samt de 4 scenarier.

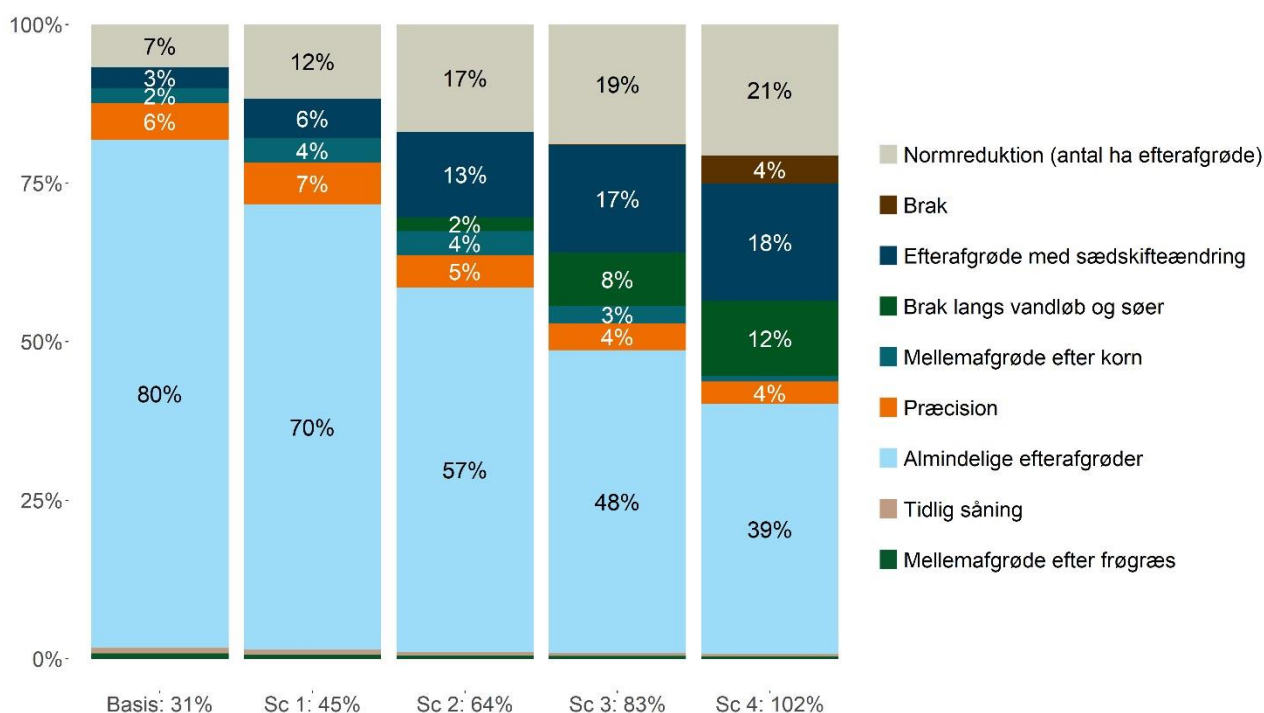
Selvom kravet til efterafgrøder stiger i de beregnede scenarier, er det bemærkelsesværdigt, at arealet med almindelige efterafgrøder kun stiger reelt indtil scenarie 2, hvor indsatskravet er på 64 % målrettede efterafgrøder. Og stigningen i almindelige efterafgrøder fra scenarie 1 til 2 er særdeles begrænset, fordi scenarie 1 allerede lægger beslag på næsten hele potentialet for almindelige efterafgrøder. Dette illustreres meget tydeligt ved, at løsningen i scenarie 2 indeholder stigning i dyrere virkemidler som mellemafgrøde efter korn, brak langs søer og vandløb, efterafgrøde med sædskifteændring og normreduktion. Normreduktionen stiger fra at dække 7 % af løsningen i udgangspunktet, til at dække 17 % i scenarie 2.

Den korte konklusion på valget af virkemidler i scenarie 1 er, at et indsatskrav på 45 % som gennemsnit kan løses til 73 kr. pr. ha i omdrift. Dog er der 1/3 af bedrifterne som har meromkostninger i forhold til nuværende regulering på 100-220 kr. pr. ha.

Scenarie 3 og 4 viser meget tydeligt, at der kun er dyre virkemidler tilbage i form af sædskifteændringer, store normreduktioner og braklægning, når indsatskravet kommer op på 83 – 102 pct. Disse niveauer er således både meget indgribende i driften, og særdeles omkostningstunge at gennemføre som målrettet regulering. Brak i scenarie 4 medfører at der ikke længere er plads til samme mængde af almindelige efterafgrøder.

Virkemidlerne varierer meget i pris. De billige virkemidler på dyrkningsfladen er til og med mellemafgrøde efter korn, som er prissat til 900 kr. pr. ha efterafgrødekraft. I basis er 90 % af indsatsen løst med billige virkemidler på dyrkningsfladen, og den anvendte normreduktion er i den billige ende. Andelen af løsningen, der sker med billige virkemidler på dyrkningsfladen, falder til 82 % i scenarie 1 og 68 % i scenarie 2, hvor almindelige efterafgrøder blot løser 57 % af det samlede krav. I scenarie 3 og 4 reduceres de billige virkemidler til at udgøre henholdsvis 56 og 45 % af den samlede løsning.

Efterafgrødevirkemidlers andel af det samlede efterafgrødekrav, Juvre Dyb



Figur 3. Efterafgrødevirkemidlernes andel af den samlede løsning

MEROMKOSTNING VED FORSKELLIGE INDSATSNIVEAUER

Når indsatskravet, som skal løses på dyrkningsfladen, øges, stiger meromkostningen drastisk (*Tabel 3*). I scenarie 4, hvor 69 tons N skal findes med indsats på dyrkningsfladen, er den samlede meromkostning for oplandet 13 mio. kr., svarende til 907 kr. pr. ha. Denne meromkostning er beregnet i forhold til indsatskravet i 2023.

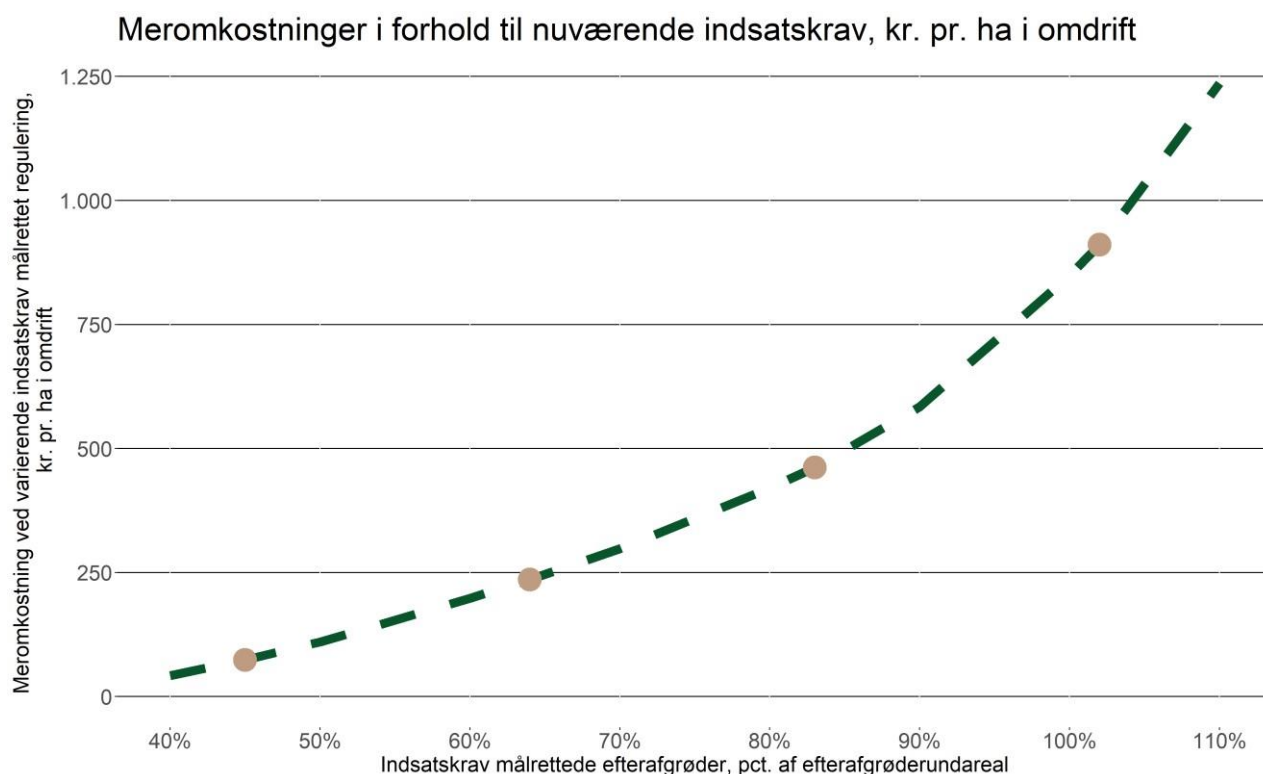
Tabel 3: Meromkostning i forhold til niveau fra 2023 ved indsats på dyrkningsfladen.

	Kollektive indsatser	Dyrknings- fladen	Efterafgrøder af efterafgrødegrundareal	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023
	Tons N pr. år	Tons N pr. år	Pct.	Tkr.	kr./ha	Kr. pr. kg N
Scenarie 1	69	30	45	1.019	73	117
Scenarie 2	56	43	64	3.459	249	159
Scenarie 3	43	56	83	6.746	485	194
Scenarie 4	30	69	102	12.623	907	264

Udviklingen i meromkostningen kan også ses i Figur 4, hvor der er lavet en stiplede linje mellem de beregnede indsatsniveauer, angivet ved pct. efterafgrøder af efterafgrødegrundarealet. Den stiplede linje viser hvordan meromkostningerne i forhold til nuværende regulering, udvikler sig for gennemsnitsbedriften i oplandet til Juvre Dyb.

Når den målrettede indsats stiger fra 31 til 45 pct., er der en meromkostning på 73 kr. pr. ha i omdrift. Meromkostningen kommer op på 249 kr. ved en målrettet indsats på 64 pct. og 485 kr. pr. ha ved 83 pct. Dette er et meget tydeligt tegn på at de billige virkemidler er opbrugt, og at øget indsats skal løses med virkemidler der er væsentligt dyrere end dem der allerede er i anvendelse.

Til sammenligning af omkostningsniveauet er det gennemsnitlige resultat efter ejerløn for en planteavlsbedrift i perioden 2011-2020 på 555 kr. pr. ha.



Figur 4. Meromkostning i forhold til nuværende indsatskrav, kr. pr. ha i omdrift.

Hvis meromkostningen ikke blot sammenlignes med indsatsen i 2023, men i stedet som den marginale ændring mellem scenarierne, bliver det tydeligt, at en øget indsats hver gang sker med endnu dyrere virkemidler.

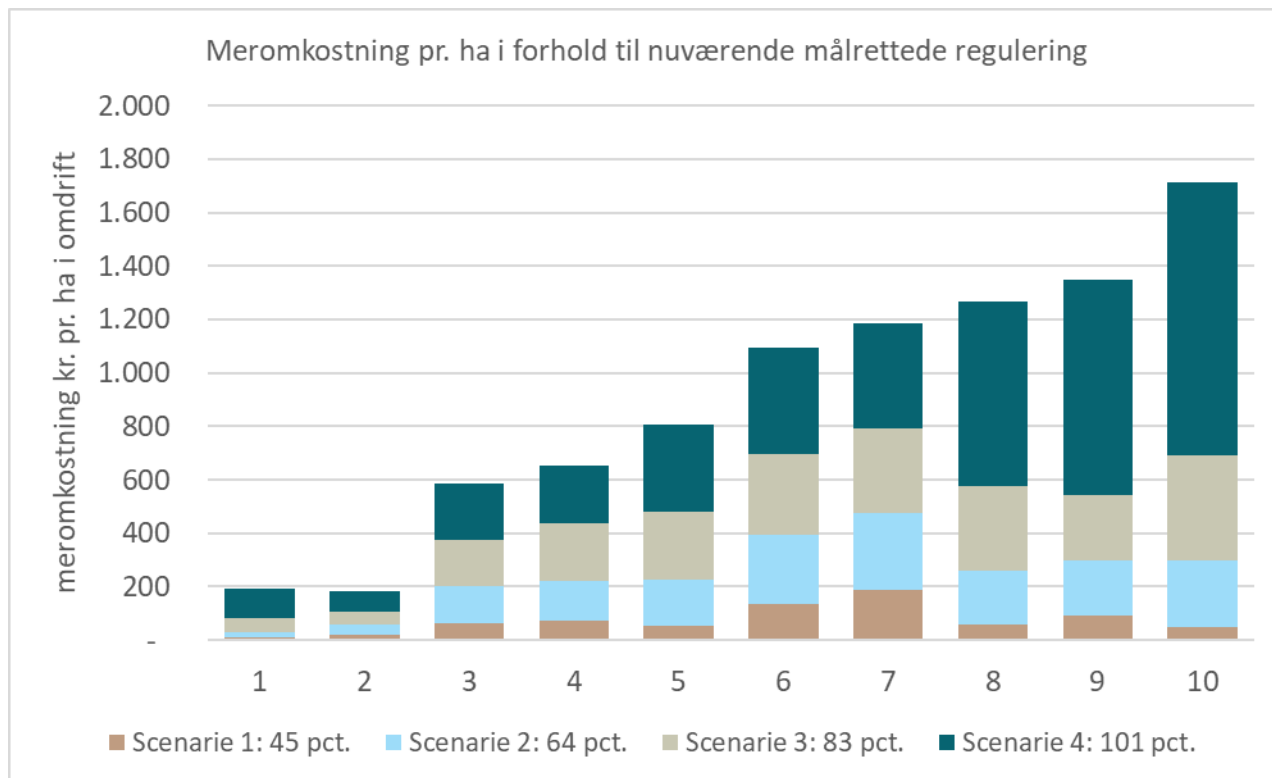
	Marginal reduktion, tons N pr. år	Marginalomkostning Tkr. pr. år	Marginalomkostning kr. pr. kg N
Scenarie 1 i forhold til basis	9	1.019	117
Scenarie 2 i forhold til scenarie 1	13	2.440	188
Scenarie 3 i forhold til scenarie 2	13	3.287	253
Scenarie 4 i forhold til scenarie 3	13	5.877	452

For at sætte disse marginalomkostninger i perspektiv, er den budgetøkonomiske pris på et vådområde på sandjord i virkemiddelkataloget (Eriksen et.al 2020) beregnet til 39 kr. pr. kg N. Denne pris er ved en reduktion på 120 kg N pr. ha, og med en forventet effekt på ca. 90 kg N pr. ha for vådområder i oplandet til vadehavet, vil en korrigeret pris være 52 kr. pr. kg N reduceret. Minivådområder der hører til i den dyre ende af kollektive virkemidler, er i virkemiddelkataloget beregnet til en budgetøkonomisk pris på 107 kr. pr. kg N, når der er et vandspejl på 1 ha, 142 kr. pr. kg N ved vandspejl på 0,5 ha og 246 kr. pr. kg N ved et vandspejl på 0,2 ha. Alle priserne er for et anlæg uden pumpe. Minivådområder har ikke et ret stort udbredelsespotentiale i oplandet til Juvre Dyb, og er blot taget med til sammenligning af priser på kollektive virkemidler i den dyre ende.

Samlet set viser beregningerne at reguleringen på dyrkningsfladen kun er billigt, så længe indsatskravet er lavt.

STOR FORSKEL I OMKOSTNINGER MELLEM BEDRIFTER

Der er en stor variation i omkostningerne mellem bedrifterne. I Figur 5 er vist en oversigt over meromkostningerne for de 10 største bedrifter i oplandet til Juvre Dyb. Den brune del nederst viser hver bedrifts meromkostning ved at skifte fra nuværende 31 pct. målrettede efterafgrøder til 45 pct. målrettede efterafgrøder. Allerede ved første scenarie ses en stor forskel i meromkostningerne mellem bedrifterne. Og forskellen i de økonomiske konsekvenser mellem bedrifterne stiger som det ses ved stigende indsatskrav på dyrkningsfladen.



Figur 5. Spredning i meromkostninger pr. ha for de 10 største bedrifter i oplandet

FORDELING AF OMKOSTNINGER MELLEM STAT OG LANDBRUG

Omkostningerne til den nuværende målrettede regulering bliver i nogen grad dækket af et tilskud til bedrifterne der tilmelder virkemidler på dyrkningsfladen i den frivillige ordning. Tilskuddet var i 2023 på 500 kr. pr. ha efterafgrøde, og der er ikke mulighed for at få tilskud til N-kvotereduktion. Tilskudssatsen er beregnet ud fra en gennemsnitsbetragtning, og der er således bedrifter der bliver overkompenseret, mens der er andre der bliver underkompenseret.

Ved øget indsatskrav bliver forskellen i pris mellem anvendte virkemidler på bedrifterne endnu større, hvorved det bliver endnu sværere at lave en kompensationsmodel til fordeling af omkostninger mellem landbrug og stat.

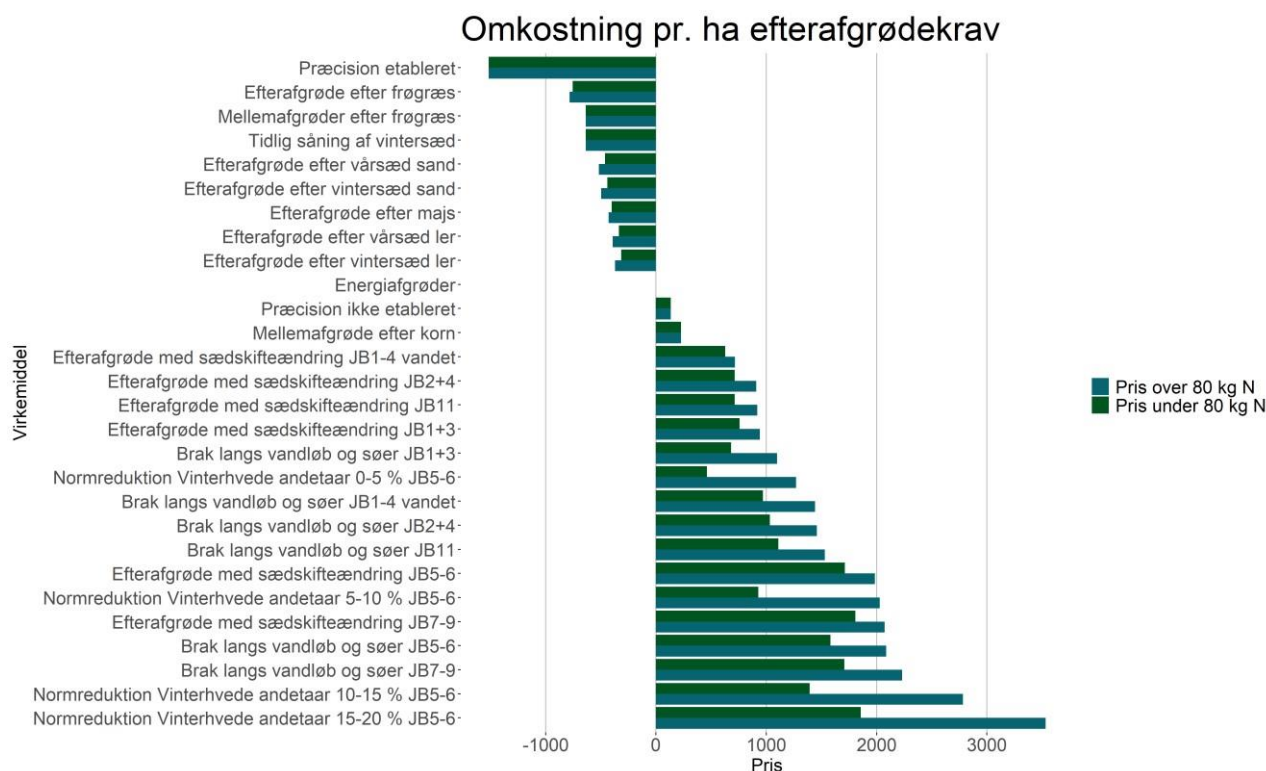
ANVENDTE PRISER PÅ VIRKEMIDLER

Priserne på de anvendte virkemidler er på baggrund af priser svarende til niveauet fra 2011-2020.

Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg
Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN

Slætgræs	128	øre pr. FEN
Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Omregnet til priser pr. ha efterafgrødekrav der løses med virkemidlerne på dyrkningsfladen, er vist i Figur 6. For at bevare overskueligheden i figuren, er der ikke medtaget omkostning til braklægning i figuren. Omkostningen til brak er beregnet til priser mellem 5.300 kr. og 8.400 kr. pr. ha. De laveste omkostninger er for planteavl på uvandet JB1&3, mens de højeste omkostninger er for husdyrproducenter på JB2&4. Prisen på brak er beregnet med en antagelse om kort sigt uden kapacitetstilpasning.



Figur 6. Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav

LITERATURLISTE

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

BILAG 1 DOKUMENTATION FOR VIRKEMIDDELVÆLGEREN EN ALGORITME TIL ØKONOMISK OPTIMERING AF EFTERAFGRØDEVIRKEMIDLER

Virkemiddelvælgeren laver en bedriftsspecifik økonomisk optimering af tilgængelige efterafgrødevirkemidler. Grundlaget for beregningen baseres på hver enkelt bedrifts afgrødevalg i de foregående 5 år. Indsatskravet der beregnes på, er enten det kommende års indsatskrav, eller en række af scenarier med frit valgte indsatskrav. Der er således altid tale om en beregning på fremtidige valg af efterafgrødevirkemidler, baseret på en forventning om at de seneste 5 års afgrødevalg er repræsentative for bedriftens fremtidige drift. Bedriftens afgrødevalg anvendes til at kortlægge potentialet for efterafgrøder og alternative virkemidler som kan anvendes til at løse efterafgrødekrav. På baggrund af potentialet foretages en økonomisk optimering, som giver et forslag til den billigste løsning af efterafgrødekrav på hver enkelt bedrift.

DATAGRUNDLAG OG DATAOPRENSNING

Datagrundlaget for beregningerne er som udgangspunkt baseret på afgrødevalg indtastet ved ansøgning om grundbetaling. Dette datasæt indeholder i udgangspunktet information om hver enkelt marks størrelse, afgrødevalg og hvilket CVR-nummer der søger grundbetalingen. Datasættet er ved hjælp af GIS beriget med informationer om tidligere års afgrøde på markniveau, bonitet (JBnr.), postnr., kommune, ID15, kystvandområde, økologisk/konventionel, mulighed for vanding, andel af mark der ligger som 20 m bræmme til søer og vandløb, indsatskrav til husdyrefterafgrøder, indsatskrav til målrettet regulering. Efterafgrødekravene på bedriftsniveau afhænger af den anvendte mængde organisk gødning. Informationen om anvendt mængde af organisk gødning hentes fra gødningsregnskabet. Adgangen til gødningsregnskab er opnået gennem ansøgning om aktindsigt. Derudover anvendes gødningsregnskabet også som datakilde til at identificere kværgundtagelsesbrug, der har specifikke krav til græsefterafgrøde. Dataoprensningen indebærer en transformation af excel-datakilden til RDS-fil og ensretning af navne fra kolonner.

Markdatasættet består af flere års udtræk. Dette skyldes at markernes tilknytning til CVR-nummer kun gælder i et enkelt år ad gangen. Derfor findes der datasæt for hvert år fra 2016 til og med senest færdiggjorte udtræk. I datasættene for 2016 og frem er der medtaget afgrødeinformation på tidligere år, og i muligt omfang også i et efterfølgende år. Dette anvendes i beregningen af efterafgrødepotentialet, hvor der ses på aktuell afgrøde og i nogle tilfælde efterfølgende års afgrøde, og foregående afgrøde i andre tilfælde.

POTENTIALEBEREGNINGEN

Formålet med potentialeberegningen er at kortlægge hvilke virkemiddelpotentialer, der er mulighed for at anvende på hver enkelt mark.

Der beregnes potentialer for virkemidler på dyrkningsfladen:

- Efterafgrøde efter frøgræs
- Efterafgrøde efter vårsæd
- Efterafgrøde efter vintersæd
- Tidlig såning
- Mellemafgrøde efter frøgræs
- Mellemafgrøde efter korn
- Efterafgrøde der medfører sædskifteændring
- Præcisionsjordbrug
- Energiafgrøder
- N-kvotereduktion

- Brak langs søer og vandløb
- Brak

Potentialet for efterafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vårsået afgrøde. Teknisk foretages dette ved at undersøge om afgrødekoden på en mark i indeværende år er frøgræs, og om afgrødekoden i efterfølgende år er inden for gruppen af vårsåede afgrøder. Dermed bliver det landmandens sædvanlige afgrødevalg som efterfølger til frøgræs, der afgør om der er et potentiale for efterafgrøde eller mellemafgrøde efter frøgræs.

Efterafgrøde efter vårsæd identificeres ved at en vårsået kornafgrøde efterfølges af vårsået afgrøde. Og på tilsvarende vis identificeres efterafgrøde efter vintersæd, ved at en vintersæd efterfølges af en vårsået afgrøde. Forskellen mellem efterafgrøde efter vårsæd og vintersæd er at etableringsomkostningerne i efterafgrøde efter vintersæd er højere, da den skal sås lige før eller lige efter høst. Efterafgrøde efter vårsæd kan etableres som græsudlæg ved den almindelige etablering.

Tidlig såning af vintersæd anvendes som udgangspunkt for alt førsteårs hvede. I denne sammenhæng er førsteårs hvede defineret som hvede etableret efter raps, markært og spinat. Hvede efter frøgræs antages anvendt i potentialet for mellemafgrøde efter frøgræs. Førsteårs hvede efter øvrige afgrøder, eksempelvis kartofler, majs og roer, antages ikke at kunne etableres før 7. september og indregnes derfor ikke som potentiale for tidlig såning. På Lolland, Falster og Møn er tidlig såning slet ikke anvendt i praksis, derfor er potentialet nulstillet ved hjælp af postnumre for disse områder. I Sønderjylland, på Fyn og Sjælland er der udfordringer med at håndtere resistent græsukrudt, derfor halveres potentialet for tidlig såning i disse egne. Der er ikke specifikt kendskab til hvilke bedrifter der har disse udfordringer, derfor er halveringen en generel betragtning for alle bedrifter i området.

Mellemafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vintersæd.

Mellemafgrøde efter korn er som udgangspunkt et samlet potentiale af kornmarker der efterfølges af vintersæd. Dette omtales som "totalpotentialet for mellemafgrøde". Ved anvendelse af virkemidlet mellemafgrøde må vintersæden tidligst sås efter d. 20. september. For ikke at overdrive potentialet for mellemafgrøde, begrænses potentialet for mellemafgrøde til højst at udgøre 20 pct. af det samlede areal med vintersæd, da det skaber en afbalanceret anvendelse af sen såning.

Den resterende del af totalpotentialet for mellemafgrøde anvendes til henholdsvis tidlig såning af vintersæd efter korn og efterafgrøde med sædskifteændring. Tidlig såning af vintersæd efter korn er et virkemiddel der primært anvendes i den nordvestlige del af Jylland. Derfor er dette potentiale bygget med en parameter, som justeres på postnummerniveau. Parameteren er kalibreret ud fra faktisk anvendelse af tidlig såning. Efterafgrøde med sædskifteændring er et forholdsvis dyrt tiltag, da der udover etableringen af en efterafgrøde også opleves et tab ved at en vintersæd erstattes af vårsæd. Virkemidlet anvendes når billigere virkemidler er brugt op. Sædskifteændringen sker udelukkende for vintersæd efter korn. Dermed påvirkes arealer med førsteårs hvede ikke. Den grundlæggende betragtning i dette, er at man ønsker at bevare hver bedrifts andel af vekselafgrøder.

Præcisionsjordbrug fungerer som alternativ til efterafgrøder. Potentialet for virkemidlet udgøres af arealer der dyrkes med korn og raps. 11 ha med præcisionsjordbrug kan erstatte 1 ha efterafgrøde. Potentialet håndteres i to grupper. Den ene gruppe er de bedrifter der allerede har været tilmeldt ordningen i foregående år. Disse bedrifter forventes at fortsætte med at anvende virkemidlet. Omkostningen indregnes uden forrentning og afskrivning af præcisionsudstyr, da det allerede er købt.

Den anden gruppe er bedrifter med mere end 150 ha, som generelt set vurderes at have en størrelse der retfærdiggør investering i præcisionsudstyr. Omkostninger til virkemidlet indregnes inklusive forrentning og afskrivning.

Energiafgrøder fungerer som alternativ til målrettede efterafgrøder. Teoretisk set er der et potentiale svarende til omdriftsarealet, men da etablering af energiafgrøder er begrænset i sin faktiske udbredelse, er det valgt blot at foreslå aktuelt areal med energiafgrøde som potentiale der kan fortsætte til en pris på 0 kr. pr. ha. Dermed ændres omfanget af energiafgrøder ikke i beregningen.

N-kvotereduktion er et virkemiddel, hvor man anvender en mindre mængde N-gødning på bedriften end den samlede norm. Der er stor forskel på omkostningen til N-kvotereduktion alt efter omfanget der

anvendes. I modellen beregnes N-kvotereduktion i portioner af 5 %. Dermed skelnes der mellem N-kvotereduktion i områderne 0-5 %, 5-10 %, 10-15 % og 15-20 %. Potentialet for N-kvotereduktion beregnes afgrøde- og bonitetsspecifikt. Beregningen af omkostning for N-kvotereduktion gennemføres for de 13 afgrøder der har den største udbredelse, og dækker ca. 1,9 mio. ha i 2022. Afgrøderne er vist herunder sorteret efter omfang:

- Vårbyg
- Vinterhvede (der regnes separat for førsteårshvede og hvede efter korn)
- Vinterraps
- Majs
- Kløvergræs til foder
- Vinterhybridrug
- Vinterbyg
- Havre
- Græs uden kløver til foder
- Rajgræsfrø, almindelig
- Stivelseskartofler
- Sukkerroer til fabrik

Målt efter udbredelse er der tre afgrøder som er udeladt af listen, den største er "permanent græs med normalt udbytte" der håndteres som græs uden kløver. Derudover er der "miljøgræs MVJ-tilsagn uden Nkvote" og "MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal". De to MVJ-græsser har ikke N-kvote og er derfor ikke relevant i beregningen.

Generelt gælder det at alt bælgsæd og øvrige afgrøder uden N-norm ikke indgår i beregningen. De resterende afgrødekoder udgør tilsammen ca. 20 pct. af landbrugsarealet, men hver for sig fylder de mindre end 1 pct. Derfor håndteres resterende afgrøder som den af de ovenstående 13 der ligner bedst når der ses på det økonomiske tab ved reduktion af N-kvoten.

Vårraps og ryps håndteres som vinterraps.

Brødhvede håndteres som andetårshvede.

Vinterrug håndteres som Vinterhybridrug.

Majs til modenhed håndteres som majs til helsæd.

Fodergræs med kløver og normalt udbytte håndteres som kløvergræs til foder.

Frøgræsser håndteres efter samme beregning som almindeligt rajgræs. Alle

kartofler håndteres som stivelseskartofler.

Øvrige afgrøder med N-norm som ikke er nævnt ovenfor tildeles en omkostning svarende til N-reduktion for vårbyg.

Tabsberegningen i Kalkule Mark er udført, ved at lave to afgrødefølger, en med raps og kornafgrøder, hvor hvede efter raps automatisk håndteres som førsteårshvede, og hvede efter korn som andetårshvede.

Derudover giver modellen ikke effekter af afgrøderækkefølge. Det er hver enkelt afgrødes værdier der anvendes som grundlag for beregningerne. De afgrøder der ikke er korn er samlet i en afgrødefølge for sig selv. Ved hjælp af en makro beregnes udbytte for korn i hkg kerne og kg protein pr. ha ved N-niveauer svarende til fuld N-norm og derudover i 5 pct. intervaller ned til 80 pct. af fuld N-norm. Tabet i hkg kerne og kg protein er de væsentligste elementer i ændret udbytte ved N-kvotereduktion, men der er samtidig et fald i halmængde der reducerer indtjeningen og besparelser på P, K og tørring. Dette samles ligeledes op ved beregningen. Den procentuelle reduktion i halmudbytte følger 1:1 reduktionen i kerneudbytte. For afgrøderne der ikke er korn, opgøres udbyttet i passende enhed, og der beregnes kun proteintab i de afgrøder, der anvendes til foder.

Udbyttet beregnes på hver bonitet (JB1+3, JB2+4+10-12, JB1-4 med vanding, JB5-6, JB7-9) og data samles i tabeller. Tab og besparelser importeres til Virkemiddelvælgerens R-kode, hvor det omregnes til samlet tab baseret på værdi af kerne, protein, halm og sparet omkostning til N, P, K og tørring pr. ha med afgrøden.

For bedrifter der anvender mindre end 80 kg total N fra organisk gødning, skal der fra 2024 reduceres 110 kg N for at opnå en effekt svarende til en hektar efterafgrøde. Bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning skal reducere 175 kg N for at opnå effekt svarende til en hektar efterafgrøde.

Tidligere har satserne været 93 og 150 kg N for henholdsvis under og over 80 kg N.

Brak langs søer og vandløb er et forholdsvis attraktivt alternativ til målrettede efterafgrøder, da virkemidlet har en 4:1 effekt i forhold til efterafgrøde. Således kan 1 ha brak langs søer og vandløb løse 4 ha efterafgrødekraav. Potentialet for brak langs søer og vandløb beregnes på baggrund af senest kendte arealer og disses placering i forhold til mulige bræmmeområder ned til søer og vandløb.

Brak er defineret som sidste (og dyreste) udvej, når det ikke er muligt at løse indsatskravet med andre alternativer. Potentialet for brak er omdriftsarealet fratrukket det areal der anvendes som potentiale for brak langs søer og vandløb. På samme vis som brak langs søer og vandløb, anvendes senest kendte omdriftsareal som grundlag for beregningen af det samlede potentiale for brak.

5 ÅRS DATAGRUNDLAG OG BEDRIFTSTYPE

Da man i beregningssituationen ikke har adgang til viden om fremtidige afgrødevalg, tages der udgangspunkt i historiske afgrødevalg. På nuværende tidspunkt er afgrødevalget i 2023 det nyeste tilgængelige datasæt. Beregningen af potentialet for efterafgrøder kan således kun laves frem til og med afgrøden i 2022 som efterfølges af en vårsået afgrøde i 2023. For at give et mere stabilt datagrundlag laves der beregninger for 2022-23, 2021-22, 2020-21, 2019-20 og 2018-19. Hvert års potentiale for efterafgrødevirkemidlet omregnes til hvor stor en del af omdriftsarealet der kan anvendes til et givent efterafgrødepotentiale. Efterfølgende tages der et gennemsnit af disse andele, og dette ganges på omdriftsarealet for 2023. På denne vis er det bedriftens afgrødevalg over en 5-årig periode der danner grundlaget for hvilke efterafgrødevirkemidler der typisk vil være tilgængelige på den enkelte bedrift. Og der er på bedst mulige vis taget højde for at omdriftsarealet kan være ændret i perioden.

Det 5-årige gennemsnit anvendes kun til efterafgrødevirkemidlerne der er afhængige af dyrkningshistorikken. Brak langs søer og vandløb afhænger ikke af hvad der har været dyrket, men derimod hvilke marker der er tilgængelige her og nu. Derfor beregnes potentialet for brak langs søer og vandløb alene på baggrund af seneste tilgængelige markdata. N-kvotereduktionen der er afgrøde og bonitetsspecifik beregnes på baggrund af den fordeling af afgrøder der har været i senest tilgængelige år. Dermed antages implicit at sammensætningen af afgrøder og fordelingen på boniteter vil være lig med den seneste observation.

Som udgangspunkt kræves det at der er 5 års dyrkningshistorik for alle bedrifter. Der tages højde for om bedriften har samme type i hele perioden. Dette er særligt lavet for at tage højde for bedrifter der måtte skifte til eller fra anvendelse af kvægundtagelsen. Bedrifter der anvender kvægundtagelsen, har et forholdsvis enkelt sædskifte, og der kræves derfor kun 3 års datagrundlag for disse. For alle øvrige bedrifter kontrolleres det om bedriftstypen er ens i perioden med seneste 5 år. Bedriftstypen bestemmes på baggrund af oplysninger fra gødningsregnskabet. Kvægundtagelsesbedrifter har en specifik markering i gødningsregnskabet. Øvrige kvægbrugere defineres ud fra at mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning skal stamme fra kvæg, og samtidig skal mængden af fosfor være højere end hvad der svarer til mængden fra 40 stk. malkekvæg med opdræt. For at blive defineret som griseproducent, skal mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning stamme fra grise. Øvrige husdyrbrug består af resterende bedrifter med anvendelse af egen husdyrgødning der overstiger 100 kg fosfor pr. år. Planteavlsbedrifter er defineret som den resterende gruppe af bedrifter, der kan således sagtens anvendes væsentlige mængder af husdyrgødning på disse bedrifter, det kommer blot ikke fra egen produktion.

KORREKTIONER TIL POTENTIALEBEREGNINGEN

Potentialeberegningen er baseret på de faktiske afgrødevalg på hver eneste mark. Dette er et særdeles godt grundlag for beregningen, da det netop er hver enkelt bedrifts valg der er grundlaget for optimeringen. Dog har det også den u hensigtsmæssighed, at det ikke er hvert år, at der kan etableres hele det planlagte areal med vintersæd. År hvor vejret begrænser arealet med vintersæd, kommer vårsåede afgrøder til at fylde mere end planlagt. Hvis der ikke korrigeres for dette, bliver potentialet for efterafgrøder beregnet til at være større i disse år, end den planlagte virkelighed. Et areal der var planlagt med vintersæd anvendes ikke til en efterafgrøde, da der netop er planlagt vintersæd, og det er blot vejret i efteråret der ender med at ændre afgrødevalget. Der foretages en korrektion for dette, ved at opføre den

enkelte bedrifts forhold mellem vinter- og vårsæde afgrøder hvert år. Årene hvor vintersædsarealet er lavere end normalt korrigeres potentialerne for efterafgrøder. Korrektionen foretages på bedriftsniveau.

Der kan derudover laves en korrektion til potentialet for N-kvotereduktion. Grundlaget for denne korrektion, er at bedrifter på lerjord med stor mængde husdyrgødning kan have svært ved at opnå den beregnede lovpligtige kvælstofudnyttelse. Dermed er afgrøderne allerede undergødsket, og de laveste niveauer af N-kvotereduktion er således allerede anvendt. Dette håndteres ved, at man på postnr. kan angive hvilke boniteter, og mængde af total N i organisk gødning der skal have en korrektion på tilgængelige N-kvotereduktioner. Dermed kan der individuelt tages hensyn til eksempelvis JB5-9, med mere end 140 kg total N fra organisk gødning, og fjerne eksempelvis 4 pct. point af potentialet for N-kvotereduktion mellem 0 og 5 pct. på disse bedrifter. I optimeringen vil der så være 1 pct. point tilbage af potentialet 0-5 pct. og bedriften vil opleve at den billige del af N-kvotereduktion hurtigere slipper op i optimeringen.

HÅNDTERING AF GLM-8 OG BIOORDNINGEN FOR BIODIVERSITET

Kravet om 4 pct. ikkeproduktive arealer håndteres ved at se hvor meget brak der allerede er på hver bedrift.

Eventuel forskel mellem krav og faktisk brak beregnes og dette areal trækkes ud af omdriftsarealet. Der indregnes en omkostning til brak i GLM på 60 % af den beregnede brakpris, da det formodes at man med planlagt braklægning af små arealer kan vælge marginale arealer og dermed en mindre omkostning end almindelig brak ud af omdrift.

Bioordningen for biodiversitet giver mulighed for at få 1 % rabat på kravet om 4 % brak, ved at have mindst 7 % brak.

Valget mellem 4 og 7 % brak sker i modellen ved at begge scenarier regnes igennem hele modellen, og til sidst sammenlignes den samlede omkostning ved henholdsvis 4 og 7 % brak. Tilskuddet til bioordningen modregnes i omkostningen til braklægning.

Årsagen til at regne hele modellen igennem med henholdsvis 4 og 7 % brak er, at kunne håndtere varierende indsatskrav i den målrettede regulering. Med 7 % brak er der færre arealer at levere indsatser til den

målrettede regulering, og dermed vil modellen vise at der ved øgede indsatskrav i den målrettede regulering, bliver færre bedrifter der vælger 7 % brak.

OMKOSTNING FOR DE ENKELTE VIRKEMIDLER

Omkostningen til hvert virkemiddel beregnes som udgangspunkt i kr. pr. ha. Efterfølgende omregnes omkostningen til kr. pr. efterafgrødeenhed "EA".

Prisforudsætningerne for beregningerne afhænger af modellens anvendelse. Når der laves beregninger til brug for kommende sæsons valg af virkemidler, anvendes priser baseret på seneste prisprognose fra SEGES Innovation. Der anvendes en prisvektor med priser for "aktuelt år" og priser for "efterfølgende år". Dette skyldes at efterafgrødeordningerne har sit tilhørsår. N-kvotereduktion der anvendes i dette år ved målrettet regulering, er en reel reduktion i dette år, mens N-kvotereduktionen der anvendes i pligtige- og husdyrefterafgrøder, bliver først trukket i gødningskvoten i efterfølgende år.

Øvrige virkemidler hører til i samme år. For sædskifteændring er det efterfølgende års pris for vintersæd man mister og næste års pris for vårsæd man opnår.

Beregninger for scenarier med stigende indsatskrav baseres derimod på langsigtede priser, og i den situation er prisen ens for "aktuelt år" og "efterfølgende år". I de eksempler der er vist herunder, er der valgt langsigtede prisforudsætninger som vist i Tabel 4.

Tabel 4. Langsigtede prisforudsætninger anvendt til scenarieberegninger

Produkt	Pris	
Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg

Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN
Slætgræs	128	øre pr. FEN
Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Beregningen af prisen på efterafgrøde efter vintersæd er lavet som vist i Tabel 5.

Tabel 5. Beregning af prisen på efterafgrøde efter vintersæd.

Efterafgrøde efter vintersæd	Sandjord		Lerjord	
	<80 kg N	>80 kg N	<80 kg N	>80 kg N
kr. pr. ha				
Udsæd	240	240	240	240
Såning	180	180	180	180
Eftervirkning N (obligatorisk)	-119	-175	-119	-175
Udbytteeffekt	-125	-125	0	0
Succesrate etablering	21	21	21	21
Tilskud	-637	-637	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	197	141	322	266
Omkostninger inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371
kr. pr. ha EA (EfterAfgroede)				
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	197	141	322	266
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371

Beregningen er lavet med følgende forudsætninger:

Efterafgrøde efter vintersæd			
Udsæd	type	Olieræddike	
	mængde	10	kg
	pris	24	kr. pr. kg
Såning	metode	radsåning	

	pris	180	kr./pr. ha
Eftervirkning N (obligatorisk)	< 80 kg N	17	kg N
	> 80 kg N	25	kg N
	< 80 kg N	-119	kr. pr. ha
	> 80 kg N	-175	kr. pr. ha
Udbytteeffekt hkg pr. ha ændret udbytte i efterfølgende vårafgrøde	Sandjord	1	hkg pr. ha
	Lerjord	0	hkg pr. ha
Udbytteeffekt kr. pr. ha udgangspunkt i vårbygpris	Sandjord	-125	kr. pr. ha
	Lerjord	0	kr. pr. ha
Succesrate ved etablering		5	pct. etableres uden at efterafgrøden lykkes
tab som følge af manglende etablering		21	kr. pr. ha

På tilsvarende vis er der lavet beregninger for de øvrige efterafgrøder og mellemafrøder.

Efterafgrøde efter frøgræs er særlig, fordi der ikke skal etableres en afgrøde, men blot måles på værdien af eftervirkningen.

Efterafgrøde med sædskifteændring beregnes som efterafgrøde efter vintersæd, da det oftest er en andenårs hvedemark der bliver erstattet af efterafgrøde og efterfølgende vårsæd. Den væsentligste del af omkostningerne udgøres dog af forskellen i dækningsbidrag mellem vintersæd og vårsæd.

Beregningen foretages som vist i Tabel 6. Beregningen er baseret på dækningsbidrag I (DB) for vårbyg. Der korrigeres med 30 % af maskinomkostningerne, svarende til den variable del af maskinomkostningerne til diesel og vedligehold. Løn, samt forrentning og afskrivning antages uændret, da der ikke foretages kapacitetstilpasning. Dette sammenholdes med DB for vintersæd (andenårs vinterhvede), hvor der ligeledes korrigeres for 30 % af maskinomkostningerne.

Tabel 6. Beregning af tabt indtjening ved skift fra vintersæd til vårsæd

	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
DB vårsæd	8.127	9.117
Maskinomkostninger vårsæd	4.720	4.998
30 % af maskinomkostninger, vårsæd	1.416	1.499
DB vårsæd, korrigeret for maskinomk.	6.711	7.618
DB vintersæd	10.432	11.545
Maskinomkostninger vintersæd	5.646	6.005
30 % af maskinomkostningerne	1.694	1.802
DB vintersæd, korrigeret for maskinomk.	8.739	9.744
Tabt DB ved sædskifteændring	2.027	2.126

Dækningsbidragsberegningerne er lavet så ændring i afregningspriserne kan håndteres ved indtastning af en samlet prisliste. Når der regnes specifikt på næste års forslag til efterafgrødesammensætning, tages der højde for at den økonomiske konsekvens af sædskifteændring først får effekt med efterfølgende års høst. Derfor er der et prissæt til indeværende års afgrødepriser, og et til næste års priser. Indeværende års priser anvendes som grundlag for omkostning ved N-kvotereduktion, da det er indeværende års

afgrødemængde der reduceres. Derudover anvendes indeværende års pris til beregning af omkostning ved udbyttereduktion i vårbyg med græsudlæg som efterafgrøde, fordi der opleves et lille udbyttetab i vårbyg med græsudlæg på lerjord.

Hvis der regnes generelt på omkostningen for efterafgrøder, sættes priserne til samme niveau i "dette år" og "efterfølgende år".

Tidlig såning er sat til 0 kr. pr. ha. Der er en lille besparelse på udsædsmængden ved tidlig såning, som forventes at modsvare meromkostninger til håndtering af øget risiko for lus.

Brak er beregnet som braklægning af arealer i omdrift med kort tidshorisont uden kapacitetstilpasning. Det tabte dækningsbidrag beregnes på baggrund af et typesædskifte med vinterbyg, vinterraps, vinterhvede, vinterhvede, vårbyg. Beregningen er vist i Tabel 7.

På bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning, indregnes meromkostninger til erstatningskorn på 10 kr. pr. hkg, da det korn der ikke længere avles på bedriften skal indkøbes, og dermed transporteres til bedriften. Der indregnes ligeledes en meromkostning til øget transportafstand for gylle der skal udbringes på arealer der er længere væk end nuværende arealer.

Tabel 7. Beregning af omkostninger til brak

Beregning af tabt dækningsbidrag	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
Gns. kornudbytte hkg pr. ha		74
Tabt dækningsbidrag	9.985	11.076
Maskinomkostninger	5.209	5.565
30 % af maskinomkostninger	1.563	1.669
Tabt dækningsbidrag korr. Maskinomk.	8.422	9.406
Pleje af brakareal	250	250
Omlægning hvert 5. år	200	200
Erstatningskorn, merpris		740
Husdyrgødning transport (ekstra)		300
Tilskud	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	8.872	10.896
Omkostninger inkl. tilskud	8.235	10.259
kr. pr. ha EA		
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	8.872	10.896
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	8.235	10.259

Brak langs vandløb og søer har i den målrettede regulering en effekt på 4:1, dvs. 1 hektar der braklægges i 20 meter bræmme langs søer og vandløb tæller som 4 hektar efterafgrøde. Beregningen af omkostningen til brak langs søer og vandløb følger ovenstående beregning af brak, men tilskuddet pr. ha bliver 4 gange så stort, fordi tilskuddet gives pr. hektar efterafgrøde.

Præcisionsjordbrug kan anvendes som efterafgrødevirkemiddel med faktor 11:1, dvs. præcisionsjordbrug på 11 ha med korn eller raps, kan gøre det ud for 1 ha efterafgrøde.

Omkostningerne til at anvende præcisionsjordbrug er i høj grad afhængig af den enkelte bedrifts udgangspunkt, herunder om der allerede er investeret i det nødvendige udstyr.

Da det ikke er muligt at have kendskab til disse forskellige udgangspunkter, er der lavet et skøn på lave og høje omkostninger, og efterfølgende anvendt et middelniveau af disse. Dette er vist i Tabel 8.

Tabel 8. Beregning af omkostninger til præcisionsjordbrug

Omkostninger til præcisionsjordbrug			
Pr. 100 ha	Lav	Høj	Middel
Udbytte 1-3 hkg	-10.000	-30.000	-20.000
Gylleanalyser	0	6.000	3.000
Konsulenthjælp	0	10.000	5.000
Driftsledertid	2.000	6.000	4.000
Forrentning og afskrivning	5.000	25.000	15.000
I alt pr. 100 ha			7.000

I alt pr. ha			70
Omkostninger i alt pr. ha efterafgrødekrav (11 ha) ud en tilskud			770
Tilskud			-637
Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav med tilskud			133

For bedrifter der allerede har investeret i udstyret til præcisionslandbrug, vil beslutningen om at anvende det afhænge af de marginale omkostninger. Dermed kan forrentning og afskrivning af udstyret undlades af beregningen. Dermed indregnes præcisionsjordbrug som en løbende gevinst på 1.517 kr. pr. ha for bedrifter som allerede har investeret i udstyret.

INDSATSKRAV PÅ BEDRIFTSNIVEAU

Indsatskravet til hver ordning beregnes på bedriftsniveau. Grundlaget er hver enkelt marks indsatskrav.

Indsatskravet på markniveau summeres til bedriftsniveau. Pligtige- og husdyrefterafgrøder løses reelt på bedriftsniveau. Målrettede efterafgrøder skal ligge i det kystvandopland som kravet hører til.

Virkemiddelvalget har i de første år været lavet så den løser alle kravene på bedriftsniveau. Siden er der udviklet en funktion der identificerer indsatskravet på oplandsniveau, og efterfølgende løser kravet på oplandsniveau. Ved beregninger der foretages på langt sigt, er der hidtil anvendt løsningsmodellen der regner på bedriftsniveau, da opdelingen på oplandsniveau stiller større krav til datagrundlaget end det hidtil har været muligt at skabe. Det gælder specifikt kendskabet til afgrødevalget i det efterfølgende år. Og da modellen er baseret på informationer fra ansøgningen til grundbetaling, er der ikke informationer om planlagte afgrøder tilgængeligt.

Mulighederne i den oplandsopdelte model går primært på at kunne levere et forslag til den enkelte bedrift om det kommende års specifikke valg af efterafgrødevirkemidler, på bedrifter der har jord i flere oplande. Der arbejdes på at udvikle en afgrødeprognose på markniveau, som kan give et kvalificeret gæt på hvilken afgrøde der forventes at blive dyrket på den enkelte mark. Dermed bliver det muligt at lave et datagrundlag der kan udnytte funktionen med oplandsopdelt indsatskrav i målrettet regulering i det efterfølgende dyrkningsår.

Modellen kan i sin nuværende form regne med indsatskrav opdelt på oplandsniveau for historiske år. Beregningsmæssigt giver det kun mening at lave oplandsopdelte beregninger på et enkelt år ad gangen, da det netop er det faktiske afgrødevalg i året som afgør potentialet i det specifikke opland for hvert enkelt år. Derfor laves der ikke en balanceret potentialeberegning med 5 års datagrundlag når der regnes på oplandsopdelte indsatskrav.

OPTIMERING VED HJÆLP AF LINEÆR PROGRAMMERING

Når både indsatskrav og potentialer er kortlagt på bedriftsniveau, foretages en optimering, der sørger for at den billigst tilgængelige løsning anvendes på hver enkelt bedrift.

Optimeringen er bygget som lineær programmering hvor udbyttet maksimeres. Når der er valgt en maksimering, medfører det at positive værdier i udbyttet kan tolkes som en situation hvor det at anvende virkemidlerne giver et positivt udbytte for bedriften, mens negative værdier tolkes som en omkostning.

Objektfunktionen for et eksempel på en bedrift med tre virkemidler er som følger:

$$x_1v_1 + x_2v_2 + x_3v_3 = \text{udbytte} \text{ Denne}$$

løses under bibetingelse af:

$$x_1 + x_2 + x_3 = \text{efterafgrødekrav}$$

$$x_1 \leq \text{potentiale } x_1$$

$$x_2 \leq \text{potentiale } x_2$$

$$x_3 \leq \text{potentiale } x_3$$

x_j er mængden af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

v_j er omkostningen i kr. for den mængde af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

Nogle virkemidler har "positive omkostninger" fordi tilskuddet til at anvende virkemidlet overstiger de egentlige omkostninger. Dette gælder eksempelvis efterafgrøde efter frøgræs, hvor der ikke er omkostninger til etablering, men blot et tilskud for at anvende virkemidlet i den målrettede regulering.

Den faktiske objektfunktion er væsentligt længere, da der er mange virkemidler i modellen. Derfor er matricen af bibetingelser tilsvarende større. Herunder vises en principskitse af hvordan matricen med bibetingelser er bygget op, og hvordan den fortolkes. Der er taget udgangspunkt i modellen der kan håndtere oplandsopdelt optimering på bedriftsniveau for den målrettede regulering.

	Målrettet krav (MEA)			Pligtig-Husdyr (PHEA)			Kvundt		
	Ikke-stedligM	EfterAfgrM(i)	StedligAltM(i)	Ikke-stedligU	EfterAfgrU(i)	StedligAltU(i)	EfterAfgrU(i)		
A	1	1	1	0	0	0	0	=	Målrettet krav
B	0	1	1	0	0	0	0	<=	Målrettet krav (i)
C	0	0	0	0	0	0	1	=	Kvundt
D	0	0	0	1	1	1	0	=	Pligtig-Husdyr
E	I	0	0	I	0	0	0	<=	Ikke-stedlig alt-potentialer
F	0	I	0	0	I	0	I	<=	Efterafgr-potentialer (i)
G	0	0	I	0	0	I	0	<=	Stedlige alt-potentialer (i)
	1	En rækkevektor med udelukkende 1-taller							
	0	En rækkevektor med udelukkende 0 (nuller)							

0	En matrice med udelukkende 0 (nuller)	
I	Identitetsmatrice, dvs. matrice med 1-taller langs diagonal og eller kun 0 (nuller)	

Virkemidler på dyrkningsfladen, såsom efterafgrøde, mellemafgørde, tidlig såning, brak langs søer og vandløb samt brak kortlægges for bedriften i de kystvandoplande, hvor der drives jord. Dette omtales som "stedlige virkemidler" fordi de har en stedlig tilknytning til et givent kystvandopland. De stedlige virkemidler opdeles efterfølgende i "efterafgrøder", og i "stedlige alternativer". Dette skyldes at der udelukkende kan anvendes "rigtige" efterafgrøder i løsningen af kravet til kvægundtagelse der her omtales som "kvundt". Virkemidler der gælder for hele bedriften, såsom kvotereduktion (N-kvote) og præcisionsjordbrug kortlægges på bedriftsniveau. Disse omtales som "ikke stedlige virkemidler" fordi de i nuværende regulering anvendes på bedriftsniveau uden specifik tilknytning til en given lokation. Den reducerede tildeling af kvælstof sker ganske vist på en given mark, men det er (endnu) ikke et krav at det rent faktisk sker i det givne kystvandopland, hvor effekten anvendes. Virkemidlernes tilknytning til et givent opland er herunder angivet med i .

A: Det målrettede krav (MEA) kan løses med en kombination af alle tilgængelige virkemidler. Derfor er der 1-taller i øverste linje, som markerer anvendelse af "ikke-stedligeM", "EfterAfgrM(i)" og "StedligAltM(i)". M'et indikerer at prisen på virkemidlerne er *MED* tilskud. Prisen på virkemidlerne til kvundt, pligtige- og husdyrefterafgrøder er vist med et U, der indikerer at det er *UDEN* tilskud. Samme virkemiddel indgår således som mulig løsning til flere ordninger, men der holdes styr på hvilken ordning det anvendes i, og prissætningen passer til den givne ordning.

Den øverste linje har et lighedstegn, da det målrettede krav skal løses eksakt.

B: Efterafgrøder eller stedlige alternativer skal være mindre end eller lig med det målrettede krav i opland i , der kan således ikke overopfyldes i et opland.

C: Græsefterafgrødekrav på *Kvundt-bedrifter* skal løses med efterafgrødevirkemidler, og dette er et bedriftskrav.

D: Pligtige- og husdyrefterafgrøder kan løses med "ikke-stedligeU", "EfterAfgrU(i)" og "StedligAltU(i)", der indikerer samme virkemidler som i A, men blot at det er priser beregnet uden tilskud.

E: "Ikke-stedlige" alternative potentialer, såsom præcisionsjordbrug og N-kvotereduktion, kan anvendes til både målrettede krav og pligtig- & husdyrkrav, men skal samlet holde sig under det samlede potentiale.

F: Efterafgrødepotentialet kan anvendes i alle ordninger, men aldrig overstige det samlede krav.

G: Stedlige alternativer til efterafgrøder, såsom mellemafgørde, tidlig såning mm. kan anvendes i til målrettede efterafgrødekrav og pligtige- & husdyrkrav, men ikke overstige det samlede potentiale.

Resultatet af optimeringen er en kombination af virkemidler der løser indsatskravet billigst muligt for den enkelte bedrift.

Ved beregninger for hele kystvandopland, eller hele landet, gentages beregningen for hver enkelt bedrift. Hver bedrifts løsning er uafhængig af øvrige bedrifters løsning. Resultaterne summeres på oplandsniveau eller landsniveau efterfølgende.

Da modellen er baseret på individuelle trin med kortlægning af potentiale, beregning af pris, optimering og præsentation, er der mulighed for at lave scenarietkørsler for varierende indsatsniveauer og forskellige prisniveauer.

Økonomiske konsekvenser af kvælstofmålsætninger på dyrkningsfladen i kystvandsoplandet til Knudedyb

Økonomisk analyse af 4 scenarier for kvælstofindsatser.

Produceret af:

SEGES Innovation P/S
Agro Food Park 15, Skejby
DK 8200 Aarbus N

Rekvirent:

Analyseopgaven er rekvireret af:
Kystvandråd Vadehavet.

Forfattere:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
Søren Kolind Hvid, SEGES Innovation P/S
Flemming Gertz, SEGES Innovation P/S

Kontakt:

Jacob Krog, SEGES Innovation P/S
D +45 6155 5783

December 2023

FORMÅL OG BAGGRUND

Analysens formål er at vise omkostningerne ved at lave kvælstofreduktion på dyrkningsfladen. Da det ikke er kendt på forhånd, hvor stor en del der reelt kan løses med kollektive virkemidler såsom vådområder, lavbundsprojekter mv., er der taget udgangspunkt i det samlede indsatskrav fra statens vandområdeplaner bilag 1. Basisscenariet fastlægges ud fra niveauet for målrettede efterafgrøder i 2023, og der laves 4 scenarier med varierende forhold mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen. Indsatsen målt i tons N pr. år er opgjort ved kysten, dvs. retentionen i landskabet er indregnet.

Retention i oplandet kan blive ændret som følge af etablering af vådområder mv. Dette kan påvirke effekten af virkemidler på dyrkningsfladen. Det har ikke været muligt i dette forløb at indregne de specifikke konsekvenser af dette. Der tages derfor forbehold for dette i resultaterne.

Resultatet viser dels hvilke virkemidler der skal tages i brug på bedrifterne i oplandet, og hvad omkostningen er for hver enkelt bedrift ved at leve op til et givent indsatskrav.

Beregning af omkostninger for kvælstofindsats på dyrkningsfladen er baseret på Virkemiddelvælgerens algoritme. For hver bedrift beregnes hvilke virkemidler der er mulige at anvende på dyrkningsfladen i form af efterafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning, præcisionsjordbrug, normreduktion og brak. Virkemidlerne tildeles efter en økonomisk optimering, der sikrer at det altid er den billigste løsning der foreslås til hver bedrift. Beregningerne tager således udgangspunkt i hver enkelt bedrifts normale afgrødevalg og afgrøderækkefølge på markniveau. Metoden til beregningerne er beskrevet i bilag 1 Dokumentation for Virkemiddelvælgeren.

SAMMENDRAG

Meromkostningen på dyrkningsfladen stiger med indsatsen, og den nuværende regulering lægger allerede beslag på en væsentlig del af de billige virkemidler. Dette ses ved at den gennemsnitlige meromkostning, i forhold til nuværende omfang af efterafgrøder (2023), stiger fra 131 til 350 kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen fra scenarie 1 til scenarie 4. Opgjort pr. ha i omdrift er meromkostningen på 128 kr. ved scenarie 1, mens den når op på 2.765 kr. i scenarie 4. Til sammenligning opnåede planteavlsbedrifterne i gennemsnit et resultat efter ejerløn på 555 kr. pr. ha i perioden 2011-2020. Omkostningerne til landmanden er opgjort uden indregning af støtte til målrettede efterafgrøder, da det dermed viser den reelle omkostning. Der er ikke taget stilling til hvordan omkostningen på dyrkningsfladen kan fordeles mellem landmand og stat. I stedet for at sammenligne hvert scenarie med basis, er der yderst til højre i Tabel 1 lavet en beregning af den marginale omkostning mellem hvert scenarie. Den marginale omkostning viser hvad meromkostningen er for at bevæge sig fra et scenarie til et andet, eksempelvis er den marginale omkostning ved at øge indsatsen fra scenarie 3 til scenarie 4 på 613 kr. pr. kg N reduceret.

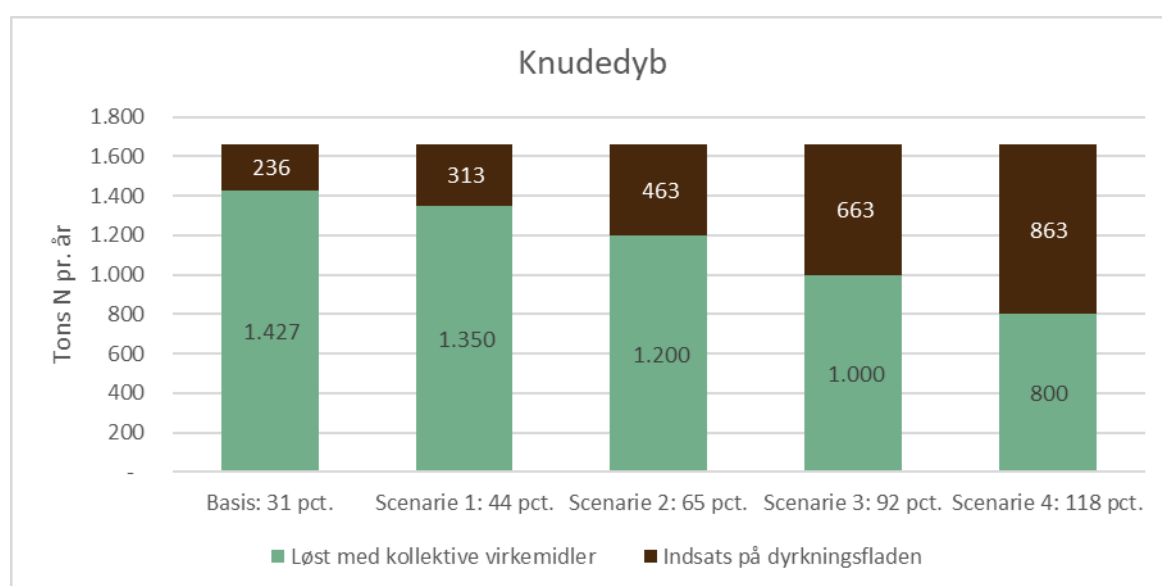
Tabel 1. Meromkostning og marginalomkostning på dyrkningsfladen ved 4 scenarier

	Tons N fjernet med kollektive indsatser	Tons N fjernet pr. år på dyrkningsfladen	Meromkostning, kr./ha	Meromkostning Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen	Marginalomk. Kr. pr. kg N reduceret på dyrkningsfladen
Scenarie 1	1.350	313	128	131	131
Scenarie 2	1.200	463	419	146	154
Scenarie 3	1.000	663	1.219	226	317
Scenarie 4	800	863	2.765	350	613

FORDELING MELLEM KOLLEKTIV OG DYRKNINGSFLADE

Der regnes på en totalindsats på 1.725 tons N pr. år, hvoraf 62 tons forventes løst via CAP (Den fælles landbrugspolitik). Dermed er der 1.663 tons N pr. år som skal fordeles. Fordelingen mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen er vist i Figur 1. Indsatsen på dyrkningsfladen i "Basis: 31 pct." svarer til 31 pct. målrettede efterafgrøder (ud af efterafgrødegrundarealet), som var gældende niveau i 2023. Hvis indsatsen på dyrkningsfladen skal bevares på dette niveau, vil det være nødvendigt at løse 1.427 tons med kollektive virkemidler.

Scenarierne er lavet for at vise hvordan indsatsen (og omkostningerne) på dyrkningsfladen øges, når den kollektive indsats reduceres.



Figur 1. Fordeling mellem kollektiv indsats og indsats på dyrkningsfladen

I oplandet til Knudedyb var det samlede dyrkede areal i 2021 på 107.083 ha. Heraf var i alt 95.660 ha i omdrift. Hvis nuværende reguleringstilgang følges, skal den udskudte reduktion hentes på konventionelle bedrifter med et efterafgrødegrundareal over 10 ha. Blandt disse var efterafgrødegrundarealet i 2021 på 65.130 ha svarende til 61 pct. af oplandets dyrkede areal.

De kollektive indsatser formodes primært at være vådområder.

Effekten fra vådområder er sat til 90 kg N pr. ha. Det er antaget at 50 pct. af vådområdets areal ligger på omdriftsarealer. I nuværende reguleringsmodel på dyrkningsfladen fordeles indsatsen med målrettede efterafgrøder som en andel af det såkaldte efterafgrødegrundareal. Efterafgrødegrundarealet er i grove træk defineret som arealet der dyrkes med korn, raps og majs. Efterafgrødegrundarealet i Knudedyb udgør 61 pct. af omdriftsarealet. Dermed vil der for hver hektar med vådområder blive reduceret 0,50 ha i omdriftsarealet og 0,30 ha i efterafgrødegrundarealet. Dette er årsagen til at der ikke er et fuldstændigt lineært forhold mellem tons N der løses på dyrkningsfladen og procentsatsen for målrettede efterafgrøder. Forholdet mellem indsatskrav i tons og pct. målrettede efterafgrøder er vist i Tabel 2.

Tabel 2. Fordeling af indsats mellem kollektive virkemidler og indsats på dyrkningsfladen

	Enhed	Basis	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
Kollektive virkemidler	Tons N/år	1.427	1.350	1.200	1.000	800
Dyrkningsfladen	Tons N/år	236	313	463	663	863
Målrettede efterafgrøder	Pct. af efterafgrødegrundareal	31	44	65	82	118

Der er regnet på konsekvenser for alle bedrifter i hele oplandet. Løsningen fremkommer som en kombination af mulige virkemidler på dyrkningsfladen for hver enkelt bedrift. Potentialeberegningen for virkemidler er baseret på hver enkelt bedrifts afgrødefordeling på alle marker i 2018-2023. Den almindelige efterafgrøde er enheden der anvendes i beregningen. Der er forskel på virkemidlernes effekt, nogle virkemidler har en lavere effekt end efterafgrøder og der skal således et større areal til for at opnå effekten af 1 ha efterafgrøder, mens andre virkemidler er mere effektive end efterafgrøder.

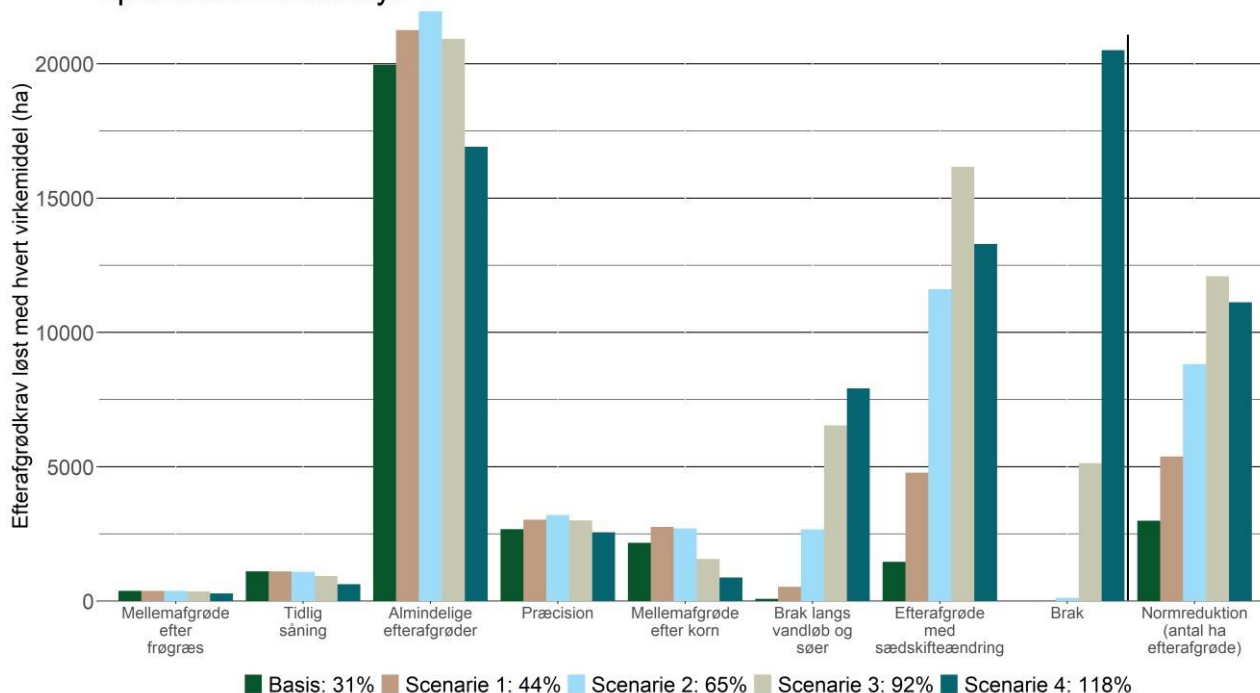
Indsatskravet målt i "pct. målrettede efterafgrøder" er en omregning fra indsatskravet i recipienten, til hvor mange hektar efterafgrøder der skal bruges for at opnå kravet, og hvor meget det udgør af det tilgængelige efterafgrødegrundareal. Dermed er der ikke automatisk en øvre grænse på 100 pct. Hvis indsatskravet i recipienten er højt, og effekten af efterafgrøder lav, så kan indsatskravet overstige 100 pct. målrettede efterafgrøder. Krav over 100 pct. vil dog i praksis medføre behov for braklægning som en væsentlig del af løsningen.

For alle 4 scenarier gælder det, at der vælges de billigste og reguleringsmæssigt accepterede virkemidler til at løse kravet. Der er taget højde for, at nogle virkemidler overlapper med andre. Har man for eksempel efterafgrøder på en bedrift, hvor der også er kvotereduktion, bliver effekten af kvotereduktionen mindre.

KONSEKVENSNIVEAUER PÅ DYRKNINGSFLADEN

For at opfylde indsatskravet anvendes en kombination af forskellige virkemidler på dyrkningsfladen. I Figur 2 nedenfor er arealet med hvert virkemiddel sorteret efter stigende pris for de fire scenarier. Mellemafgrøde efter frøgræs og tidlig såning er de billigste, mens efterafgrøde med sædskifteændring og brak er de dyreste. Kvotereduktionen står for sig selv, da prisen på kvotereduktionen varierer med anvendelsen: De første 5 pct. reduktion er således væsentligt billigere end en reduktion fra 15 til 20 pct.

Fordeling af virkemidler ved forskellige scenarier, oplandet til Knudedyb



Figur 2: Fordeling af virkemidler i basisscenariet samt de 4 scenarier.

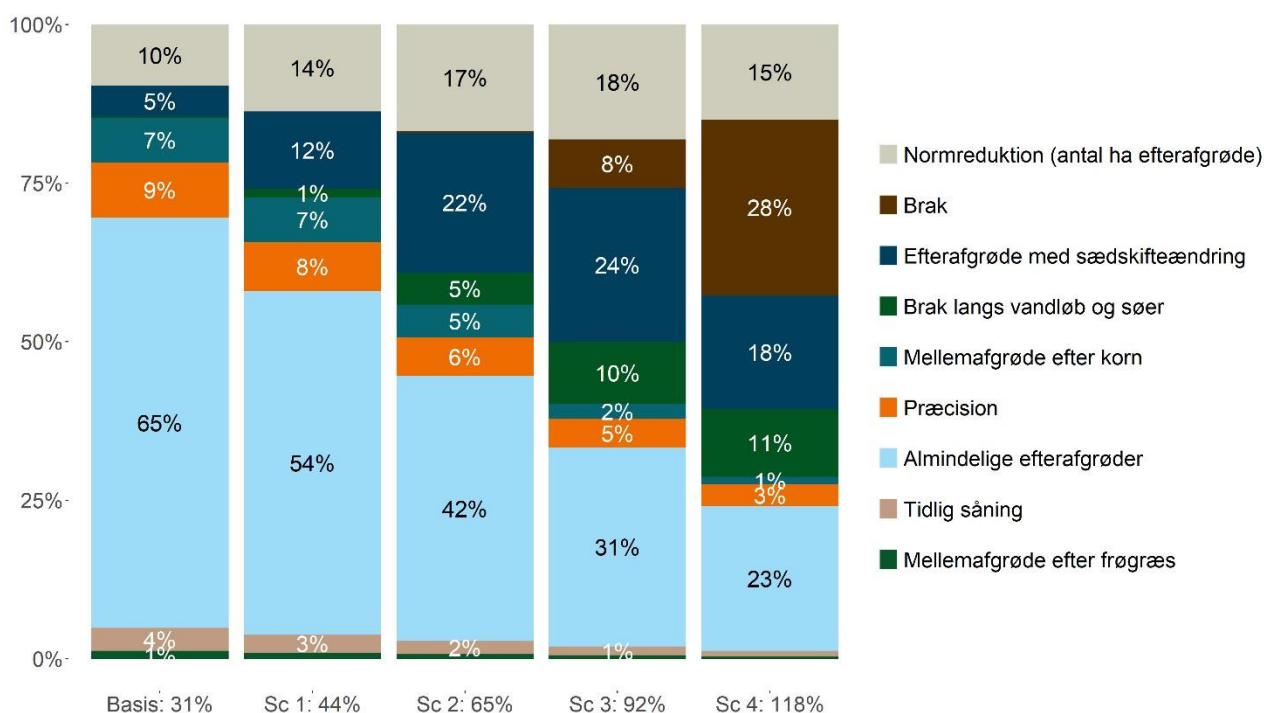
Selvom kravet til efterafgrøder stiger i de beregnede scenarier, er det bemærkelsesværdigt, at arealet med almindelige efterafgrøder kun stiger indtil scenarie 2, hvor indsatskravet er på 65 % målrettede efterafgrøder. Og stigningen i almindelige efterafgrøder fra scenarie 1 til 2 er særdeles begrænset, fordi scenarie 1 allerede lægger beslag på næsten hele potentialet for almindelige efterafgrøder. Dette illustreres meget tydeligt ved, at løsningen i scenarie 2 indeholder stigning i dyrere virkemidler som brak langs søer og vandløb, efterafgrøde med sædskifteændring og normreduktion. Normreduktionen stiger fra at dække 10 % af løsningen i udgangspunktet, til at dække 17 % i scenarie 2.

Den korte konklusion på valget af virkemidler i scenarie 1 er, at et indsatskrav på 44 % som gennemsnit kan løses til 128 kr. pr. ha i omdrift. Dog er der 1/3 af bedrifterne som har meromkostninger i forhold til nuværende regulering på 150-330 kr. pr. ha.

Scenarie 3 og 4 viser meget tydeligt, at der kun er dyre virkemidler tilbage i form af sædskifteændringer, store normreduktioner og braklægning, når indsatskravet kommer op på 82 – 118 pct. Disse niveauer er således både meget indgribende i driften, og særdeles omkostningstunge at gennemføre som målrettet regulering. Brak i scenarie 3 og 4 medfører at der ikke længere er plads til samme mængde af almindelige efterafgrøder.

Virkemidlerne varierer meget i pris. De billige virkemidler på dyrkningsfladen er til og med mellemafgrøde efter korn, som er prissat til 900 kr. pr. ha efterafgrødekraft. I basis er 85 % af indsatsen løst med billige virkemidler på dyrkningsfladen, og den anvendte normreduktion er i den billige ende. Andelen af løsningen, der sker med billige virkemidler på dyrkningsfladen, falder til 73 % i scenarie 1 og 55 % i scenarie 2, hvor almindelige efterafgrøder blot løser 42 % af det samlede krav. I scenarie 3 og 4 reduceres de billige virkemidler til at udgøre henholdsvis 40 og 28 % af den samlede løsning.

Efterafgrødevirkemidlers andel af det samlede efterafgrødekrav, Knudedyb



Figur 3. Efterafgrødevirkemidlernes andel af den samlede løsning

MEROMKOSTNING VED FORSKELLIGE INDSATSNIVEAUER

Når indsatskravet, som skal løses på dyrkningsfladen, øges, stiger meromkostningen drastisk (Tabel 3). I scenarie 4, hvor 863 tons N skal findes med indsats på dyrkningsfladen, er den samlede meromkostning for oplandet 219 mio. kr., svarende til 2.765 kr. pr. ha. Denne meromkostning er beregnet i forhold til indsatskravet i 2023.

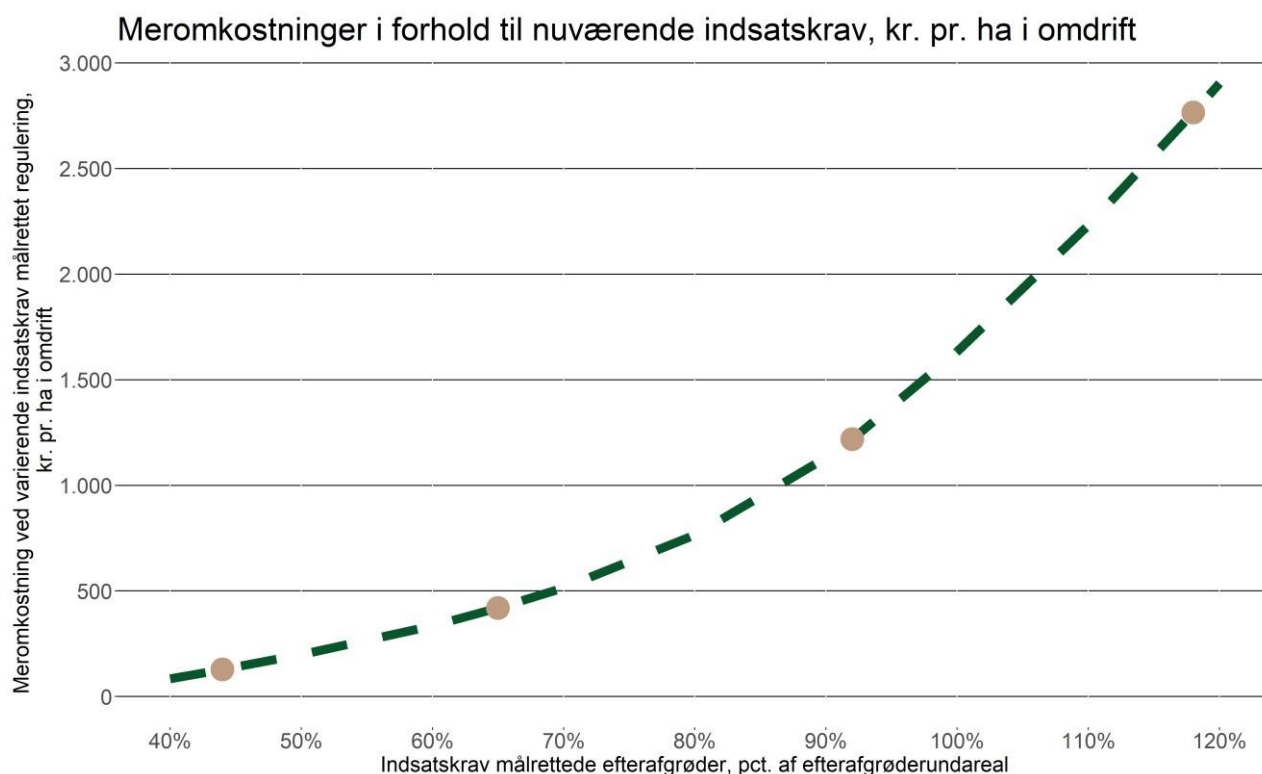
Tabel 3: Meromkostning i forhold til niveau fra 2023 ved indsats på dyrkningsfladen.

	Kollektive indsatser	Dyrknings- fladen	Efterafgrøder af efterafgrødegrundareal	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023	Meromkostning i fht. 2023
	Tons N pr. år	Tons N pr. år	Pct.	Tkr.	kr./ha	Kr. pr. kg N
Scenarie 1	1.350	313	44	10.125	128	131
Scenarie 2	1.200	463	65	33.202	419	146
Scenarie 3	1.000	663	82	96.673	1.219	226
Scenarie 4	800	863	118	219.289	2.765	350

Udviklingen i meromkostningen kan også ses i Figur 4, hvor der er lavet en stiplede linje mellem de beregnede indsatsniveauer, angivet ved pct. efterafgrøder af efterafgrødegrundareal. Den stiplede linje viser hvordan meromkostningerne i forhold til nuværende regulering, udvikler sig for gennemsnitsbedriften i oplandet til Knudedyb.

Når den målrettede indsats stiger fra 31 til 44 pct., er der en meromkostning på 128 kr. pr. ha i omdrift. Meromkostningen kommer op på 419 kr. ved en målrettet indsats på 65 pct. og 1.219 kr. pr. ha ved 82 pct. Dette er et meget tydeligt tegn på at de billige virkemidler er opbrugt, og at øget indsats skal løses med virkemidler der er væsentligt dyrere end dem der allerede er i anvendelse.

Til sammenligning af omkostningsniveauet er det gennemsnitlige resultat efter ejerløn for en planteavlsbedrift i perioden 2011-2020 på 555 kr. pr. ha.



Figur 4. Meromkostning i forhold til nuværende indsatskrav, kr. pr. ha i omdrift.

Hvis meromkostningen ikke blot sammenlignes med indsatsen i 2023, men i stedet som den marginale ændring mellem scenarierne, bliver det tydeligt, at en øget indsats hver gang sker med endnu dyrere virkemidler.

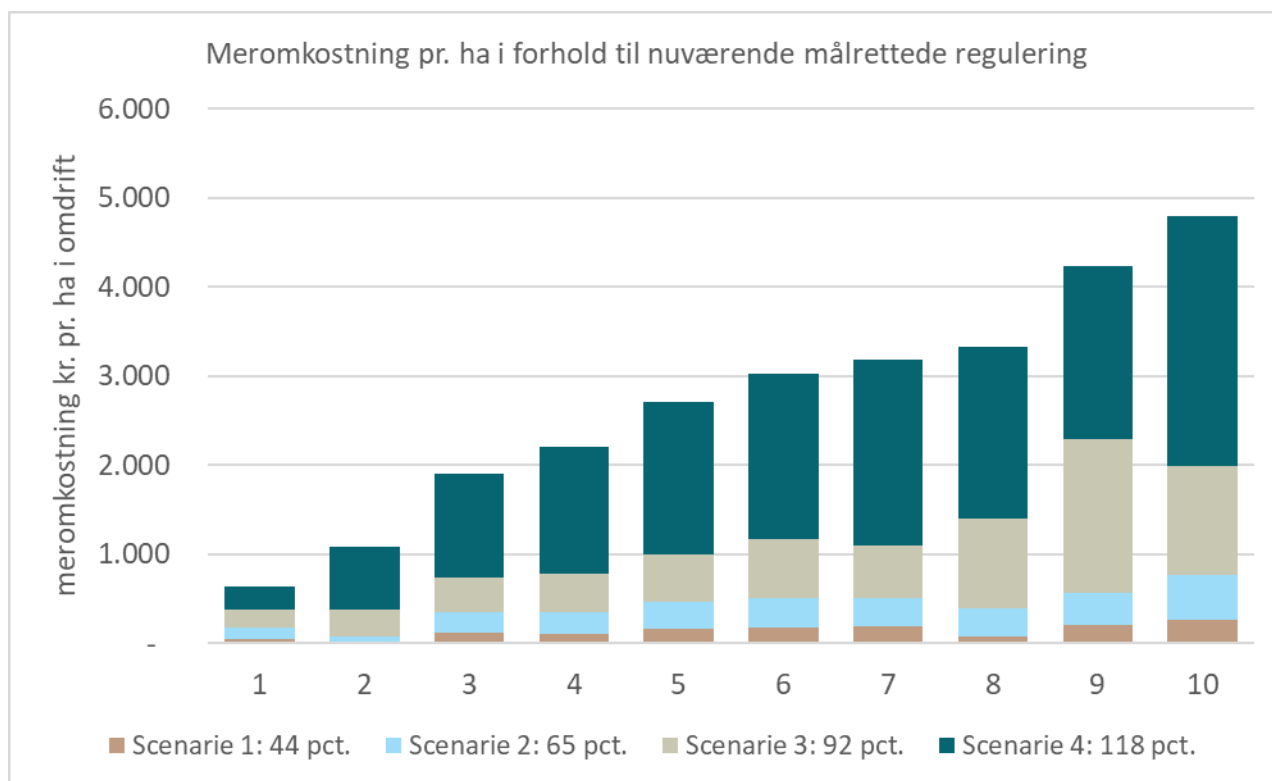
	Marginal reduktion, tons N pr. år	Marginalomkostning Tkr. pr. år	Marginalomkostning kr. pr. kg N
Scenarie 1 i forhold til basis	77	10.125	131
Scenarie 2 i forhold til scenarie 1	150	23.077	154
Scenarie 3 i forhold til scenarie 2	200	63.471	317
Scenarie 4 i forhold til scenarie 3	200	122.616	613

For at sætte disse marginalomkostninger i perspektiv, er den budgetøkonomiske pris på et vådområde på sandjord i virkemiddelkataloget (Eriksen et.al 2020) beregnet til 39 kr. pr. kg N. Denne pris er ved en reduktion på 120 kg N pr. ha, og med en forventet effekt på ca. 90 kg N pr. ha for vådområder i oplandet til vadehavet, vil en korrigeret pris være 52 kr. pr. kg N reduceret. Minivådområder der hører til i den dyre ende af kollektive virkemidler, er i virkemiddelkataloget beregnet til en budgetøkonomisk pris på 107 kr. pr. kg N, når der er et vandspejl på 1 ha, 142 kr. pr. kg N ved vandspejl på 0,5 ha og 246 kr. pr. kg N ved et vandspejl på 0,2 ha. Alle priserne er for et anlæg uden pumpe. Minivådområder har ikke et ret stort udbredelsespotentiale i oplandet til Knudedyb, og er blot taget med til sammenligning af priser på kollektive virkemidler i den dyre ende.

Samlet set viser beregningerne at reguleringen på dyrkningsfladen kun er billigt, så længe indsatskravet er lavt.

STOR FORSKEL I OMKOSTNINGER MELLEM BEDRIFTER

Der er en stor variation i omkostningerne mellem bedrifterne. I Figur 5 er vist en oversigt over meromkostningerne for de 10 største bedrifter i oplandet til Knudedyb. Den brune del nederst viser hver bedrifts meromkostning ved at skifte fra nuværende 31 pct. målrettede efterafgrøder til 44 pct. målrettede efterafgrøder. Allerede ved første scenarie ses en stor forskel i meromkostningerne mellem bedrifterne. Og forskellen i de økonomiske konsekvenser mellem bedrifterne stiger som det ses ved stigende indsatskrav på dyrkningsfladen.



Figur 5. Spredning i meromkostninger pr. ha for de 10 største bedrifter i oplandet

FORDELING AF OMKOSTNINGER MELLEM STAT OG LANDBRUG

Omkostningerne til den nuværende målrettede regulering bliver i nogen grad dækket af et tilskud til bedrifterne der tilmelder virkemidler på dyrkningsfladen i den frivillige ordning. Tilskuddet var i 2023 på 500 kr. pr. ha efterafgrøde, og der er ikke mulighed for at få tilskud til N-kvotereduktion. Tilskudssatsen er beregnet ud fra en gennemsnitsbetragtning, og der er således bedrifter der bliver overkompenseret, mens der er andre der bliver underkompenseret.

Ved øget indsatskrav bliver forskellen i pris mellem anvendte virkemidler på bedrifterne endnu større, hvorved det bliver endnu sværere at lave en kompensationsmodel til fordeling af omkostninger mellem landbrug og stat.

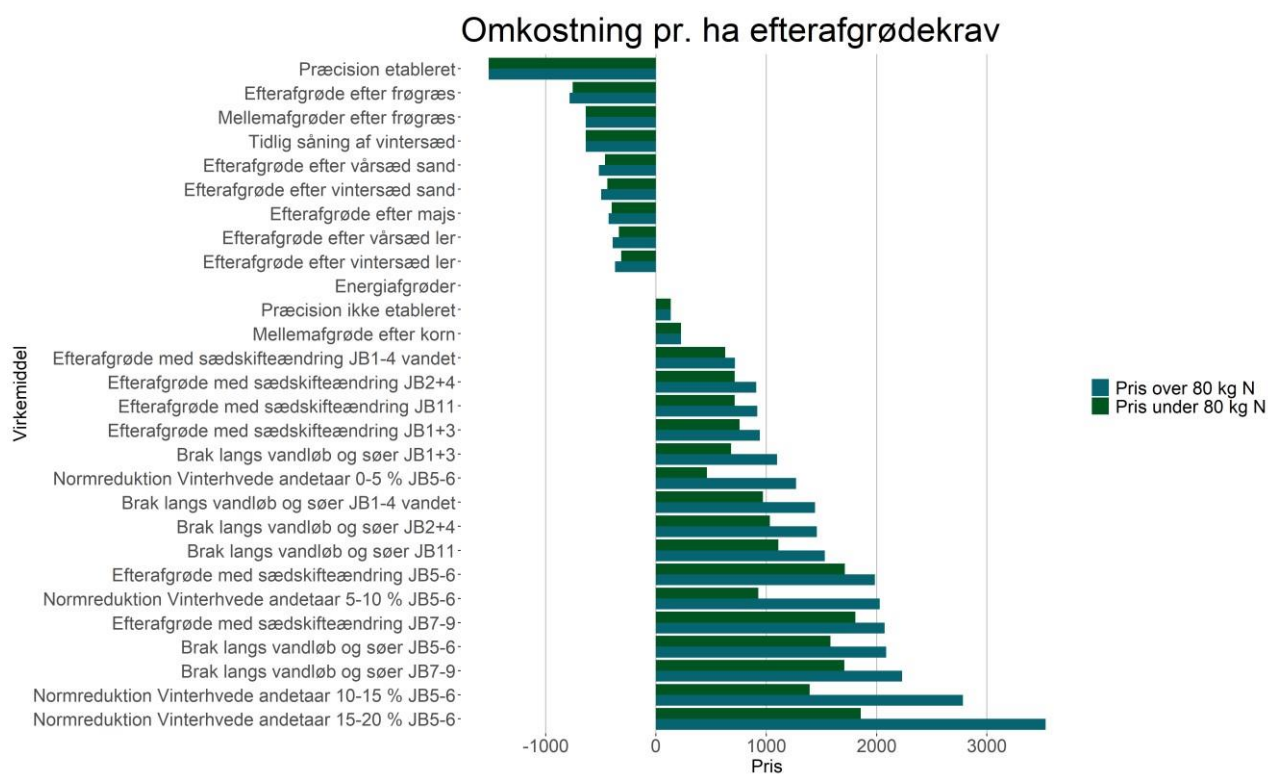
ANVENDTE PRISER PÅ VIRKEMIDLER

Priserne på de anvendte virkemidler er på baggrund af priser svarende til niveauet fra 2011-2020.

Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg
Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN
Slætgræs	128	øre pr. FEN

Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Omregnet til priser pr. ha efterafgrødekrav der løses med virkemidlerne på dyrkningsfladen, er vist i Figur 6. For at bevare overskueligheden i figuren, er der ikke medtaget omkostning til braklægning i figuren. Omkostningen til brak er beregnet til priser mellem 5.300 kr. og 8.400 kr. pr. ha. De laveste omkostninger er for planteavl på uvandet JB1&3, mens de højeste omkostninger er for husdyrproducenter på JB2&4. Prisen på brak er beregnet med en antagelse om kort sigt uden kapacitetstilpasning.



Figur 6. Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav

LITERATURLISTE

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

BILAG 1 DOKUMENTATION FOR VIRKEMIDDELVÆLGEREN EN ALGORITME TIL ØKONOMISK OPTIMERING AF EFTERAFGRØDEVIRKEMIDLER

Virkemiddelvælgeren laver en bedriftsspecifik økonomisk optimering af tilgængelige efterafgrødevirkemidler. Grundlaget for beregningen baseres på hver enkelt bedrifts afgrødevalg i de foregående 5 år. Indsatskravet der beregnes på, er enten det kommende års indsatskrav, eller en række af scenarier med frit valgte indsatskrav. Der er således altid tale om en beregning på fremtidige valg af efterafgrødevirkemidler, baseret på en forventning om at de seneste 5 års afgrødevalg er repræsentative for bedriftens fremtidige drift. Bedriftens afgrødevalg anvendes til at kortlægge potentialet for efterafgrøder og alternative virkemidler som kan anvendes til at løse efterafgrødekrav. På baggrund af potentialet foretages en økonomisk optimering, som giver et forslag til den billigste løsning af efterafgrødekrav på hver enkelt bedrift.

DATAGRUNDLAG OG DATAOPRENSNING

Datagrundlaget for beregningerne er som udgangspunkt baseret på afgrødevalg indtastet ved ansøgning om grundbetaling. Dette datasæt indeholder i udgangspunktet information om hver enkelt marks størrelse, afgrødevalg og hvilket CVR-nummer der søger grundbetalingen. Datasættet er ved hjælp af GIS beriget med informationer om tidligere års afgrøde på markniveau, bonitet (JBnr.), postnr., kommune, ID15, kystvandområde, økologisk/konventionel, mulighed for vanding, andel af mark der ligger som 20 m bræmme til søer og vandløb, indsatskrav til husdyrefterafgrøder, indsatskrav til målrettet regulering. Efterafgrødekravene på bedriftsniveau afhænger af den anvendte mængde organisk gødning. Informationen om anvendt mængde af organisk gødning hentes fra gødningsregnskabet. Adgangen til gødningsregnskab er opnået gennem ansøgning om aktindsigt. Derudover anvendes gødningsregnskabet også som datakilde til at identificere kværgundtagelsesbrug, der har specifikke krav til græsefterafgrøde. Dataoprensningen indebærer en transformation af excel-datakilden til RDS-fil og ensretning af navne fra kolonner.

Markdatasættet består af flere års udtræk. Dette skyldes at markernes tilknytning til CVR-nummer kun gælder i et enkelt år ad gangen. Derfor findes der datasæt for hvert år fra 2016 til og med senest færdiggjorte udtræk. I datasættene for 2016 og frem er der medtaget afgrødeinformation på tidligere år, og i muligt omfang også i et efterfølgende år. Dette anvendes i beregningen af efterafgrødepotentialet, hvor der ses på aktuell afgrøde og i nogle tilfælde efterfølgende års afgrøde, og foregående afgrøde i andre tilfælde.

POTENTIALEBEREGNINGEN

Formålet med potentialeberegningen er at kortlægge hvilke virkemiddelpotentialer, der er mulighed for at anvende på hver enkelt mark.

Der beregnes potentialer for virkemidler på dyrkningsfladen:

- Efterafgrøde efter frøgræs
- Efterafgrøde efter vårsæd
- Efterafgrøde efter vintersæd
- Tidlig såning
- Mellemafgrøde efter frøgræs
- Mellemafgrøde efter korn
- Efterafgrøde der medfører sædskifteændring
- Præcisionsjordbrug
- Energiafgrøder
- N-kvotereduktion

- Brak langs søer og vandløb
- Brak

Potentialet for efterafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vårsået afgrøde. Teknisk foretages dette ved at undersøge om afgrødekoden på en mark i indeværende år er frøgræs, og om afgrødekoden i efterfølgende år er inden for gruppen af vårsåede afgrøder. Dermed bliver det landmandens sædvanlige afgrødevalg som efterfølger til frøgræs, der afgør om der er et potentiale for efterafgrøde eller mellemafgrøde efter frøgræs.

Efterafgrøde efter vårsæd identificeres ved at en vårsået kornafgrøde efterfølges af vårsået afgrøde. Og på tilsvarende vis identificeres efterafgrøde efter vintersæd, ved at en vintersæd efterfølges af en vårsået afgrøde. Forskellen mellem efterafgrøde efter vårsæd og vintersæd er at etableringsomkostningerne i efterafgrøde efter vintersæd er højere, da den skal sås lige før eller lige efter høst. Efterafgrøde efter vårsæd kan etableres som græsudlæg ved den almindelige etablering.

Tidlig såning af vintersæd anvendes som udgangspunkt for alt førsteårs hvede. I denne sammenhæng er førsteårs hvede defineret som hvede etableret efter raps, markært og spinat. Hvede efter frøgræs antages anvendt i potentialet for mellemafgrøde efter frøgræs. Førsteårs hvede efter øvrige afgrøder, eksempelvis kartofler, majs og roer, antages ikke at kunne etableres før 7. september og indregnes derfor ikke som potentiale for tidlig såning. På Lolland, Falster og Møn er tidlig såning slet ikke anvendt i praksis, derfor er potentialet nulstillet ved hjælp af postnumre for disse områder. I Sønderjylland, på Fyn og Sjælland er der udfordringer med at håndtere resistent græsukrudt, derfor halveres potentialet for tidlig såning i disse egne. Der er ikke specifikt kendskab til hvilke bedrifter der har disse udfordringer, derfor er halveringen en generel betragtning for alle bedrifter i området.

Mellemafgrøde efter frøgræs identificeres ved at en frøgræsmark efterfølges af en vintersæd.

Mellemafgrøde efter korn er som udgangspunkt et samlet potentiale af kornmarker der efterfølges af vintersæd. Dette omtales som "totalpotentialet for mellemafgrøde". Ved anvendelse af virkemidlet mellemafgrøde må vintersæden tidligst sås efter d. 20. september. For ikke at overdrive potentialet for mellemafgrøde, begrænses potentialet for mellemafgrøde til højst at udgøre 20 pct. af det samlede areal med vintersæd, da det skaber en afbalanceret anvendelse af sen såning.

Den resterende del af totalpotentialet for mellemafgrøde anvendes til henholdsvis tidlig såning af vintersæd efter korn og efterafgrøde med sædskifteændring. Tidlig såning af vintersæd efter korn er et virkemiddel der primært anvendes i den nordvestlige del af Jylland. Derfor er dette potentiale bygget med en parameter, som justeres på postnummerniveau. Parameteren er kalibreret ud fra faktisk anvendelse af tidlig såning. Efterafgrøde med sædskifteændring er et forholdsvis dyrt tiltag, da der udover etableringen af en efterafgrøde også opleves et tab ved at en vintersæd erstattes af vårsæd. Virkemidlet anvendes når billigere virkemidler er brugt op. Sædskifteændringen sker udelukkende for vintersæd efter korn. Dermed påvirkes arealer med førsteårs hvede ikke. Den grundlæggende betragtning i dette, er at man ønsker at bevare hver bedrifts andel af vekselafgrøder.

Præcisionsjordbrug fungerer som alternativ til efterafgrøder. Potentialet for virkemidlet udgøres af arealer der dyrkes med korn og raps. 11 ha med præcisionsjordbrug kan erstatte 1 ha efterafgrøde. Potentialet håndteres i to grupper. Den ene gruppe er de bedrifter der allerede har været tilmeldt ordningen i foregående år. Disse bedrifter forventes at fortsætte med at anvende virkemidlet. Omkostningen indregnes uden forrentning og afskrivning af præcisionsudstyr, da det allerede er købt.

Den anden gruppe er bedrifter med mere end 150 ha, som generelt set vurderes at have en størrelse der retfærdiggør investering i præcisionsudstyr. Omkostninger til virkemidlet indregnes inklusive forrentning og afskrivning.

Energiafgrøder fungerer som alternativ til målrettede efterafgrøder. Teoretisk set er der et potentiale svarende til omdriftsarealet, men da etablering af energiafgrøder er begrænset i sin faktiske udbredelse, er det valgt blot at foreslå aktuelt areal med energiafgrøde som potentiale der kan fortsætte til en pris på 0 kr. pr. ha. Dermed ændres omfanget af energiafgrøder ikke i beregningen.

N-kvotereduktion er et virkemiddel, hvor man at anvender en mindre mængde N-gødning på bedriften end den samlede norm. Der er stor forskel på omkostningen til N-kvotereduktion alt efter omfanget der

anvendes. I modellen beregnes N-kvotereduktion i portioner af 5 %. Dermed skelnes der mellem N-kvotereduktion i områderne 0-5 %, 5-10 %, 10-15 % og 15-20 %. Potentialet for N-kvotereduktion beregnes afgrøde- og bonitetsspecifikt. Beregningen af omkostning for N-kvotereduktion gennemføres for de 13 afgrøder der har den største udbredelse, og dækker ca. 1,9 mio. ha i 2022. Afgrøderne er vist herunder sorteret efter omfang:

- Vårbyg
- Vinterhvede (der regnes separat for førsteårshvede og hvede efter korn)
- Vinterraps
- Majs
- Kløvergræs til foder
- Vinterhybridrug
- Vinterbyg
- Havre
- Græs uden kløver til foder
- Rajgræsfrø, almindelig
- Stivelseskartofler
- Sukkerroer til fabrik

Målt efter udbredelse er der tre afgrøder som er udeladt af listen, den største er "permanent græs med normalt udbytte" der håndteres som græs uden kløver. Derudover er der "miljøgræs MVJ-tilsagn uden Nkvote" og "MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal". De to MVJ-græsser har ikke N-kvote og er derfor ikke relevant i beregningen.

Generelt gælder det at alt bælgsæd og øvrige afgrøder uden N-norm ikke indgår i beregningen. De resterende afgrødekoder udgør tilsammen ca. 20 pct. af landbrugsarealet, men hver for sig fylder de mindre end 1 pct. Derfor håndteres resterende afgrøder som den af de ovenstående 13 der ligner bedst når der ses på det økonomiske tab ved reduktion af N-kvoten.

Vårraps og ryps håndteres som vinterraps.

Brødhvede håndteres som andetårshvede.

Vinterrug håndteres som Vinterhybridrug.

Majs til modenhed håndteres som majs til helsæd.

Fodergræs med kløver og normalt udbytte håndteres som kløvergræs til foder.

Frøgræsser håndteres efter samme beregning som almindeligt rajgræs. Alle

kartofler håndteres som stivelseskartofler.

Øvrige afgrøder med N-norm som ikke er nævnt ovenfor tildeles en omkostning svarende til N-reduktion for vårbyg.

Tabsberegningen i Kalkule Mark er udført, ved at lave to afgrødefølger, en med raps og kornafgrøder, hvor hvede efter raps automatisk håndteres som førsteårshvede, og hvede efter korn som andetårshvede.

Derudover giver modellen ikke effekter af afgrøderækkefølge. Det er hver enkelt afgrødes værdier der anvendes som grundlag for beregningerne. De afgrøder der ikke er korn er samlet i en afgrødefølge for sig selv. Ved hjælp af en makro beregnes udbytte for korn i hkg kerne og kg protein pr. ha ved N-niveauer svarende til fuld N-norm og derudover i 5 pct. intervaller ned til 80 pct. af fuld N-norm. Tabet i hkg kerne og kg protein er de væsentligste elementer i ændret udbytte ved N-kvotereduktion, men der er samtidig et fald i halmængde der reducerer indtjeningen og besparelser på P, K og tørring. Dette samles ligeledes op ved beregningen. Den procentuelle reduktion i halmudbytte følger 1:1 reduktionen i kerneudbytte. For afgrøderne der ikke er korn, opgøres udbyttet i passende enhed, og der beregnes kun proteintab i de afgrøder, der anvendes til foder.

Udbyttet beregnes på hver bonitet (JB1+3, JB2+4+10-12, JB1-4 med vanding, JB5-6, JB7-9) og data samles i tabeller. Tab og besparelser importeres til Virkemiddelvælgerens R-kode, hvor det omregnes til samlet tab baseret på værdi af kerne, protein, halm og sparet omkostning til N, P, K og tørring pr. ha med afgrøden.

For bedrifter der anvender mindre end 80 kg total N fra organisk gødning, skal der fra 2024 reduceres 110 kg N for at opnå en effekt svarende til en hektar efterafgrøde. Bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning skal reducere 175 kg N for at opnå effekt svarende til en hektar efterafgrøde.

Tidligere har satserne været 93 og 150 kg N for henholdsvis under og over 80 kg N.

Brak langs søer og vandløb er et forholdsvis attraktivt alternativ til målrettede efterafgrøder, da virkemidlet har en 4:1 effekt i forhold til efterafgrøde. Således kan 1 ha brak langs søer og vandløb løse 4 ha efterafgrødekrav. Potentialet for brak langs søer og vandløb beregnes på baggrund af senest kendte arealer og disses placering i forhold til mulige bræmmeområder ned til søer og vandløb.

Brak er defineret som sidste (og dyreste) udvej, når det ikke er muligt at løse indsatskravet med andre alternativer. Potentialet for brak er omdriftsarealet fratrukket det areal der anvendes som potentiale for brak langs søer og vandløb. På samme vis som brak langs søer og vandløb, anvendes senest kendte omdriftsareal som grundlag for beregningen af det samlede potentiale for brak.

5 ÅRS DATAGRUNDLAG OG BEDRIFTSTYPE

Da man i beregningssituationen ikke har adgang til viden om fremtidige afgrødevalg, tages der udgangspunkt i historiske afgrødevalg. På nuværende tidspunkt er afgrødevalget i 2023 det nyeste tilgængelige datasæt. Beregningen af potentialet for efterafgrøder kan således kun laves frem til og med afgrøden i 2022 som efterfølges af en vårsået afgrøde i 2023. For at give et mere stabilt datagrundlag laves der beregninger for 2022-23, 2021-22, 2020-21, 2019-20 og 2018-19. Hvert års potentiale for efterafgrødevirkemidlet omregnes til hvor stor en del af omdriftsarealet der kan anvendes til et givent efterafgrødepotentiale. Efterfølgende tages der et gennemsnit af disse andele, og dette ganges på omdriftsarealet for 2023. På denne vis er det bedriftens afgrødevalg over en 5-årig periode der danner grundlaget for hvilke efterafgrødevirkemidler der typisk vil være tilgængelige på den enkelte bedrift. Og der er på bedst mulige vis taget højde for at omdriftsarealet kan være ændret i perioden.

Det 5-årige gennemsnit anvendes kun til efterafgrødevirkemidlerne der er afhængige af dyrkningshistorikken. Brak langs søer og vandløb afhænger ikke af hvad der har været dyrket, men derimod hvilke marker der er tilgængelige her og nu. Derfor beregnes potentialet for brak langs søer og vandløb alene på baggrund af seneste tilgængelige markdata. N-kvotereduktionen der er afgrøde og bonitetsspecifik beregnes på baggrund af den fordeling af afgrøder der har været i senest tilgængelige år. Dermed antages implicit at sammensætningen af afgrøder og fordelingen på boniteter vil være lig med den seneste observation.

Som udgangspunkt kræves det at der er 5 års dyrkningshistorik for alle bedrifter. Der tages højde for om bedriften har samme type i hele perioden. Dette er særligt lavet for at tage højde for bedrifter der måtte skifte til eller fra anvendelse af kvægundtagelsen. Bedrifter der anvender kvægundtagelsen, har et forholdsvis enkelt sædskifte, og der kræves derfor kun 3 års datagrundlag for disse. For alle øvrige bedrifter kontrolleres det om bedriftstypen er ens i perioden med seneste 5 år. Bedriftstypen bestemmes på baggrund af oplysninger fra gødningsregnskabet. Kvægundtagelsesbedrifter har en specifik markering i gødningsregnskabet. Øvrige kvægbrugere defineres ud fra at mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning skal stamme fra kvæg, og samtidig skal mængden af fosfor være højere end hvad der svarer til mængden fra 40 stk. malkekvæg med opdræt. For at blive defineret som griseproducent, skal mere end halvdelen af fosforindholdet i egen husdyrgødning stamme fra grise. Øvrige husdyrbrug består af resterende bedrifter med anvendelse af egen husdyrgødning der overstiger 100 kg fosfor pr. år. Planteavlsbedrifter er defineret som den resterende gruppe af bedrifter, der kan således sagtens anvendes væsentlige mængder af husdyrgødning på disse bedrifter, det kommer blot ikke fra egen produktion.

KORREKTIONER TIL POTENTIALEBEREGNINGEN

Potentialeberegningen er baseret på de faktiske afgrødevalg på hver eneste mark. Dette er et særdeles godt grundlag for beregningen, da det netop er hver enkelt bedrifts valg der er grundlaget for optimeringen. Dog har det også den uensigtsmæssighed, at det ikke er hvert år, at der kan etableres hele det planlagte areal med vintersæd. År hvor vejret begrænser arealet med vintersæd, kommer vårsåede afgrøder til at fylde mere end planlagt. Hvis der ikke korrigeres for dette, bliver potentialet for efterafgrøder beregnet til at være større i disse år, end den planlagte virkelighed. Et areal der var planlagt med vintersæd anvendes ikke til en efterafgrøde, da der netop er planlagt vintersæd, og det er blot vejret i efteråret der ender med at ændre afgrødevalget. Der foretages en korrektion for dette, ved at opføre den

enkelte bedrifts forhold mellem vinter- og vårsæde afgrøder hvert år. Årene hvor vintersædsarealet er lavere end normalt korrigeres potentialerne for efterafgrøder. Korrektionen foretages på bedriftsniveau.

Der kan derudover laves en korrektion til potentialet for N-kvotereduktion. Grundlaget for denne korrektion, er at bedrifter på lerjord med stor mængde husdyrgødning kan have svært ved at opnå den beregnede lovpligtige kvælstofudnyttelse. Dermed er afgrøderne allerede undergødsket, og de laveste niveauer af N-kvotereduktion er således allerede anvendt. Dette håndteres ved, at man på postnr. kan angive hvilke boniteter, og mængde af total N i organisk gødning der skal have en korrektion på tilgængelige N-kvotereduktioner. Dermed kan der individuelt tages hensyn til eksempelvis JB5-9, med mere end 140 kg total N fra organisk gødning, og fjerne eksempelvis 4 pct. point af potentialet for N-kvotereduktion mellem 0 og 5 pct. på disse bedrifter. I optimeringen vil der så være 1 pct. point tilbage af potentialet 0-5 pct. og bedriften vil opleve at den billige del af N-kvotereduktion hurtigere slipper op i optimeringen.

HÅNDTERING AF GLM-8 OG BIOORDNINGEN FOR BIODIVERSITET

Kravet om 4 pct. ikkeproduktive arealer håndteres ved at se hvor meget brak der allerede er på hver bedrift.

Eventuel forskel mellem krav og faktisk brak beregnes og dette areal trækkes ud af omdriftsarealet. Der indregnes en omkostning til brak i GLM på 60 % af den beregnede brakpris, da det formodes at man med planlagt braklægning af små arealer kan vælge marginale arealer og dermed en mindre omkostning end almindelig brak ud af omdrift.

Bioordningen for biodiversitet giver mulighed for at få 1 % rabat på kravet om 4 % brak, ved at have mindst 7 % brak.

Valget mellem 4 og 7 % brak sker i modellen ved at begge scenarier regnes igennem hele modellen, og til sidst sammenlignes den samlede omkostning ved henholdsvis 4 og 7 % brak. Tilskuddet til bioordningen modregnes i omkostningen til braklægning.

Årsagen til at regne hele modellen igennem med henholdsvis 4 og 7 % brak er, at kunne håndtere varierende indsatskrav i den målrettede regulering. Med 7 % brak er der færre arealer at levere indsatser til den målrettede regulering, og dermed vil modellen vise at der ved øgede indsatskrav i den målrettede regulering, bliver færre bedrifter der vælger 7 % brak.

OMKOSTNING FOR DE ENKELTE VIRKEMIDLER

Omkostningen til hvert virkemiddel beregnes som udgangspunkt i kr. pr. ha. Efterfølgende omregnes omkostningen til kr. pr. efterafgrødeenhed "EA".

Prisforudsætningerne for beregningerne afhænger af modellens anvendelse. Når der laves beregninger til brug for kommende sæsons valg af virkemidler, anvendes priser baseret på seneste prisprognose fra SEGES Innovation. Der anvendes en prisvektor med priser for "aktuelt år" og priser for "efterfølgende år". Dette skyldes at efterafgrødeordningerne har sit tilhørsår. N-kvotereduktion der anvendes i dette år ved målrettet regulering, er en reel reduktion i dette år, mens N-kvotereduktionen der anvendes i pligtige- og husdyrefterafgrøder, bliver først trukket i gødningskvoten i efterfølgende år.

Øvrige virkemidler hører til i samme år. For sædskifteændring er det efterfølgende års pris for vintersæd man mister og næste års pris for vårsæd man opnår.

Beregninger for scenarier med stigende indsatskrav baseres derimod på langsigtede priser, og i den situation er prisen ens for "aktuelt år" og "efterfølgende år". I de eksempler der er vist herunder, er der valgt langsigtede prisforudsætninger som vist i Tabel 4.

Tabel 4. Langsigtede prisforudsætninger anvendt til scenarieberegninger

Produkt	Pris	
Hvede	130	kr. pr. hkg
Byg	125	kr. pr. hkg
Rug	115	kr. pr. hkg
Raps	310	kr. pr. hkg
Havre	115	kr. pr. hkg
Majshelsæd	107	øre pr. FEN
Slætgræs	128	øre pr. FEN
Rajgræs, alm.	900	kr. pr. hkg
Stivelseskartofler	65	kr. pr. hkg
Sukkerroer	22	kr. pr. hkg
N	7	kr. pr. kg N
P	14	kr. pr. kg P
K	6,5	kr. pr. kg K
Halm	0,55	kr. pr. kg
Værdi af suppleringsprotein	3,8	kr. pr. kg

Beregningen af prisen på efterafgrøde efter vintersæd er lavet som vist i Tabel 5.

Tabel 5. Beregning af prisen på efterafgrøde efter vintersæd.

Efterafgrøde efter vintersæd	Sandjord		Lerjord	
	<80 kg N	>80 kg N	<80 kg N	>80 kg N
kr. pr. ha				
Udsæd	240	240	240	240
Såning	180	180	180	180
Eftervirkning N (obligatorisk)	-119	-175	-119	-175

Udbytteeffekt	-125	-125	0	0
Succesrate etablering	21	21	21	21
Tilskud	-637	-637	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	197	141	322	266
Omkostninger inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371
kr. pr. ha EA (EfterAfrørde)				
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	197	141	322	266
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	-440	-496	-315	-371

Beregningen er lavet med følgende forudsætninger:

Efterafgrøde efter vintersæd			
Udsæd	type	Olieræddike	
	mængde	10	kg
	pris	24	kr. pr. kg
Såning	metode	radsåning	
	pris	180	kr./pr. ha
Eftervirkning N (obligatorisk)	< 80 kg N	17	kg N
	> 80 kg N	25	kg N
	< 80 kg N	-119	kr. pr. ha
	> 80 kg N	-175	kr. pr. ha
Udbytteeffekt hkg pr. ha	Sandjord	1	hkg pr. ha
ændret udbytte i efterfølgende vårafgrøde	Lerjord	0	hkg pr. ha
Udbytteeffekt kr. pr. ha	Sandjord	-125	kr. pr. ha
udgangspunkt i vårbygpris	Lerjord	0	kr. pr. ha
Succesrate ved etablering		5	pct. etableres uden at efterafgrøden lykkes
tab som følge af manglende etablering		21	kr. pr. ha

På tilsvarende vis er der lavet beregninger for de øvrige efterafgrøder og mellemafgrøder.

Efterafgrøde efter frøgræs er særlig, fordi der ikke skal etableres en afgrøde, men blot måles på værdien af eftervirkningen.

Efterafgrøde med sædskifteændring beregnes som efterafgrøde efter vintersæd, da det oftest er en andenårs hvedemark der bliver erstattet af efterafgrøde og efterfølgende vårsæd. Den væsentligste del af omkostningerne udgøres dog af forskellen i dækningsbidrag mellem vintersæd og vårsæd.

Beregningen foretages som vist i Tabel 6. Beregningen er baseret på dækningsbidrag I (DB) for vårbyg. Der korrigeres med 30 % af maskinomkostningerne, svarende til den variable del af maskinomkostningerne til diesel og vedligehold. Løn, samt forrentning og afskrivning antages uændret, da der ikke foretages kapacitetstilpasning. Dette sammenholdes med DB for vintersæd (andenårs vinterhvede), hvor der ligeledes korrigeres for 30 % af maskinomkostningerne.

Tabel 6. Beregning af tabt indtjening ved skift fra vintersæd til vårsæd

	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
DB vårsæd	8.127	9.117
Maskinomkostninger vårsæd	4.720	4.998
30 % af maskinomkostninger, vårsæd	1.416	1.499
DB vårsæd, korrigeret for maskinomk.	6.711	7.618
DB vintersæd	10.432	11.545
Maskinomkostninger vintersæd	5.646	6.005
30 % af maskinomkostningerne	1.694	1.802
DB vintersæd, korrigeret for maskinomk.	8.739	9.744
Tabt DB ved sædskifteændring	2.027	2.126

Dækningsbidragsberegningerne er lavet så ændring i afregningspriserne kan håndteres ved indtastning af en samlet prislister. Når der regnes specifikt på næste års forslag til efterafgrødesammensætning, tages der højde for at den økonomiske konsekvens af sædskifteændring først får effekt med efterfølgende års høst. Derfor er der et prissæt til indeværende års afgrødepriser, og et til næste års priser. Indeværende års priser anvendes som grundlag for omkostning ved N-kvotereduktion, da det er indeværende års afgrødemængde der reduceres. Derudover anvendes indeværende års pris til beregning af omkostning ved udbyttereduktion i vårbyg med græsudlæg som efterafgrøde, fordi der opleves et lille udbyttetab i vårbyg med græsudlæg på lerjord.

Hvis der regnes generelt på omkostningen for efterafgrøder, sættes priserne til samme niveau i "dette år" og "efterfølgende år".

Tidlig såning er sat til 0 kr. pr. ha. Der er en lille besparelse på udsædsmængden ved tidlig såning, som forventes at modsvare meromkostninger til håndtering af øget risiko for lus.

Brak er beregnet som braklægning af arealer i omdrift med kort tidshorisont uden kapacitetstilpasning. Det tabte dækningsbidrag beregnes på baggrund af et typesædskifte med vinterbyg, vinterraps, vinterhvede, vinterhvede, vårbyg. Beregningen er vist i Tabel 7.

På bedrifter der anvender mere end 80 kg total N fra organisk gødning, indregnes meromkostninger til erstatningskorn på 10 kr. pr. hkg, da det korn der ikke længere avles på bedriften skal indkøbes, og dermed transporteres til bedriften. Der indregnes ligeledes en meromkostning til øget transportafstand for gylle der skal udbringes på arealer der er længere væk end nuværende arealer.

Tabel 7. Beregning af omkostninger til brak

Beregning af tabt dækningsbidrag	JB 5-6	
	<80 kg N	>80 kg N
Gns. kornudbytte hkg pr. ha		74
Tabt dækningsbidrag	9.985	11.076
Maskinomkostninger	5.209	5.565
30 % af maskinomkostninger	1.563	1.669
Tabt dækningsbidrag korr. Maskinomk.	8.422	9.406

Pleje af brakareal	250	250
Omlægning hvert 5. år	200	200
Erstatningskorn, merpris		740
Husdyrgødning transport (ekstra)		300
Tilskud	-637	-637
Omkostninger uden tilskud	8.872	10.896
Omkostninger inkl. tilskud	8.235	10.259
kr. pr. ha EA		
Omkostning pr. ha EA uden tilskud	8.872	10.896
Omkostning pr. ha EA inkl. tilskud	8.235	10.259

Brak langs vandløb og søer har i den målrettede regulering en effekt på 4:1, dvs. 1 hektar der braklægges i 20 meter bræmme langs søer og vandløb tæller som 4 hektar efterafgrøde. Beregningen af omkostningen til brak langs søer og vandløb følger ovenstående beregning af brak, men tilskuddet pr. ha bliver 4 gange så stort, fordi tilskuddet gives pr. hektar efterafgrøde.

Præcisionsjordbrug kan anvendes som efterafgrødevirkemiddel med faktor 11:1, dvs. præcisionsjordbrug på 11 ha med korn eller raps, kan gøre det ud for 1 ha efterafgrøde.

Omkostningerne til at anvende præcisionsjordbrug er i høj grad afhængig af den enkelte bedrifts udgangspunkt, herunder om der allerede er investeret i det nødvendige udstyr.

Da det ikke er muligt at have kendskab til disse forskellige udgangspunkter, er der lavet et skøn på lave og høje omkostninger, og efterfølgende anvendt et middelniveau af disse. Dette er vist i Tabel 8.

Tabel 8. Beregning af omkostninger til præcisionsjordbrug

Omkostninger til præcisionsjordbrug			
Pr. 100 ha	Lav	Høj	Middel
Udbytte 1-3 hkg	-10.000	-30.000	-20.000
Gylleanalyser	0	6.000	3.000
Konsulenthjælp	0	10.000	5.000
Driftsledertid	2.000	6.000	4.000
Forrentning og afskrivning	5.000	25.000	15.000
I alt pr. 100 ha			7.000

I alt pr. ha			70
Omkostninger i alt pr. ha efterafgrødekrav (11 ha) ud en tilskud			770
Tilskud			-637
Omkostninger pr. ha efterafgrødekrav med tilskud			133

For bedrifter der allerede har investeret i udstyret til præcisionslandbrug, vil beslutningen om at anvende det afhænge af de marginale omkostninger. Dermed kan forrentning og afskrivning af udstyret undlades af beregningen. Dermed indregnes præcisionsjordbrug som en løbende gevinst på 1.517 kr. pr. ha for bedrifter som allerede har investeret i udstyret.

INDSATSKRAV PÅ BEDRIFTSNIVEAU

Indsatskravet til hver ordning beregnes på bedriftsniveau. Grundlaget er hver enkelt marks indsatskrav. Indsatskravet på markniveau summeres til bedriftsniveau. Pligtige- og husdyrefterafgrøder løses reelt på bedriftsniveau. Målrettede efterafgrøder skal ligge i det kystvandopland som kravet hører til.

Virkemiddelvalgeren har i de første år været lavet så den løser alle kravene på bedriftsniveau. Siden er der udviklet en funktion der identificerer indsatskravet på oplandsniveau, og efterfølgende løser kravet på oplandsniveau. Ved beregninger der foretages på langt sigt, er der hidtil anvendt løsningsmodellen der regner på bedriftsniveau, da opdelingen på oplandsniveau stiller større krav til datagrundlaget end det hidtil har været muligt at skabe. Det gælder specifikt kendskabet til afgrødevalget i det efterfølgende år. Og da modellen er baseret på informationer fra ansøgningen til grundbetaling, er der ikke informationer om planlagte afgrøder tilgængeligt.

Mulighederne i den oplandsopdelte model går primært på at kunne levere et forslag til den enkelte bedrift om det kommende års specifikke valg af efterafgrødevirkemidler, på bedrifter der har jord i flere oplande. Der arbejdes på at udvikle en afgrødeprognose på markniveau, som kan give et kvalificeret gæt på hvilken afgrøde der forventes at blive dyrket på den enkelte mark. Dermed bliver det muligt at lave et datagrundlag der kan udnytte funktionen med oplandsopdelt indsatskrav i målrettet regulering i det efterfølgende dyrkningsår.

Modellen kan i sin nuværende form regne med indsatskrav opdelt på oplandsniveau for historiske år. Beregningsmæssigt giver det kun mening at lave oplandsopdelte beregninger på et enkelt år ad gangen, da det netop er det faktiske afgrødevalg i året som afgør potentialet i det specifikke opland for hvert enkelt år. Derfor laves der ikke en balanceret potentialeberegning med 5 års datagrundlag når der regnes på oplandsopdelte indsatskrav.

OPTIMERING VED HJÆLP AF LINEÆR PROGRAMMERING

Når både indsatskrav og potentialer er kortlagt på bedriftsniveau, foretages en optimering, der sørger for at den billigst tilgængelige løsning anvendes på hver enkelt bedrift.

Optimeringen er bygget som lineær programmering hvor udbyttet maksimeres. Når der er valgt en maksimering, medfører det at positive værdier i udbyttet kan tolkes som en situation hvor det at anvende virkemidlerne giver et positivt udbytte for bedriften, mens negative værdier tolkes som en omkostning.

Objektfunktionen for et eksempel på en bedrift med tre virkemidler er som følger:

$$x_1v_1 + x_2v_2 + x_3v_3 = \text{udbytte} \text{ Denne}$$

løses under bibetingelse af:

$$x_1 + x_2 + x_3 = \text{efterafgrødekrav}$$

$$x_1 \leq \text{potentiale } x_1$$

$$x_2 \leq \text{potentiale } x_2$$

$$x_3 \leq \text{potentiale } x_3$$

x_j er mængden af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

v_j er omkostningen i kr. for den mængde af virkemiddel nr. j , som svarer til en ha efterafgrødekrav

Nogle virkemidler har "positive omkostninger" fordi tilskuddet til at anvende virkemidlet overstiger de egentlige omkostninger. Dette gælder eksempelvis efterafgrøde efter frøgræs, hvor der ikke er omkostninger til etablering, men blot et tilskud for at anvende virkemidlet i den målrettede regulering.

Den faktiske objektfunktion er væsentligt længere, da der er mange virkemidler i modellen. Derfor er matricen af bibetingelser tilsvarende større. Herunder vises en principskitse af hvordan matricen med bibetingelser er bygget op, og hvordan den fortolkes. Der er taget udgangspunkt i modellen der kan håndtere oplandsopdelt optimering på bedriftsniveau for den målrettede regulering.

	Målrettet krav (MEA)			Pligtig-Husdyr (PHEA)			Kvundt		
	Ikke-stedligM	EfterAfgrM(i)	StedligAltM(i)	Ikke-stedligU	EfterAfgrU(i)	StedligAltU(i)	EfterAfgrU(i)		
A	1	1	1	0	0	0	0	=	Målrettet krav
B	0	1	1	0	0	0	0	<=	Målrettet krav (i)
C	0	0	0	0	0	0	1	=	Kvundt
D	0	0	0	1	1	1	0	=	Pligtig-Husdyr
E	I	0	0	I	0	0	0	<=	Ikke-stedlig alt-potentialer
F	0	I	0	0	I	0	I	<=	Efterafgr-potentialer (i)
G	0	0	I	0	0	I	0	<=	Stedlige alt-potentialer (i)
	1	En rækkevektor med udelukkende 1-taller							
	0	En rækkevektor med udelukkende 0 (nuller)							
	0	En matrice med udelukkende 0 (nuller)							
	I	Identitetsmatrice, dvs. matrice med 1-taller langs diagonal og eller kun 0 (nuller)							

Virkemidler på dyrkningsfladen, såsom efterafgrøde, mellemafgrøde, tidlig såning, brak langs søer og vandløb samt brak kortlægges for bedriften i de kystvandoplande, hvor der drives jord. Dette omtales som "stedlige virkemidler" fordi de har en stedlig tilknytning til et givent kystvandopland. De stedlige virkemidler opdeles efterfølgende i "efterafgrøder", og i "stedlige alternativer". Dette skyldes at der udelukkende kan anvendes "rigtige" efterafgrøder i løsningen af kravet til kvægundtagelse der her omtales som "kvundt". Virkemidler der gælder for hele bedriften, såsom kvotereduktion (N-kvote) og præcisionsjordbrug kortlægges på bedriftsniveau. Disse omtales som "ikke stedlige virkemidler" fordi de i nuværende regulering anvendes på bedriftsniveau uden specifik tilknytning til en given lokation. Den reducerede tildeling af kvælstof sker ganske vist på en given mark, men det er (endnu) ikke et krav at det rent faktisk sker i det givne kystvandopland, hvor effekten anvendes. Virkemidlernes tilknytning til et givent opland er herunder angivet med i .

A: Det målrettede krav (MEA) kan løses med en kombination af alle tilgængelige virkemidler. Derfor er der 1-taller i øverste linje, som markerer anvendelse af "ikke-stedligeM", "EfterAfgrM(i)" og "StedligAltM(i)". M'et indikerer at prisen på virkemidlerne er *MED* tilskud. Prisen på virkemidlerne til kvundt, pligtige- og husdyrefterafgrøder er vist med et U, der indikerer at det er *UDEN* tilskud. Samme virkemiddel indgår således som mulig løsning til flere ordninger, men der holdes styr på hvilken ordning det anvendes i, og prissætningen passer til den givne ordning.

Den øverste linje har et lighedstegn, da det målrettede krav skal løses eksakt.

B: Efterafgrøder eller stedlige alternativer skal være mindre end eller lig med det målrettede krav i opland i , der kan således ikke overopfyldes i et opland.

C: Græsefterafgrødekrav på *Kvundt-bedrifter* skal løses med efterafgrødevirkemidler, og dette er et bedrifts krav.

D: Pligtige- og husdyrefterafgrøder kan løses med "ikke-stedligeU", "EfterAfgrU(i)" og "StedligAltU(i)", der indikerer samme virkemidler som i A, men blot at det er priser beregnet uden tilskud.

E: "Ikke-stedlige" alternative potentialer, såsom præcisionsjordbrug og N-kvotereduktion, kan anvendes til både målrettede krav og pligtig- & husdyrkrav, men skal samlet holde sig under det samlede potentiale.
F: Efterafgrødepotentialet kan anvendes i alle ordninger, men aldrig overstige det samlede krav.
G: Stedlige alternativer til efterafgrøder, såsom mellemafgrøder, tidlig såning mm. kan anvendes i til målrettede efterafgrødekrav og pligtige- & husdyrkrav, men ikke overstige det samlede potentiale.

Resultatet af optimeringen er en kombination af virkemidler der løser indsatskravet billigst muligt for den enkelte bedrift.

Ved beregninger for hele kystvandopland, eller hele landet, gentages beregningen for hver enkelt bedrift. Hver bedrifts løsning er uafhængig af øvrige bedrifters løsning. Resultaterne summeres på oplandsniveau eller landsniveau efterfølgende.

Da modellen er baseret på individuelle trin med kortlægning af potentiale, beregning af pris, optimering og præsentation, er der mulighed for at lave scenariekørsler for varierende indsatsniveauer og forskellige prisniveauer.

Kystvandrådsarbejdet for Vadehavet

Modeludvikling og scenarioanalyse

Kontaktperson:	Anders Erichsen, aer@dhigroup.com
Projektleder	Anders Erichsen
Kvalitetsansvarlig	Trine Larsen
Udarbejdet af	Anders Erichsen
Projektnummer	11829653
Godkendt af	Anders Erichsen
Godkendelsesdato	15. december
Revision:	Final 1.0
Filnavn	Vadehavet-ModelUdvikling_v1

DHI A/S • Agern Allé 5 • • DK-2970 Hørsholm • Denmark
Telephone: +45 4516 9200 • dhi@dhigroup.com • www.dhigroup.com • Company Reg.
No.: 36466871

December 2023

Introduktion

Som en del af arbejdet i Kystvandsrådet for Vadehavet, inklusive vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb, er DHI A/S blevet bedt om at opstille modelscenarier, udviklet igennem diskussioner i Kystvandsrådet foruden resultaterne af arbejdet i parallelle arbejdsgrupper.

Modelscenarierne er baseret på en tidligere mekanistisk model dækkende hele Nordsøen, udviklet og anvendt under arbejdet med vandområdeplanerne 2021-2027 (DHI 2019a og DHI 2020a), og nærværende rapport beskriver kort den anvendte model, de besluttede scenarier foruden metode og resultater til benyttelse i kystvandsrådets fremadrettede anbefalinger.

Modeludvikling

Den mekanistiske model, som anvendes til scenarioanalysen i det forberedende arbejde for kystvandsrådet, bygger på den hydrodynamiske model (DHI 2019a) og biogeokemiske (økologiske) model (DHI 2020a), som er blevet udviklet af DHI og benyttet i arbejdet bag vandområdeplanerne 2021-2027.

Mekanistiske modeller muliggør dynamiske beskrivelser af biogeokemi (økosystemer) og interaktioner mellem naturlige påvirkninger og menneskeskabte presfaktorer, som eksempelvis næringsstofpåvirkninger. Derfor kan mekanistiske modeller anvendes til forudsigelser af ændringer i specifikke komponenter, såsom fx klorofyl-a koncentrationer, på grund af klimatiske ændringer eller ændringer i næringsstofftilførsler. De økologiske forhold i marine farvande er bestemt af en række forskellige faktorer såsom vandudskiftning, lagdeling, vandtemperatur, næringsstofftilgængelighed, sedimentkarakteristika, struktur af fødenettet osv. Derudover udgør en række menneskeskabte faktorer, såsom regionale- og lokale næringsstofftilførsler, fiskeri osv. ligeledes en påvirkning på økosystemet og dermed også af den økologiske tilstand.

I det følgende beskrives de anvendte modeller kort, mens der henvises til DHI (2019a) og (DHI 2020a) for en mere detaljeret beskrivelse af model og modelvalidering.

Selve modelkomplekset for Nordsøen – og dermed også vandområderne Grådyb (vandområde 121), Knudedyb (vandområde 120), Juvre Dyb (vandområde 107) og Lister Dyb (vandområde 111) – består af tre modeller:

1. En hydrodynamisk model
2. En bølgemodel
3. En biogeokemisk model

Modeludviklingen består altså af en 3D hydrodynamisk model, der beskriver det fysiske system; vandstand, strøm, saltholdighed og vandtemperaturer. Efter udviklingen af den hydrodynamiske model følger udviklingen af den biogeokemiske (økosystem) model, der beskriver de styrende biogeokemiske pelagiske og bentiske parametre og processer som fytoplankton, opløst ilt, primærproduktion osv. Der er også introduceret en bølgemodel, som er inkluderet for at kunne beskrive det fysiske pres fra bølger på bunden (resuspension). Modelstrukturen er modulær, hvilket betyder, at den hydrodynamiske model er udviklet uafhængigt af den biogeokemiske model.

De tre modeller er baseret på modelleringssoftwaren MIKE og indeholder altså en hydrodynamisk model (MIKE 3 HD FM), en bølgemodel (MIKE SW) og en biogeokemiske model opbygget i MIKE ECO Lab. Hele modelkomplekset er baseret på en fleksibel mesh-tilgang.

Hydrodynamisk modeludvikling

Den hydrodynamiske model er baseret på den numeriske løsning af de tredimensionelle (3D) inkompressible Reynolds gennemsnitlige Navier-Stokes ligninger, der påberåber sig antagelserne om Boussinesq og hydrostatisk tryk. Modellen består således af kontinuitets-, momentum-, temperatur-, saltholdigheds- og tæthedsligninger, og den er lukket af et turbulent lukkeskema. Den frie overflade tages i betragtning ved hjælp af en sigma-koordinat transformationstilgang. Den videnskabelige dokumentation af MIKE 3 HD FM er givet i DHI (2017).

Model beregningsnet

Modelopsætningen omfatter definition af modelområdet, etablering af model-beregningsnet, udarbejdelse af modelpåvirkninger i form af åbne randforhold, atmosfærisk forcering og ferskvandstilstrømning, udarbejdelse af startbetingelser og selve opstilling af modellen.

Den anvendte model er opstillet for perioden 2002-2016, hvilket betyder, at alle modelforceringer skal dække denne periode. Resultaterne af modelscenarier analyseres alene for den sidste del af perioden for at sikre, at ændringer i fx næringsstofftilførsler kommer til syne i modellen.

Modelområdet er fastlagt i overensstemmelse med modelundersøgelsens interesseområde, hvilket betyder, at modellen er opstillet, så den dækker hele Nordsøen. I kystvandsrådsarbejdet er det alene vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb, der er i fokus. men den anvendte model omfatter farvandene omkring Storbritannien og Irland samt selve Nordsøen. Skagerrak og en del af Kattegat indgår også i modellen. Modellen har tre åbne grænser mod Nordatlanten og en åben grænse i det sydlige Kattegat. Beregningsnettet i modellen er repræsentationen af modelområdet. Mere specifikt definerer modelnettet modelområdet, placeringen af de åbne grænser, land-vand grænserne, den horisontale og vertikale modelopløsning (diskretisering) og modellens vanddybder (batymetri). I de følgende afsnit beskrives kort detaljerne for det horisontale og vertikale modelnet.

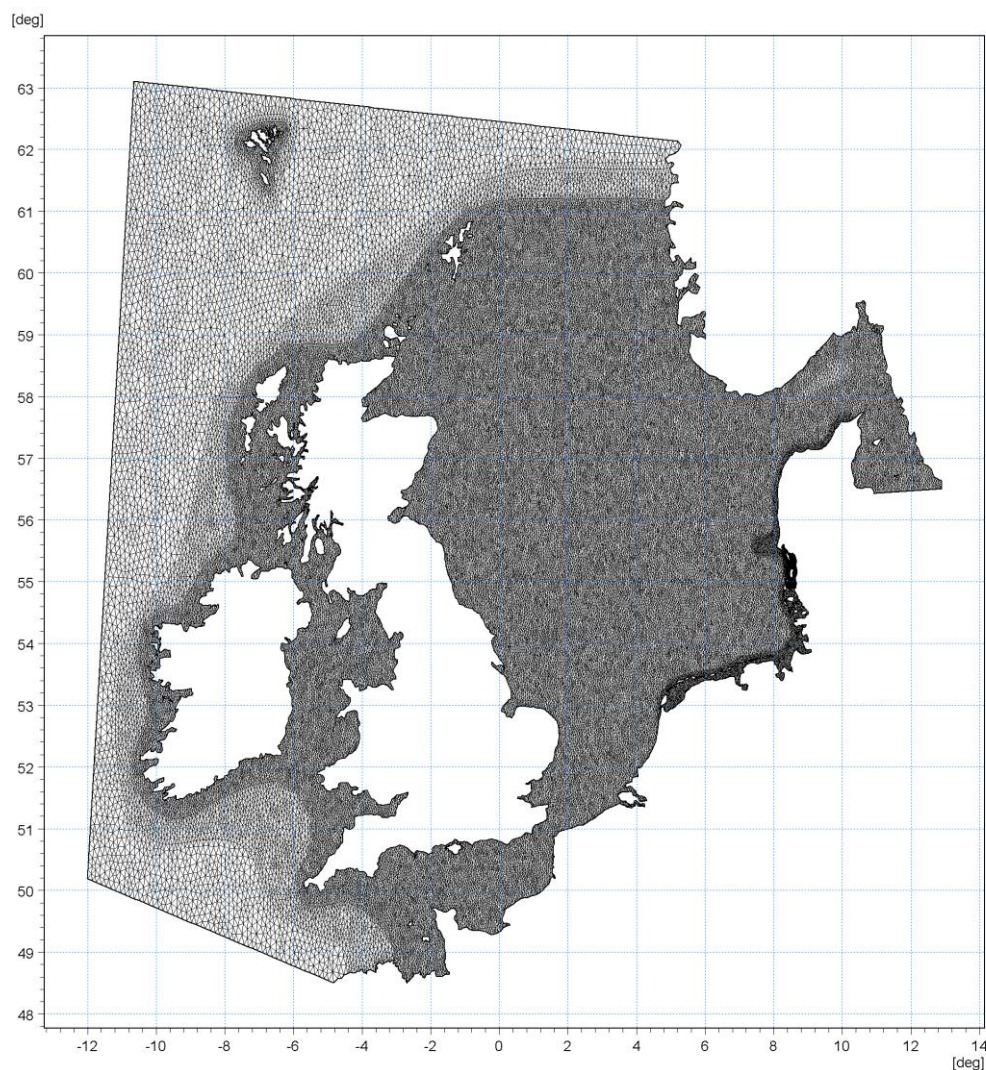
Horisontal modelopløsning

Det horisontale beregningsnet er ustruktureret og generelt sammensat af trekantede elementer, men kan også omfatte firkantede elementer. For Nordsømodellen består det horisontale beregningsnet udelukkende af trekantede elementer af varierende størrelse.

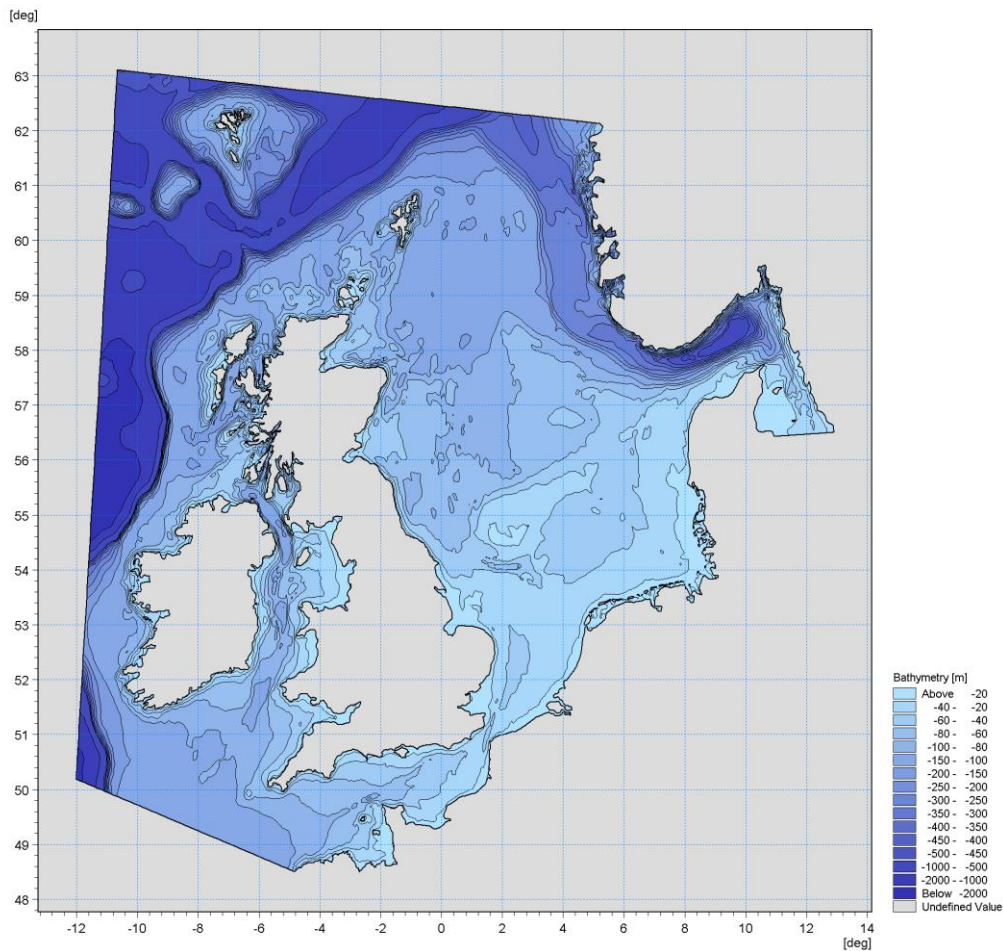
Den horisontale modelopløsning varierer fra 3-6 km i hoveddelen af modelområdet til 8-12 km nær de tre rander i Atlanterhavet. I et 10 km bånd langs Danmarks, Tysklands og Hollands vestkyst er opløsningen 2-3 km. I den danske del af Vadehavet er opløsningen 500-1000 m. Nettet anvender sfæriske koordinater (Lat/Lon) og henviser til WGS-84's geografiske datum.

Modellens batymetri er baseret på EMODnet Bathymetry Consortium (2016). Det horisontale datum for batymetrien er middelhavniveau (MSL).

I Figur 0-1 er det vandrette modelnet vist, og i Figur 0-2 er modellens batymetri vist.



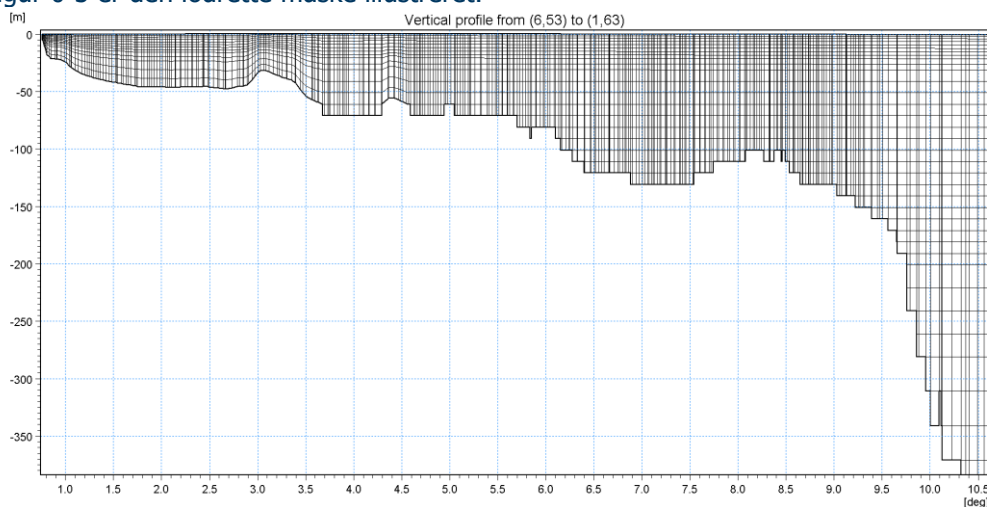
Figur 0-1. Horisontale modelnet af Nordsømodellen. Modellen har tre åbne grænser mod Nordatlanten og en åben grænse i det sydlige Kattegat.



Figur 0-2. Modelbatymetri af Nordsømodellen. Vanddybder refererer til MSL.

Vertikale beregningsnet

Den vertikale opløsning er struktureret og består af enten sigma-lag eller en kombination af sigma- og z-lag. I Nordsømodellen består den vertikale modeldiskretisering af 13 sigma-lag ned til -61 m og 33 z-lag fra -61 m og derunder. Tykkelsen af sigma-lagene varierer fra ca. 1,5 m ved overfladen til ca. 10 m ved -61 m (og forholdsvis mindre ved vanddybder mindre end 61 m). Tykkelsen af z-lagene er 10 m ned til -200 m niveau. Under -200 m niveauet øges tykkelsen gradvist fra 20 m til flere hundrede meter i den dybeste del. I Figur 0-3 er den lodrette maske illustreret.



Figur 0-3 Vertikal modelopløsning i Nordsømodellen i en transekt fra den hollandske kyst og nordpå. De nederste efterfølgende sigma-lag ned til -61 m niveau og de vandrette z-lag fra -61 m niveau og ned er vist.

Modelforceringer

Åbne randforhold

Nordsømodellen indeholder fire åbne rande: Tre rande mod Nordatlanten og en grænse i det sydlige Kattegat (se Figur 0-2). De tre nordatlantiske åbne rande er angivet som Flather-rande (Flather, 1976), hvilket indebærer, at der udover saltholdighed og vandtemperatur kræves både vandstand og strømhastigheder som randbetingelse. Kattegatranden er angivet som en hastighedsrand. Randværdierne for de tre åbne rande mod Nordatlanten bygger på en superposition af rene astronomiske tidevandsforhold på randene og oceaniske randværdier ved hjælp af DHIs oceanografiske nedskaleringskoncept, DHI (2013). Randbetingelserne er baseret på følgende data:

- Tidevandsdata fra DTU10's globale tidevandsdatasæt (Cheng og Andersen, 2010).
- Oceanografiske modeldata fra Copernicus Marine Environment Monitoring Service (<http://marine.copernicus.eu/>).

Randværdier for vandstand (1D-transektter) er genereret ved at overlejre tidevands- og oceaniske vandstandskomponenter, strømhastighedsrande (2D-transektter) er genereret ved at overlejre tidevands- og ocean-strømhastighedskomponenterne, og saltholdigheds- og temperaturrandene (2D-transektter) er udelukkende baseret på oceaniske data.

De tre vandstandsrande er yderligere korrigeret (forhøjet) med 0,5 m for at sikre overensstemmelse med Nordsømodellens vertikale datum, og endelig er de korrigeret for en atmosfærisk trykkorrektion. Randbetingelserne for Kattegatranden med hensyn til strømhastigheder, saltholdighed og vandtemperatur (2D transektter) er udtrukket fra en anden regional model, der dækker Østersøen, Bælthavet, Kattegat og Skagerrak (DHI 2019b).

Atmosfærisk forcering

Den atmosfæriske forcering af Nordsømodellen er leveret af StormGeo i form af tidsmæssigt og rumligt varierende felter af:

- Vind
- Atmosfærisk tryk
- Nedbør
- Lufttemperatur
- Skydække

De anvendte atmosfæriske data er fra StormGeo's WRF meteorologiske model, der dækker Nordatlanten. Data leveres i en opløsning på $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ med en tidslig opløsning på 1 time. StormGeo-dataene er kun tilgængelige fra 2009 og frem. Derfor er der anvendt meteorologiske felter fra Vejr2 i Danmark ($0,15^\circ$, timevis) for perioden 2005-2009 og meteorologiske felter fra Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) ($0,3-0,5^\circ$, timevis) er anvendt for perioden 2002-2005.

Ferskvandskilder

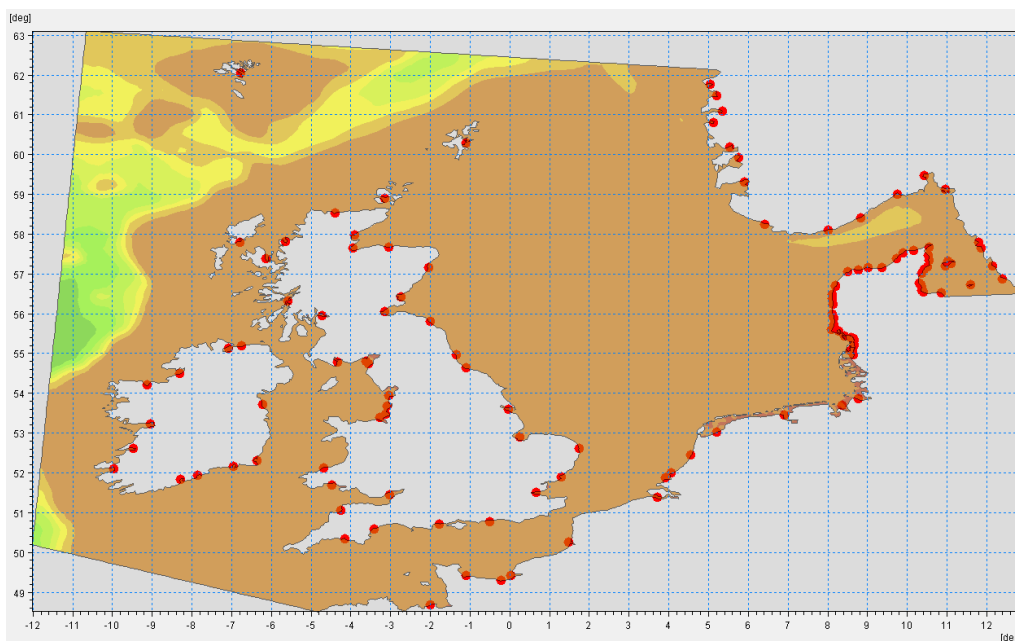
Nordsømodellen omfatter en række ferskvandskilder, der repræsenterer ferskvandsafstrømningen fra land til hav. Bemærk, at Østersøens tilstrømning (afstrømning) til Nordsøen er inkluderet i modellen gennem Kattegats åbne rande.

Modelkilderne er angivet som daglige tidsserier og er baseret på følgende datakilder:

- DCE (Aarhus Universitet) - Danmark
- E-HYPE (<http://hypeweb.smhi.se/europehype/time-series/>) – Irland, Storbritannien, Frankrig, Sverige, Norge
- ECOHAM (Hamburg University) – Belgien, Holland, Tyskland

Mens DCE- og E-Hype-dataene dækker hele modelleringsperioden fra 2002-2016, dækker ECOHAM-dataene kun indtil 2014. ECOHAM-dataene er blevet udvidet til også at dække 2015-2016 ved at anvende 10-årige månedlige gennemsnit for denne periode.

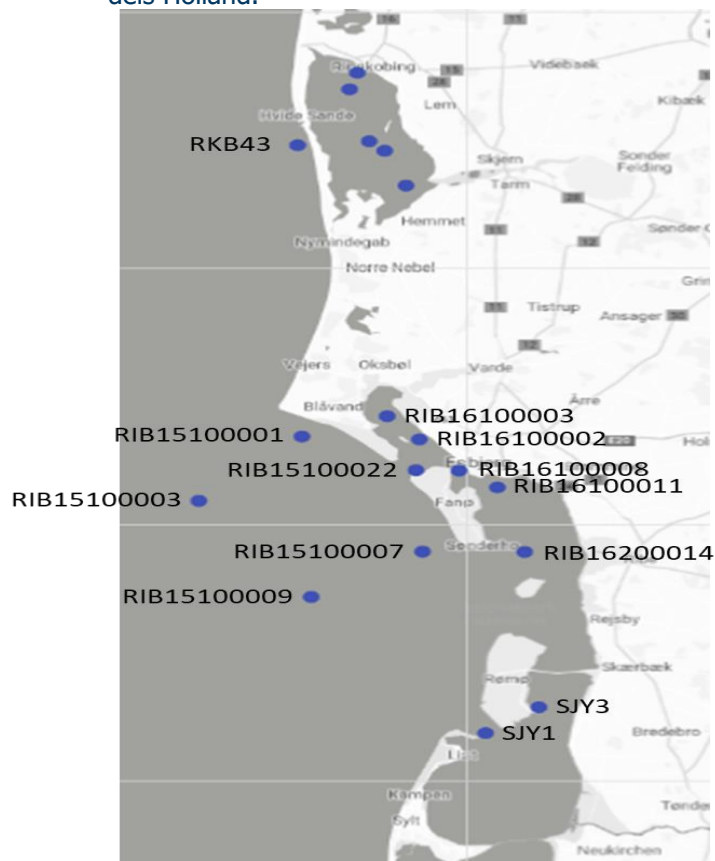
I Figur 0-4 er placeringen af ferskvandskilderne vist. I Danmark anvendes afstrømning på 4. ordens farvandsområdeniveau fordelt på hovedfloder og vandløb.



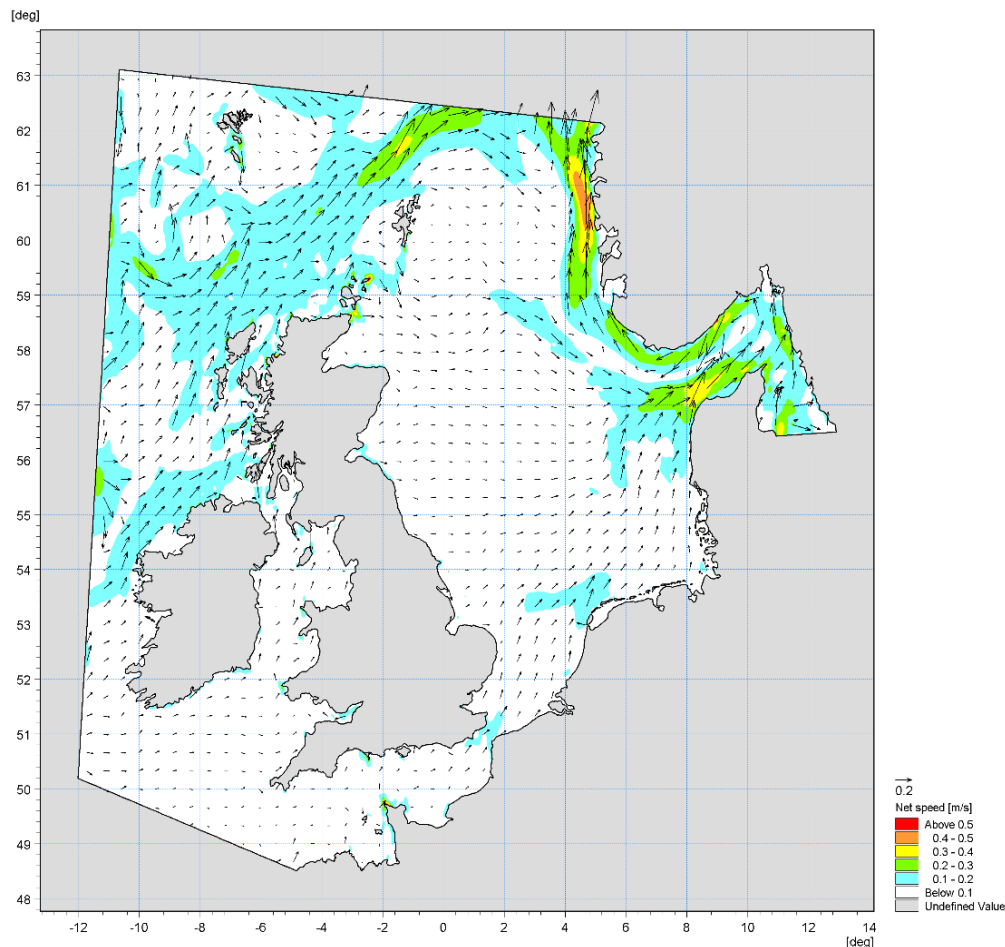
Figur 0-4. Illustration af placeringen af ferskvandskilder i Nordsømodellen. Kilderne repræsenterer hovedfloderne, men er skaleret til at omfatte al lokal afstrømning fra land til hav. I Danmark anvendes 4. ordens farvandsområdeniveau fordelt på hovedfloder og vandløb.

Modelkalibrering

Den hydrodynamiske model er kalibreret og valideret i henhold til målinger i perioden 2002-2016, se DHI (2019a) for detaljer. Et eksempel på overfladestrøm (gennemsnit for 2011) er inkluderet i Figur 0-6. Her ses tydeligt, hvordan strømmen omkring Vadehavet i gennemsnit er nordgående (Den Jyske Kyststrøm), hvorfor vandområderne i Vadehavet også påvirkes af de næringsstoffertilførsler, som udledes især fra Tyskland og til dels Holland.



Figur 0-5 Placering af målestationer, som indgår i kalibrering af den hydrodynamiske og biogeokemiske model.



Figur 0-6. Modelleret gennemsnitlig overfladestrøm for året 2011.

Biogeokemisk modeludvikling

Den biogeokemiske model bygger oven på den hydrodynamiske model i den numeriske 3D-ligningsløser MIKE ECO Lab. I MIKE ECO Lab beskrives de relevante biogeokemiske processer i modelleringssystemet. Hovedkomponenterne og processerne, der bestemmer status for vandkvaliteten og responsen i økosystemet (f.eks. ændringer i fytoplanktonbiomassen), indgår i den biogeokemiske model. De er baseret på eksterne faktorer (meteorologi og næringsstoftilførsel). Modellen beskriver omsætningen af organisk materiale og næringsstoffer, både i den pelagiske (vandsøjle) og den bentiske fase (havbund eller sediment). Den pelagiske fase omfatter fytoplankton og næringsstoffer, og bundafdelingen dækker sedimentpuljer af næringsstoffer og udveksling af næringsstoffer mellem sediment- og vandfasen. Endvidere beskriver den bentiske del af modellen biomassen og væksten af bentisk vegetation ved havbunden. Mekanismerne bag den biogeokemiske model og de anvendte ECO Lab-skabeloner er beskrevet i Erichsen & Birkeland (2019).

Randværdier

Nordsømodellen har fire åbne rande: Tre grænser mod Nordatlanten, og en grænse i det sydlige Kattegat (se Figur 0-2). Biogeokemiske randdata omfatter data fra ICES for de tre åbne grænser mod Nordatlanten og svenske observationer fra Anholt for Kattegatranden. Dokumentation af randbetingelser for den biogeokemiske model er beskrevet i flere detaljer i DHI (2020b).

Forceringer

Data om solstråling er beregnet ud fra skydække og stammer fra StormGeo. Arealfordelt atmosfærisk deposition af kvælstof (N) er leveret af AU, Institut for Miljøvidenskab, og afstemt med HELCOM-depositioner (se DHI 2020b).

For at beregne koncentrationer af suspenderet sediment er der behov for viden om bundforskydningsspændingen i hele modelområdet. Derfor indgår der i modeludviklingen en bølgemodel (MIKE SW). De data, der indgår i denne del af beregningerne, er signifikant bølgehøjde, bølgeperiode og middelbølgeretning, sammen med strømforhold fra de hydrodynamiske modelresultater. Dokumentation om modelforcing er givet i DHI (2020b).

Næringsstofkilder

Som beskrevet og vist i Figur 0-4 indgår der en række ferskvandskilder i Nordsømodellen. Ferskvandsafstrømning fra land indgår i den hydrodynamiske model, mens tilhørende næringsstofkoncentrationer fra både danske og udenlandske kilder indgår i den biogeokemiske model. Østersøens tilstrømning (afstrømning) til Nordsøen indgår i modellen gennem Kattegats åbne grænse. Modelkilderne indgår som tidsserier med daglige tilførsler af uorganiske og organiske næringsstoffer, herunder også totalkvælstof (TN) og totalfosfor (TP). De landbaserede næringsstofbelastninger er baseret på følgende datakilder:

- Danske landbaserede næringsstofbelastninger: DCE/AU, Institut for Bioscience
- Holland, Belgien og Tyskland: Målte data fra nationale overvågningsprogrammer i de enkelte lande
- Storbritannien, Irland, Frankrig, Sverige og Norge: SMHI-modeldata

Flere detaljer er inkluderet i DHI (2020b).

Initialbetingelser

For at kunne initiere en modelberegning korrekt kræver modellen initialbetingelser for de forskellige tilstandsvariable. Initialværdier for de pelagiske parametre i Nordsømodellen er estimeret baseret på målinger i Nordsøområdet. De tilgængelige målinger fra omkring 2002 er blevet anvendt som initialværdier i hele modelområdet, og modellen er efterfølgende blevet genkørt fire gange for år 2002 for at sikre en fordeling af de enkelte parametre, inden data er blevet brugt til kalibrering/validering.

Initialfelter for sedimenterne er baseret på sedimentdata fra EMODNET (2016).

I DHI (2020b) gives yderligere detaljer om initialværdier.

Modelkalibrering

Den biogeokemiske model er kalibreret og valideret i henhold til målinger i perioden 2002-2016, se DHI (2020a) for detaljer.

Modelscenarier

Som en del af Miljøstyrelsens projekter bag vandområdeplanerne 2021-2027 er det tidligere blevet fastslået, at vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb er følsomme overfor fosfor og den mængde næringsstoffer, der udledes især over vækstsæsonen (Erichsen et al. 2021a).

Derfor har der i arbejdet med scenarieudvælgelsen været fokus på at identificere især virkemidler, der kan reducere fosfor igennem vækstsæsonen i alle fire vandområder. Selve arbejdet bag scenarierne er udført i forbindelse med arbejdsplan 2, og resultaterne er beskrevet nærmere i Kronvang et al. (2023).

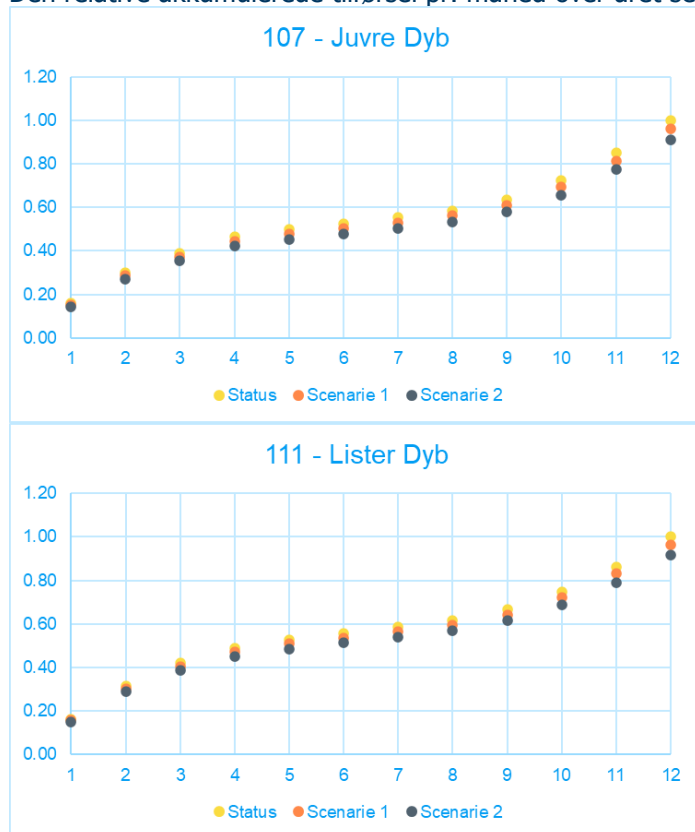
Opsummeret er følgende scenarier blevet besluttet og afviklet i den mekanistiske model for Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb:

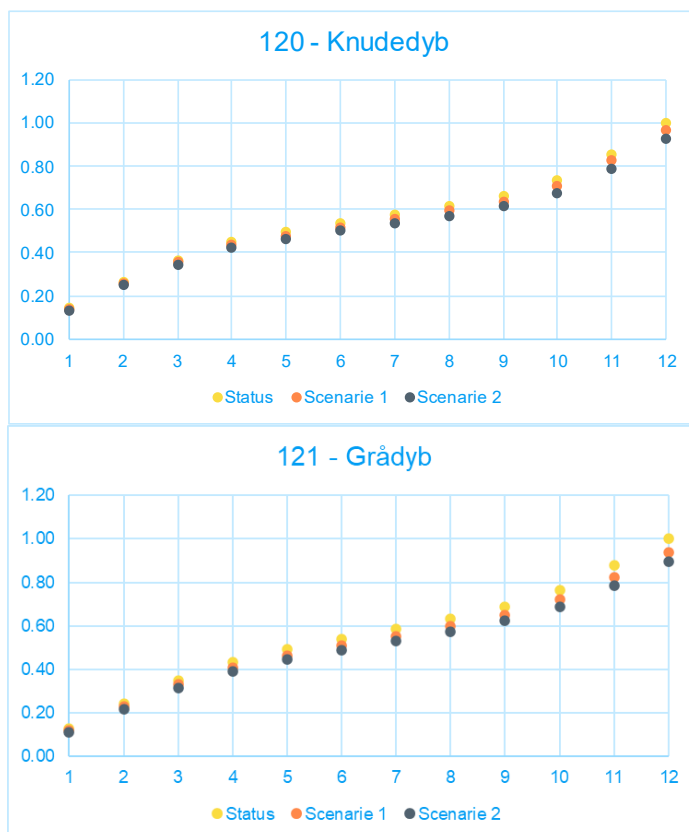
Der er kørt to scenarier med fosfor reduktioner i Vadehavet for de fire vandområder. Tilførslerne i ton, som anvendt i modellen, ses i Tabel 12.

Tabel 12. Scenarie tilførsler af fosfor for Status, Scenarie 1, og Scenarie 2. Gennemsnit for 2012-2016

VO	Navn	Status (t P)	Scenarie 1 (t P)	Scenarie 2 (t P)
107	Juvre Dyb	13,0	12,4	11,8
111	Lister Dyb	111,5	107,2	102,3
120	Knudedyb	85,6	82,5	79,2
121	Grådyb	101,3	95,1	90,8

Den relative akkumulerede tilførsel pr. måned over året ses i **Figur 0-1**.





Figur 0-1. Akkumuleret relativ tilførsel af fosfor over året. Gennemsnit for 2012-2016

Modellen er kørt for perioden 2010 til 2016, og resultaterne bliver evalueret over 2012 til 2016.

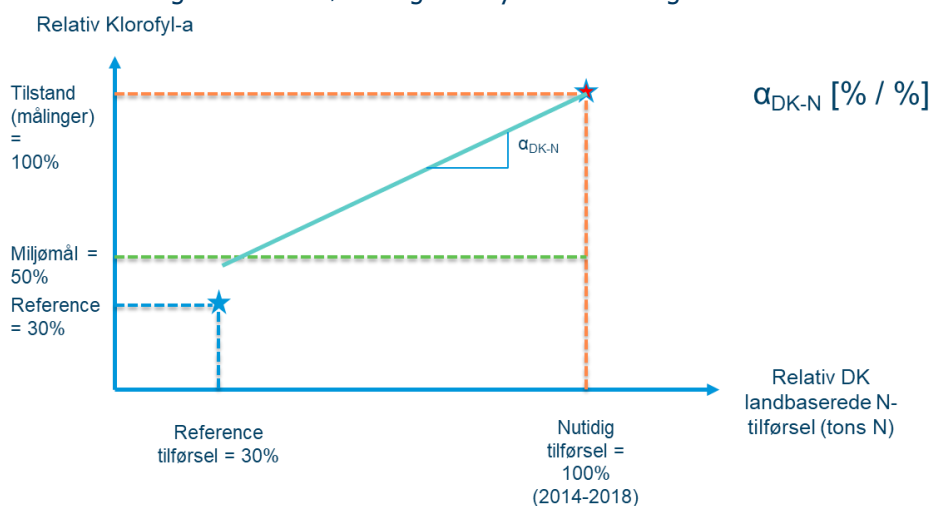
Der har ikke været tid og ressourcer til at gennemføre specifikke scenarier, som alene adresserer punktkilder, og dermed potentielt næringsstoffertilførsler med større potentiale i vækstsæsonen. Punktkilderne udleder typiske over hele året, men i nogle vandområder i Danmark fylder punktkilderne relativt mere i vækstsæsonen, hvorfor dette er undersøgt.

Imidlertid er bidraget til de fire vandområder relativt beskedent, og det er altovervejende den diffuse tilførsel, som er bestemmende for miljøtilstanden i Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb. Dette gør sig især gældende for kvælstof, og i mindre grad for fosfor.

Metode

I forrige afsnit er modelscenarierne kort beskrevet. Disse scenarier er afviklet, og modelresultater er oparbejdet og opgjort som effekter på klorofyl-a beregnet på tilsvarende måde, som det er beskrevet i Erichsen et al. (2021b).

Som beskrevet i Erichsen et al. (2021b) benyttes modelscenarier i arbejdet bag vandområdeplanerne 2021-2027 i udgangspunktet til at beregne en dosis-respons på indikatoren klorofyl-a. I Erichsen et al. (2021b) beregnes dosis-respons i forhold til ændringer i årstilførslerne af TN og TP ud fra en forudsætning om, at en reduktion i årstilførslen fordeles %-vis jævnt over året. Det betyder, at en årsreduktion på 10 % i TN-tilførslen fordeles med en 10 % reduktion i januar-tilførslen, 10 % i februar-tilførslen osv. Dosis-respons og tilhørende sammenhænge mellem tilførsel og klorofyl-a er vist i Figur 0-1.



Figur 0-1. Skematisk illustration af beregning af dosis-respons. Bemærk, at figuren alene beskriver relative forskelle, således at nutidig tilførsel og indikatortilstand udgør 100 %, mens reduktioner beregnes som relative i forhold til dagens tilførsler og tilstand. Derfor har dosis-respons enheden %-ændring i klorofyl-a koncentration per %-ændring i TN-tilførsel i figureksemplet.

Beskrivelsen i Erichsen et al. (2021b) forholder sig til ændringer i TN- og TP-årstilførsler og indgår i den overordnede fastsættelse af målbelastninger til de danske marine vandområder, men det er alene reduktioner i kvælstoftilførsler, som udregnes som egentlige målbelastninger og indsatsbehov, jf. vandområdeplanerne 2021-2027.

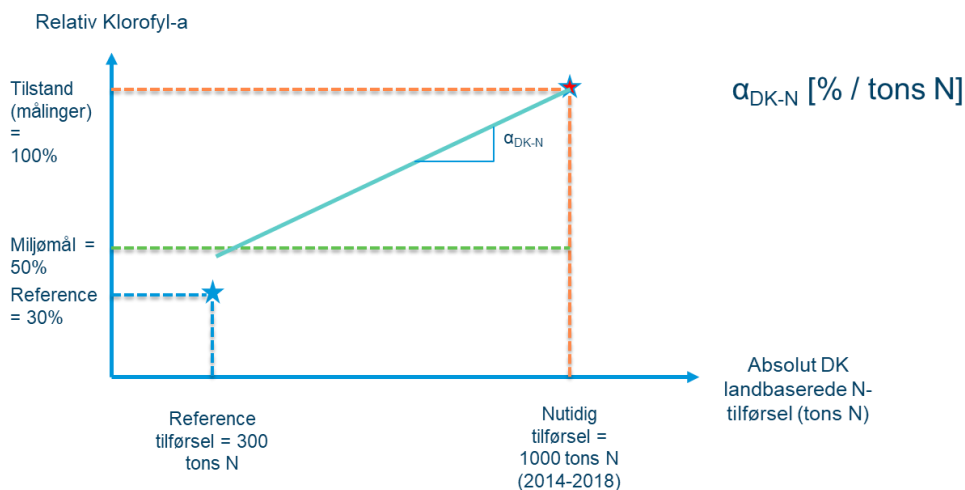
På tilsvarende måde er der, som del af arbejdet bag kystvandsrådet, udviklet en tilsvarende metode-logik for vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb. Her benyttes resultater fra scenariekurslerne til at beregne en årsækvivalent (eller vekselkurs) mellem specifikke P-reduktioner og helårs TN-tilførsel.

Årsækvivalenter

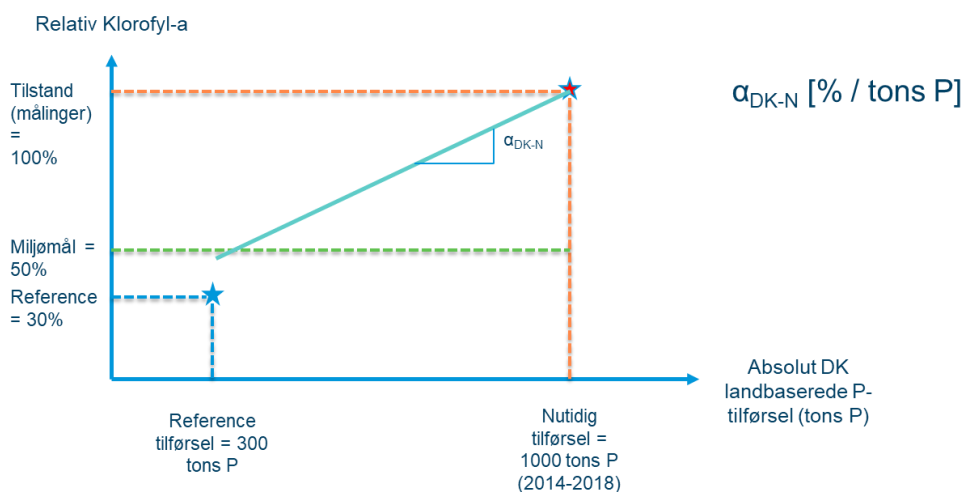
For at evaluere effektiviteten af at reducere i TP-tilførslerne sammenlignes effekterne på indikatoren klorofyl-a med tilsvarende modelresultater bag vandområdeplanerne 2021-2027.

I Erichsen et al. (2021b) blev reduktioner i helårsreduktioner regnet som relative ændringer i både næringsstoftilførsler og i effekter på indikatorerne. I forhold til arbejdet bag kystvandsrådet justeres denne metode, således at der stadigvæk beregnes relativt i forhold til indikatorerne, mens ændringerne i tilførslerne nu opgøres i absolutte reduktioner, se Figur 0-2 og Figur 0-3.

Dermed ændres enheden på dosis-responskurven til fx %-ændring i klorofyl-a koncentration per tons ændring i henholdsvis TN-tilførsel og %-ændring i klorofyl-a koncentration per tons ændring i TP-tilførsel, afhængigt af om der reduceres i TN- eller TP-tilførslerne.



Figur 0-2. Skematisk illustration af beregning af dosis-respons. Bemærk, at figuren beskriver relative forskelle på indikatoren, mens tilførsler opgøres i absolutte tilførsler. Derfor har dosis-respons- enheden %-ændring i klorofyl-a koncentration per tons ændring i TN-tilførsel i figureksemplet.



Figur 0-3. Skematisk illustration af beregning af dosis-respons. Bemærk, at figuren beskriver relative forskelle på indikatoren, mens tilførsler opgøres i absolutte tilførsler. Derfor har dosis-respons- enheden %-ændring i klorofyl-a koncentration per tons ændring i TP-tilførsel i figureksemplet.

I dette studie har vi afviklet P-scenarier, som beskrevet i afsnit 0, og dermed kan vi sammenligne hældningerne mellem reduktioner i TN (Figur 0-2) og hældninger i TP (Figur 0-3), og beregne en TP-ækvivalent til helårs TN-tilførsler:

$$\text{Ækvivalent} = \alpha_{\text{DK-P}} / \alpha_{\text{DK-N}}$$

Det er denne ækvivalent, som kan benyttes i Kystvandsrådets arbejde med reduktionsscenarier i oplandet til vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb.

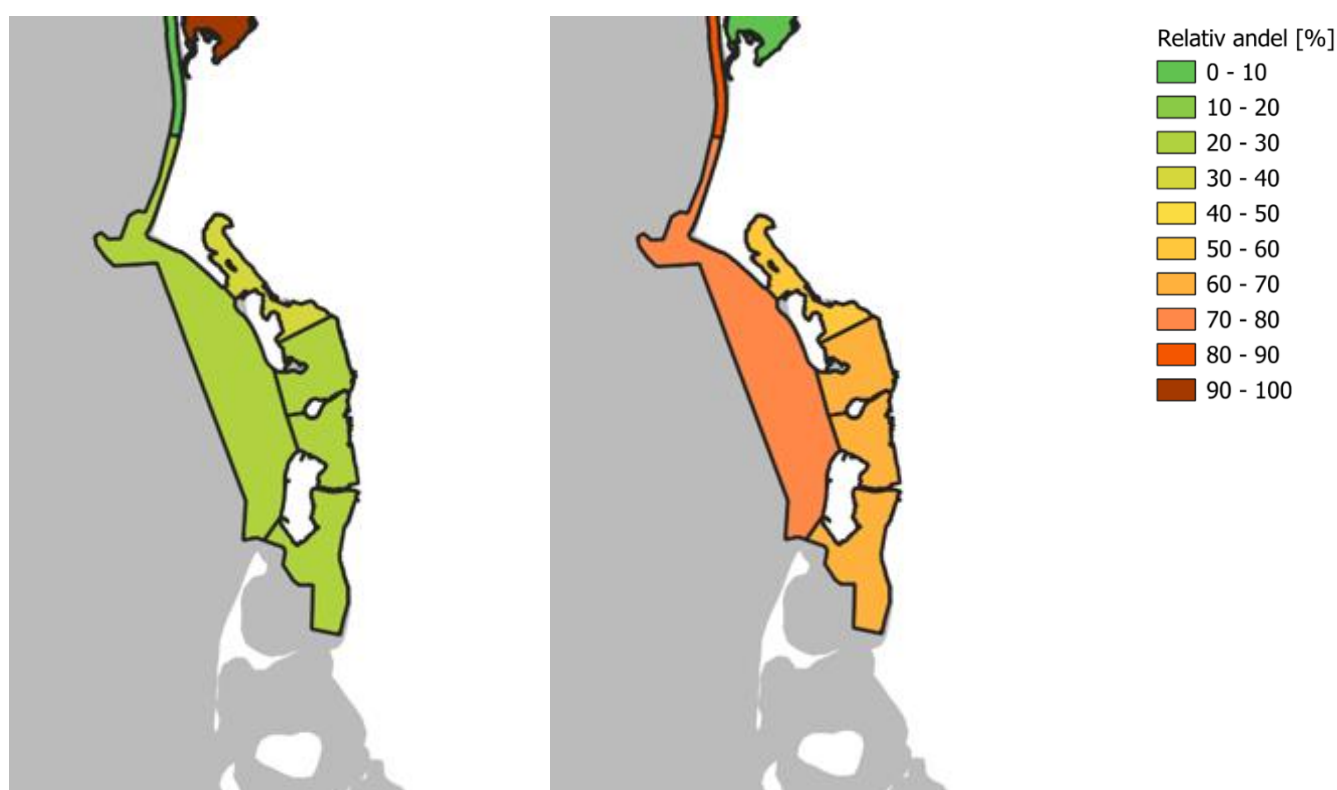
Resultater og konklusioner

Effekter fra naboområder og -lande

Miljøtilstanden i vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb er delvist betinget af de næringsstofftilførsler, der kommer fra danske oplande, men tilstanden er også influeret af næringsstofftilførsler fra andre lande som især Tyskland og Holland. I Figur 0-1 er den andel af klorofyl-a, som skyldes danske udledninger, vist sammen med den andel, som skyldes udledninger af næringsstoffer fra andre lande. Udover de direkte tilførsler kommer en del af næringsstofferne til Vadehavet fra atmosfærisk deposition, men i Vadehavet udgør dette bidrag en mindre andel.

Som det fremgår af figurerne, udgør danske landbaserede tilførsler mellem 20-40 % af klorofyl-a i de fire Vadehavsvandområder, mens udenlandske landbaserede tilførsler udgør mellem 50-70 %.

Det betyder, at de danske landbaserede tilførsler udgør en betydende andel, men også at Danmark ikke kan sikre god økologisk tilstand i de fire Vadehavs- vandområder, hvis ikke især Tyskland implementere betydende næringsstofreduktioner som en del af Tysklands Vandområdeplaner 2021-2027.



Figur 0-1. Andel af klorofyl-a koncentrationer, som næres af danske landbaserede næringsstofkilder (venstre figur), andel af klorofyl-a koncentrationer, som næres af udenlandske (især Tyskland og Holland) landbaserede næringsstofkilder (figur i midten), og farvelegende (højre figur).

Lokale reduktioner og ækvivalenter

Baseret på modelscenarierne beskrevet i afsnit 0 og metodebeskrivelsen i afsnit 0 er ækvivalenter for reduktioner i TP-tilførsler til helårs TN-tilførsler beregnet. Resultaterne er inkluderet i Tabel 0.1. Det er vigtigt at understrege, at modellerne har været afviklet fra 2010-2016, men det er alene modelresultater fra de sidste 5 år, der indgår i analysen. Dette er gjort med henblik på at sikre, at ændringer i næringsstofftilførslerne fra land kan nå at virke over en årrække og dermed sikre, at den interne belastning kan indstille sig i en ny ligevægt.

Tabel 0.1. Samlet P-reduktion, ændring i indsatsbehov og ækvivalenter for reduktioner i TP-tilførsler til helårs TN-tilførsler.

	Fosfor reduktion i kg		Reduktion i indsatsbehov i tons N		Ækvivalent
	P _{min}	P _{max}	P _{min}	P _{max}	
Juvre Dyb	528	1154	5,5	12,0	10,4
Lister Dyb	4.237	9.199	29,2	63,3	6,9
Knudedyb	3.042	6.395	63,4	133,2	20,8
Grådyb	6.229	10.550	176,1	298,3	28,3

Referencer

- /1/ Cheng Y. and O.B. Andersen (2010). Improvement in global ocean tide model in shallow water regions. Altimetry for Oceans and Hydrology OST-ST Meeting, Lisbon (2010) (Poster, SV.1-68 45)
- /2/ DHI (2013). MIKE 3 Flow Model FM. Oceanographic Downscaling Module. Step-by-step training guide. MIKE by DHI 2013.
- /3/ DHI 2017. MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hydrodynamic and Transport Module. Scientific Documentation
(http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Coast_and_Sea/MIKE_321_FM_Scientific_Doc.pdf, link working on 12-11-2018)
- /4/ DHI 2019a. Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the North Sea – Hydrodynamic model documentation, DHI rapport, project nr 11822245
- /5/ DHI 2019b. Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the Inner Danish Waters – Hydrodynamic model documentation, DHI rapport, project nr 11822245
- /6/ EMODnet Bathymetry Consortium (2016). EMODnet Digital Bathymetry (DTM)
(<http://doi.org/10.12770/c7b53704-999d-4721-b1a3-04ec60c87238>, link working 15-11-2018).
- /7/ Erichsen AC & Birkeland M (2019). Development of Mechanistic Models. Short Technical Description of the Biogeochemical Models Applied for the Mechanistic Model Development. DHI rapport, project nr 11822245
- /8/ Flather, R. A. (1976). A tidal model of the northwest European continental shelf. Memo. Soc. Roy. Sci. Liege, 6 (10), 141–164.
- /9/ DHI 2020a. Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the North Sea – Technical documentation on biogeochemical model, DHI rapport, project nr 11822245
- /10/ DHI 2020b. Development of Mechanistic Models. Short Technical Description of the Biogeochemical Models Input Data. DHI technical report (project no. 11822245)
- /11/ Erichsen AC, Nielsen SEB, Timmermann K, Højberg AL, Eriksen J & Pedersen BF (2021a). 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 \(au.dk\)](#)
- /12/ Erichsen AV, Timmermann K, Larsen TC, Markager S & Christensen J (2021b). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs. [Development og Mechanistic Models, RBMP 2021-2027 \(au.dk\)](#)
- /13/ Kronvang B et al. (in prep.)

Kystvandrådets indstilling af scenarie og anbefalinger

Kystvandrådet for Vadehavet har siden april 2023 undersøgt, hvilke forhold, der karakteriserer oplandet til Vadehavet. I den forbindelse er der udarbejdet en karakterisering af oplandet, der er undersøgt hvordan den økologiske tilstand i Vadehavet måles og hvorvidt de indikatorer, der anvendes nationalt, også fungerer i Vadehavet. Endvidere er der undersøgt på effekten af fosfor- og kvælstofudledningen i oplandet til Vadehavet, og hvilken effekt en begrænsning på de to faktorer har for at nå indsatsbehovet. På baggrund af disse drøftelser har det samlede Kystvandråd for Vadehavet indstillet følgende scenarie:

- *Der målrettes en primær indsats på de kollektive virkemidler, hvor etableringen af vådområder intensiveres for at reducere kvælstofudledningen. Herudover søges en begrænsning af fosforudledningen igennem træplantning, etablering af okkeranlæg, randzoner og skovrejsning. For de dyb, hvor de kollektive virkemidler ikke opnår at hente restindsatsbehovet, har Kystvandrådet indstillet, at virkemidler på markfladen tages i brug for at levere den resterende del.*

Forholdet mellem de kollektive virkemidler, og de virkemidler der tages i brug på markfladen, skal ses i en adaptiv sammenhæng. Hvis der opnås en så større reduktion af næringsstofftilførsler ved hjælp af de kollektive virkemidler end først antaget, skal den tilsvarende mængde reduceres ved lodsejerne på markfladen.

Undersøgelsen af miljøtilstanden for Vadehavet i vandområderne Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister Dyb, er delvist betinget af de næringsstofftilførsler, der kommer fra danske oplande, men tilstanden er også influeret af næringsstofftilførsler fra andre lande, som især Tyskland og Holland. DHI har for Kystvandrådet præsenteret en undersøgelse der viser andelen af klorofyl-a i forholdet mellem danske udledninger, vist sammen med den andel, som skyldes udledninger af næringsstoffer fra andre lande. Udover de direkte tilførsler kommer en mindre del af næringsstofferne til Vadehavet fra atmosfærisk deposition. Som det fremgår af undersøgelsen, udgør danske landbaserede tilførsler mellem 20-40% af klorofyl-a i de fire Vadehavsvandområder, mens udenlandske landbaserede tilførsler udgør mellem 50-70%.

I den forbindelse gør Kystvandrådet for Vadehavet opmærksom på, at de danske landbaserede tilførsler udgør en betydende andel, men også at Danmark ikke kan sikre god økologisk tilstand i de fire Vadehavsvandområder, hvis ikke især Tyskland implementerer betydende næringsstofreduktioner som en del af Tysklands Vandområdeplaner 2021-2027.

Scenariet fra Kystvandrådet præsenteres som fire tabeller opdelt for de fire dyb, hhv. Grådyb, Knudedyb, Juvre Dyb og Lister dyb (*For Lister Dyb er der intet indsatskrav ift. det der allerede foreligger mht. kvælstofs udledningen i VP3*), og den forventede effekt på næringsstofbelastningen fra N og P målt i ton.

Der er undervejs i forløbet opstillet en række scenarier fra forskerne, bl.a. så mange vådområder, som der teoretisk er muligt at placere, at plante 20% af alle vandløb til med træer m.v. Kystvandrådet har valgt at indstille det, der kaldes for det lave scenarie af de opstillede muligheder. Indholdet i dette scenarie er bl.a. at der minimum træplantes svarende til 5% langs vandløbene i de fire dyb, etableringen af okkeranlæg, sandfang, skovrejsning og randzoner. I dette scenarie omregnes fosfor til kvælstof. Endvidere indeholder scenariet ekstra vådområder, som samtidig er vurderet i forhold til, hvad der er realistisk at udlægge som vådområder inden 2050. Vådområderne er beregnet i forhold til, hvor meget kvælstof 1 ha. reducerer/fjerner af næringsstofftilførslen. For de kollektive virkemidler har oplandskommunerne forsøgt at sætte lokalpolitiske forbehold ind, for at den forventede effekt på næringsstofbelastningen er så tæt på den virkelighed, som begrænsninger i bl.a. drift, Natura 2000 områder, §3-områder m.v. giver.

Kystvandrådet har valgt at arbejde videre med det lave scenarie, da det vurderes til at være det mest realistiske at opnå. Derudover anbefaler Kystvandrådet en incitamentsmodel, hvor der honoreres for indsatser på markfladen, for drænvirkemidler, vandløbsindsatser og yderligere kollektive indsatser generelt. En sådan incitamentsmodel skal understøtte en positiv udvikling imod et bedre vandmiljø men også skabe mere natur i det åbne land. Modellen vil trække landskabet i det åbne land tilbage mod tidligere tiders landskab, hvor enge og bevoksning havde en positiv effekt på vandmiljøet. Et godt vandmiljø og sammenhængskraft i det åbne land hænger ulasteligt sammen og en incitamentsmodel vil bidrage til lokale løsninger til gavn for både vandmiljø, natur og bosætning.

Grådyb:

I dette afsnit præsenteres scenariet for vandområdet Grådyb. I tabel 1 ses en oversigt over de indsatser for Grådyb, der allerede foreligger i vandområdeplanen for 2021 – 2027. I tabel 2 ses en oversigt over indstilling fra Kystvandrådet i forhold til etableringen af yderligere vådområder, der svarer til 238 tons N/pr. år. Herudover følger en indsats i forhold til fosfor virkemidler der bidrager til en reduktion på 178,4 tons N/pr år.

**Tabel 1. Indsatser jf. vandområdeplanen
2021-2027**

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	52,2
Klima-lavbund	35,9
Skovrejsning	5,46
Ekstensivering	16,3
Vådområder. Kollektiv indsats	59,9
Minivådområder. Kollektiv indsats	12,3
Skovrejsning. Kollektiv indsats	4,14
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	6,95
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0,208
P-N virkemidler	0
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	281
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	218
Sum VP3 indsatsen	692

Tabel 2. Indstilling fra Kystvandrådet

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	52,2
Klima-lavbund	35,9
Skovrejsning	5,46
Ekstensivering	16,3
Vådområder. Kollektiv indsats	238
Minivådområder. Kollektiv indsats	12,3
Skovrejsning. Kollektiv indsats	4,14
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	6,95
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	1,6
P-N virkemidler	178,4
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	0
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	142
Sum VP3 indsatsen	692

I nedenstående tabel 3 ses beregningerne der ligger til grund for Kystvandrådets indstilling af scenariet for Grådyb.

**Tabel 3. Beregnede lokale indsatser
Grådyb**

Fosfor indsatser -> N reduktions	Indsats	Tons N/år
24 Okkeranlæg	P ->N	96,2
15 Sandfang	P ->N	5,1
94 km Plantning af træer	P ->N	67,0
Minivådområder. Kollektiv indsats	P ->N	1,0
Skovrejsning	P ->N	7,0
Randzoner	P ->N	0,5
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	P ->N	1,6
SUM Kvælstof ved P-reduktion		178,4
Vådområde indsats potentielt lavt scenarie	N	238
Sum kvælstof indsats	N	416,4

Tabel 4. omregning fra P -> N tons/år. Grådyb min. Scenarie

	P reduktion tons/år	Omregningsfaktor	P--> N omregning tons/år
Virkemiddel			
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl. erstatning	3,4	28,3	96,2
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,18		5,1
Plantning af træer 20% scenariet	2,37		67,1
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,04		1,1
Skovrejsning	0,26		7,4
Randzoner	0,015		0,4
Sum	6,27		177

I ovenstående tabel 4 præsenteres omregningen for fosfor virkemidlerne fra P-> N pr. tons/år.

Jf. Kystvandrådets scenarie for de fire dyb, hvor der forsøges at reducere næringsstofflørslen via de kollektive virkemidler, og i det omfang, at indsatsen ikke kan nås på det kollektive, træder virkemidler på markfladen til. I Grådyb forventes der ifølge kystvandrådets beregnede potentialer at kunne opnå en samlet effekt på 550 tons N pr. år. I forhold til det samlede indsatsbehov på 692 tons N pr. år, efterlader det 142 tons N pr. år til virkemidler på dyrkningsfladen. Med en estimeret effekt af efterafgrøder i kystvandoplandet til Grådyb på 41,8 kg N pr. ha i rodzonen og korrigeret for retention, bliver effekten ved kyst på 9,4 kg N pr. ha med efterafgrøde. Opgjort i efterafgrøde svarer 142 tons N til 15.070 hektar efterafgrøde. Med korrektion for at de kollektive virkemidler vil lægge beslag på noget af dyrkningsfladen, er det estimeret at der er et efterafgrødegrundareal på 58.775 ha til at fordele indsatsen på. Indsatsen opgjort som målrettet efterafgrøde i pct. af efterafgrødegrundarealet beregnes til $(15.070/58.775) * 100 = 26$ pct. Denne indsats er lavere end basis i beregningen, og såfremt det lykkes at nå dette mål, vil omkostningen til kvælstofindsatsen på dyrkningsfladen blive lavere end niveauet var i 2023, der er sat som basis for beregningen i rapporten.

Knudedyb:

I dette afsnit præsenteres scenariet for vandområdet Knudedyb. I tabel 5 ses en oversigt over de indsatser for Knude Dyb, der allerede foreligger i vandområdeplanen for 2021 – 2027. I tabel 6 ses en oversigt over indstilling fra Kystvandrådet i forhold til etableringen af yderligere vådområder, der svarer til 339 tons N/pr. år. Herudover følger en indsats i forhold til fosfor virkemidler der bidrager til en reduktion på 64,6 tons N/pr år.

Tabel 5. Indsatser jf. vandområdeplanen 2021-2027

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	61,9
Klima-lavbund	39,8
Skovrejsning	6,47
Ekstensivering	19,3
Vådområder. Kollektiv indsats	106
Minivådområder. Kollektiv indsats	25,7
Skovrejsning. Kollektiv indsats	6,25
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	6,97
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0
P virkemidler	0
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	259
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	350
Sum VP3 indsatsen	881

Tabel 6. Indstilling fra Kystvandrådet

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	61,9
Klima-lavbund	39,8
Skovrejsning	6,47
Ekstensivering	19,3
Vådområder. Kollektiv indsats	339
Minivådområder. Kollektiv indsats	25,7
Skovrejsning. Kollektiv indsats	6,25
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	6,97
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0
P virkemidler	64,6
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	259
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	52
Sum VP3 indsatsen*	881

* bruttoindsatsbehov er 1725 tons

I nedenstående tabel 7 ses beregningerne der ligger til grund for Kystvandrådets indstilling af scenariet for Knudedyb.

Tabel 7. Beregnede lokale indsatser Knudedyb

Fosfor indsatser -> N reduktions	Indsats	Tons N/år
5 Okkeranlæg	P ->N	14,6
18 Sandfang	P ->N	4,6
82 km Plantning af træer	P ->N	34,7
Minivådområder. Kollektiv indsats	P ->N	5,4
Skovrejsning	P ->N	5,0
Randzoner	P ->N	0,3
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	P ->N	0,0
SUM Kvælstof ved P-reduktion		64,6
Vådområde indsats potentielt lavt scenarie	N	339
Sum kvælstof indsats	N	403,6

I nedenstående tabel 8 præsenteres omregningen for fosfor virkemidlerne fra P-> N pr. tons/år.

Tabel 8. Omregningen fra P -> N pr. tons/år for Knudedyb min. Scenarie

	P reduktion tons/år	Omregningsfaktor	P--> N omregning tons/år
Virkemiddel			
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl. erstatning	0,7	20,8	14,6
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,22		4,6
Plantning af træer 20% scenariet	1,67		34,7
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,26		5,4
Skovrejsning	0,24		5,0
Randzoner	0,015		0,3
Sum	3,11		65

Jf. Kystvandrådets scenarie for de fire dyb, hvor der forsøges at reducere næringsstofflørslen via de kollektive virkemidler, og i det omfang, at indsatsen ikke kan nås på det kollektive, træder virkemidler på markfladen til. I oplandet til Knudedyb forventes der at kunne opnås en samlet reduktion på 570 tons N pr. år. I forhold til den planlagte indsats i VP3 på 883 tons pr. år giver det 311 tons N pr. år på dyrkningsfladen. Der er imidlertid en "ikke planlagt" indsats i oplandet til Knudedyb på 844 tons N pr. år, da det fordelte indsatsbehov, og dermed beregnede indsats for at opnå god økologisk tilstand, er på 1725,3 tons N pr. år. Reduktionen der er beregnet i kystvandrådets arbejde på samlet 570 tons N pr. år, efterlader dermed reelt en indsats på 1.155 tons N pr. år. Med en estimeret effekt af efterafgrøde på 41,7 kg N pr. ha i rodzonen, og 11,7 kg N til kyst, skal der laves 98.809 ha efterafgrøder for at levere en reduktion på 1.155 tons N. Efter korrektion for arealforbruget til kollektive virkemidler, vil der være 63.419 ha efterafgrødegrundareal i oplandet. Og indsatsen på dyrkningsfladen kan beregnes til $(98.809/63.419) \cdot 100 = 156$ pct. målrettede efterafgrøder. Dette er markant højere end scenarie 4 beregnet i rapporten, hvor indsatsen på dyrkningsfladen var 863 tons pr. år, svarende til 118 pct. målrettede efterafgrøder. I praksis er det ikke muligt at opnå reduktioner svarende til 156 pct. målrettede efterafgrøder ved hjælp af en regulering. Omfanget af reduktionen er så stort, at der er brug for at løse en væsentlig del af det på anden vis.

Juvre Dyb:

I dette afsnit præsenteres scenariet for vandområdet Juvre Dyb. I tabel 9 ses en oversigt over de indsats for Juvre Dyb, der allerede foreligger i vandområdeplanen for 2021 – 2027. I tabel 10 ses en oversigt over indstilling fra Kystvandrådet i forhold til etableringen af yderligere vådområder, der svarer til 39 tons N/pr. år. Herudover følger en indsats i forhold til fosfor virkemidler der bidrager til en reduktion på 5.5 tons N/pr år.

Tabel 9. Indsats jf. vandområdeplanen 2021-2027

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	8,2
Klima-lavbund	7,2
Skovrejsning	0,9
Ekstensivering	2,5
Vådområder. Kollektiv indsats	29,9
Minivådområder. Kollektiv indsats	5,3
Skovrejsning. Kollektiv indsats	0,6
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	1,5
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0,0
P virkemidler	0,0
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	16,9
Måltrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	34,2
Sum VP3 indsatsen	107

Tabel 10. Indstilling fra Kystvandrådet

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	8,2
Klima-lavbund	7,2
Skovrejsning	0,9
Ekstensivering	2,5
Vådområder. Kollektiv indsats	39,0
Minivådområder. Kollektiv indsats	5,3
Skovrejsning. Kollektiv indsats	0,6
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	1,5
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0,0
P virkemidler	5,5
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	2,0
Måltrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	34,2
Sum VP3 indsatsen	107

I nedenstående tabel 11 ses beregningerne der ligger til grund for Kystvandrådets indstilling af scenariet for Knudedyb.

Tabel 11. Beregnede lokale indsats Juvre Dyb

Fosfor indsats -> N reduktions	Indsats	Tons N/år
0 Okkeranlæg	P ->N	0,0
Sandfang	P ->N	0,1
32 km Plantning af træer	P ->N	4,5
Minivådområder. Kollektiv indsats	P ->N	0,3
Skovrejsning	P ->N	0,6
Randzoner	P ->N	0,0
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	P ->N	0,0

SUM Kvælstof ved P-reduktion		5,5
Vådområde indsats potentielt lavt scenarie	N	39
Sum kvælstof indsats	N	44,5

I nedenstående tabel 12 præsenteres omregningen for fosfor virkemidlerne fra P-> N pr. tons/år.

**Tabel 12. Omregningen fra P -> N pr. tons/år
for Juvre dyb min. Scenarie**

Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregningsfaktor	P--> N omregning tons/år
Okkeranlæg 1 ha. scenariet inkl. erstatning	0	10,4	0,0
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,01		0,1
Plantning af træer 5% scenariet	0,43		4,5
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,03		0,3
Skovrejsning	0,06		0,6
Randzoner	0		0,0
Sum	0,53		6

Jf. Kystvandrådets scenarie for de fire dyb, hvor der forsøges at reducere næringsstoftilførslen via de kollektive virkemidler, og i det omfang, at indsatsen ikke kan nås på det kollektive, træder virkemidler på markfladen til. I Juvre Dyb er der opnået reduktioner udenfor dyrkningsfladen på 70,6 tons N, hvilket efterlader 36,2 tons til dyrkningsfladen. En hektar med efterafgrøde forventes at fjerne 34,8 kg N i rodzonen, og når der tages højde for retentionen, er effekten til kyst beregnet til at være 6,7 kg N pr. ha efterafgrøde. Indsatsbehovet på 36,2 tons svarer dermed til 5.402 hektar efterafgrøder. Efter korrektion for arealforbruget til kollektive virkemidler, er der 10.011 hektar efterafgrødegrundareal i oplandet. Indsatskravet i pct. målrettede efterafgrøder kan beregnes som: $(5.402/10.011) * 100 = 54$ pct. målrettede efterafgrøder. Dette niveau svarer til et niveau midt mellem scenarie 1 (45 pct.) og scenarie 2 (64 pct.). Omkostningerne til dette kan således forventes at være mellem disse scenariers niveauer.

Lister Dyb:

I dette afsnit præsenteres scenariet for vandområdet Juvre Dyb. I tabel 13 ses en oversigt over de indsatser for Juvre Dyb, der allerede foreligger i vandområdeplanen for 2021 – 2027. I tabel 14 ses en oversigt over omregningen fra P -> N pr. tons/kg, men hvor der ingen yderligere effekt er at hente i forhold til indsætserne i vandområdeplanerne.

Tabel 13. Indsatser jf. vandområdeplanen 2021-2027

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	28,4
Klima-lavbund	66,6
Skovrejsning	3,0
Ekstensivering	8,9
Vådområder. Kollektiv indsats	0,0
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,0
Skovrejsning. Kollektiv indsats	0,0
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	0,0
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0,0

P virkemidler	0,0
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	0,0
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	0,0
Sum VP3 indsatsen	107

14. Indsatser jf. vandområdeplanen 2021-2027

Indsats	Tons N/år
CAP effekt samlet	28,4
Klima-lavbund	66,6
Skovrejsning	3,0
Ekstensivering	8,9
Vådområder. Kollektiv indsats	99,0
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,0
Skovrejsning. Kollektiv indsats	0,0
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	0,0
Spildevandsindsats regnbetingede udledninger	0,0
P virkemidler	27,2
Forventet yderligere indsats efter 2025, 3.000 tons N	0,0
Målrettet regulering til og med 2025, 3.500 tons N	0,0
Sum VP3 indsatsen	233

I tabel 15 ses en oversigt over omregningen fra P -> N pr. år/tons, men hvor der ingen yderligere effekt er at hente i forhold til indsatserne i vandområdeplanerne.

Tabel 15. Omregningen fra P -> N pr. år/tons for Listerdyb min. Scenarie

Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregningsfaktor	P--> N omregning tons/år
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl erstatning	1	6,9	6,9
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,16		1,1
Plantning af træer 5% scenariet	2,59		17,9
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,15		1,0
Skovrejsning	0,04		0,3
Randzoner	0,005		0,0
Sum	3,95		27

Finansieringskilder og økonomi for scenariet fra Kystvandrådet:

I dette afsnit er der beregnet priser for de enkelte virkemidler, herunder deres eventuelle finansieringskilder. Beregningerne er pris pr. kg reduceret N indsatsbehov, og er opgjort for hvert opland. Beregningen er ekskl. fremtidige driftsomkostninger for kommunerne/lodsejerne i forbindelse med eventuelle øgede udgifter.

I tabellerne forneden for hhv. Grådyb, Knudedyb, Juvredyb og Listerdyb er Kystvandrådets scenarier, jf. afsnittet foroven, omregnet til omkostninger i kroner fordelt på virkemidlerne, herunder omkostningerne for at fjerne et kilo N.

Grådyb							
Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregning sfaktor	P-> N omregning kg/år	Antal anlæg eller km vandløb	Kr. pr. anlæg eller km	Omkostning i alt kr	Omk. pr kg N
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl erstatning	3,4	28,3	96.220	24	2.594.031	62.256.753	647
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,18		5.094	15	86.000	1.290.000	253
Plantning af træer 5 % scenariet	2,37		67.071	94	24.108	2.266.152	34
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,04		1.132	Henvisning til DCE rapport nr. 379 fra 2020			
Skovrejsning	0,26		7.358				
Randzoner	0,015		425				
Sum	6,27						
Knudedyb							
Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregning sfaktor	P-> N omregning kg/år	Antal anlæg eller km vandløb	Kr. pr. anlæg eller km	Omkostning i alt kr	Omk. pr kg N
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl erstatning	0,7	20,8	14.560	5	2.594.031	12.970.157	891
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,22		4.576	18	86.000	1.548.000	338
Plantning af træer 5 % scenariet	1,67		34.736	82	24.108	1.976.856	57
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,26		5.408	Henvisning til DCE rapport nr. 379 fra 2020			
Skovrejsning	0,24		4.992				
Randzoner	0,015		312				
Sum	3,11						
Juvredyb							
Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregning sfaktor	P-> N omregning kg/år	Antal anlæg eller km vandløb	Kr. pr. anlæg eller km	Omkostning i alt kr	Omk. pr kg N
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl erstatning	0	10,4	0	0	2.594.031	0	
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,01		104	1	86.000	86.000	827
Plantning af træer 5% scenariet	0,43		4.472	32	24.108	771.456	173
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,03		312	Henvisning til DCE rapport nr. 379 fra 2020			
Skovrejsning	0,06		624				
Randzoner	0		0				
Sum	0,53						
Listerdyb							
Virkemiddel	P reduktion tons/år	Omregning sfaktor	P-> N omregning kg/år	Antal anlæg eller km vandløb	Kr. pr. anlæg eller km	Omkostning i alt kr	Omk. pr kg N
Okkeranlæg 1 ha, scenariet inkl erstatning	1	6,9	6.900	7	2.594.031	18.158.220	2632
Sandfang 150m2 anlæg inkl. erstatning	0,16		1.104	13	86.000	1.118.000	1013
Plantning af træer 5% scenariet	2,59		17.871	140	24.108	3.375.120	189
Minivådområder. Kollektiv indsats	0,15		1.035	Henvisning til DCE rapport nr. 379 fra 2020			
Skovrejsning	0,04		276				
Randzoner	0,005		35				
Sum	3,95						

Med ovenstående tabel præsenterer Kystvandrådet hvor meget det vil koste at anlægge de kollektive virkemidler i forhold til scenariet, herunder hvor meget det betyder i pris pr. kg. N. I nedenstående tabel præsenterer Kystvandrådet hvilke finansieringsmuligheder der eksisterer for hhv. virkemidler til P-reduktionen og N-indsatsen. Nogle af virkemidlerne er allerede finansieret igennem VP3, hvorimod der ved andre evt. skal tilføres flere midler eller afsættes nye puljer.

Virkemiddel P-Reduktion	Finansiering det lave scenarie
Okkeranlæg P reduktion	VP 3 okkerindsatser er p.t. finansieret. Man kan overveje at øge den anbefalede opholdstid hvor man ønsker en større sikkerhed for langvarig P reduktion.
Sandfang VP 3 scenariet	VP3 sandfang er finansieret
Plantning af træer 5% scenariet	Hvor der er overlap med vandområder hvor der er "mindre restaureringsindsatser" er der delvis finansiering i VP3. MEN i de tilfælde vil det tage finansiering fra eksemplevis grusudlægning. Plantning i øvrige vandområder skal ekstra finansieres via national pulje eller EHFAF.
Minivådområder. Kollektiv indsats	Finansieres i VP3
Skovrejsning	Finansieres i VP3
Randzoner	Der skal findes midler til dette i en national pulje
Flere vådområder N indsats	Nuværende ansøgningspuljer til vådområder, lavbund og Klimalavbund

Herudover er der regnet på priser for sandfang, okkeranlæg og plantning af træer.

Sandfang:

	Areal	Dybde under terræn	M3	kr/m3	kr i alt
Udgravning bassin 30x5m, anlæg 2, type 1 vandløb	150	2,5	525	100	52500
Jordarbejde udgravning og jordflytning	52500				
Projektering og lodsejeraftaler 40 t	20800				
Lodsejererstatning udgravning	2700				
Lodsejer afgrødeerstatning	10000				
SUM	86000				

Plantning af træer:

Beregning ved plantning af elletræer

Udgifts poster	Kr ved 666 træer/km
Arbejdsplads op- nedrignir	6450
Indkøb plantning af træer	8658
Projektering	7000
Tilsyn	2000
SUM	24108

- Et tidligere estimat fra DCE rapport TR379 er vurderet urealistisk dyrt. Der anvendes Varde Kommunes estimat i beregningen af omkostning/kg N.

Okkeranlæg:

Anlægspris Ovnøl okkeranlæg 2023				Anlægspris Skonager okkeranlæg 2022			
Anlægsstørrelse m2 vandspejl	5000			Anlægsstørrelse m2 vandspejl	7810		
Arbejdsplads op- nedrigning	14000			Anlægsarbejder I alt	1510862,03		
Udgravning jordarbejder	920188						
Projektering og tilsyn lønomk.	258108						
Tinglysning 2 stk	3500			Erstatninger			
I alt	1195796			Sum erstatning anlæg og afgrøder	333.743,43		
Erstatninger				Sum Anlægsmk og erstatning	1844605,46		
Okkersø 1 1905 m2	19050						
Okkersø 2 8290 m2 a 10kr	89200			Anlægsmkostning ved 1 ha vandspejl	2361850,781		
Afgrøde og strukturstatning lodsejer	9560						
Afgrøde og strukturstatning lodsejer	99500						
Sum erstatning	217310						
Sum Anlægsmk og erstatning	1413106						
Anlægsmkostning ved 1 ha vandspejl	2826212			Gennemsnit 1 ha anlæg inkl. erstatning	2594031		

Anbefalinger:

I dette afsnit har Kystvandrådet en række anbefalinger til Miljøstyrelsen, som ikke er en del af det fremsendte scenarie, men som alligevel har – og evt. vil få en større relevans – for at opnå god økologisk tilstand i Vadehavet, jf. EU's vandrammedirektiv.

1. Miljøindikatorerne klorofyl, bundfauna og ålegræs

DTU Aqua har bistået Kystvandrådet i at klarlægge, hvorvidt miljøindikatorerne for Vadehavet er i overensstemmelse med den virkelighed, som området befinder sig i. Der er blevet undersøgt på indikatorerne klorofyl, bundfauna og ålegræs:

Klorofylindikatoren opfylder kriterier for en anvendelig indikator i Vadehavet, herunder at klorofylkoncentrationen responderer på tilførsler af kvælstof, klorofylkoncentrationen monitoreres og klorofyl er en anvendelig indikator for kvalitetselementet "fytoplankton". Det vurderes derfor, at klorofyl-indikatoren er egnet som miljøindikator også i kystvandområder i Vadehavet

Bundfaunaindikatoren anvendes til tilstandsvurdering og det vurderes at overvågningen muliggør en tilstrækkelig robust beregning af indikatoren. Bundfaunaindikatoren kunne med fordel også indgå i beregning af målbelastning og indsatsbehov, men det vil kræve en del modeludvikling.

Ålegræs anvendes i dag ikke som miljøindikator i Vadehavet, men der er både historiske data og nuværende NOVANA data, som på sigt kunne muliggøre udvikling af en ålegræsindikator for vadehavet.

DTU har undersøgt ålegræs i Vadehavet nærmere, og der er historisk data der viser, at det kunne være en relevant indikator at undersøge. Kystvandrådet for Vadehavet anbefaler derfor, at man undersøger nærmere, om ålegræs fremover kan indgå – ikke i indsatsbehovsdelen – men hvorvidt ålegræs målt på arealudbredelse og ikke dybdeudbredelsen, fremover kan indgå som en måleparameter for god økologisk tilstand i Vadehavet.

2. Dræningskort for Vestjylland

Dræning udgør en af de vigtigste transportveje af næringsstoffer til vandmiljøet, og har derfor også betydning for valg og placering af virkemidlerne til reduktion af næringsstofudvaskningen i Vadehavet. Aarhus Universitet har beregnet drænsandsynligheden for hele Danmark, og i kapitel 1, "*Karakterisering af oplandet til Vadehavet*", ses et kort med sandsynlighed for dræning for Vadehavets opland. Kortet har været fremlagt på et møde i Kystvandrådet, hvorefter det blev vurderet af lokale repræsentanter til at være misvisende, ud fra den lokale erfaring og viden om dræning. For at bekræfte dette billede var Kystvandrådet, forskerne tilknyttet projektet og kommunerne på felttur, hvor det bekræftede et generelt billede af, at landskabet generelt er mere drænet end det beregnede kort fra Aarhus Universitet illustrerer. Kystvandrådet for Vadehavet anbefaler derfor, at der er behov for en bedre opgørelse af dræningen i oplandet til Vadehavet.

3. Målestationer i Vadehavet

Kystvandrådet for Vadehavet er i forbindelse med undersøgelsen af relevante miljøindikatorer blevet præsenteret for, hvordan overvågningen af ålegræs, klorofyl og bundfauna monitoreres i Vadehavet.

Ålegræssets udbredelse, klorofylkoncentrationen og bunddyrssammensætningen monitoreres flere steder i Vadehavet, som en del af NOVANA overvågningen. Monitoreringen – og antallet af overvågningsstationer – varierer fra indikator til indikator, men Kystvandrådet for Vadehavet anbefaler, at der opsættes flere målestationer – for Vadehavet har i modsætning til andre Kystvande i Danmark – færre overvågningsstationer.

Et andet opmærksomhedspunkt som Kystvandrådet for Vadehavet anbefaler er, at der undersøges hvorvidt målestationen for klorofyl i Knude Dyb er repræsentativ. Knude Dyb har – i modsætning til de tre andre dyb i Vadehavet – et væsentligt højere indsatsbehov. For at være sikker på, at målestationen monitorerer retvisende, så anbefaler Kystvandrådet at Miljøstyrelsen undersøger, hvorvidt placeringen af målestationen er placeret rigtigt.

4. Opkøb af dambrug

For at sikre en adaptiv tilgang med henblik på forholdet mellem de kollektive virkemidler, og de virkemidler, der skal etableres på markfladen, anbefaler Kystvandrådet for Vadehavet, at staten fortsætter/fastholder muligheden for opkøb/frivillig afgivelse af dambrug. Kommunerne kan med denne ordning søge tilskud til opkøb af retten til opstemning af vandløb og indvinding af vand i forbindelse med frivillige aftaler om ophør af dambrugsdrift. Formålet med tilskudsordningen er at nedbringe tilførslen af næringsstoffer (fosfor og kvælstof) til søer og kystvande og fjernelse af fysiske spærringer i vandløb. Der er afsat 7,5 mio. kr. årligt til ordningen i perioden 2022-2027.

5. Forskel i geologiske forhold

I forbindelse med de tekniske udredninger under Kystvandråd Vadehavet, er det blevet klarlagt at vandoplandene til de 4 dyb i Vadehavet har forskellige geologiske forhold, hvilket betyder de naturgivne forudsætninger for kvælstoffjernelse er forskellige. Dette kommer fx til udtryk ved at Brede Å, som afvander i oplandet til Listerdyb, har markant lavere nitratkoncentrationer end de øvrige vandløb til vadehavet. Dette betyder også, at der skal ske en mindre reduktion i oplandet til Listerdyb jf. Vandområdeplaner 2021-2027. Samme hensyn til oplandets geologiske forhold, sker ikke i oplandet til Knudedyb. Jf. Vandområdeplaner 2021-2027 skal der ske en så kraftig kvælstofreduktion (60%) at koncentrationen af nitrat i dette oplandsvandløb vil være markant under de øvrige vandløb, efter implementering af Vandområdeplaner 2021-2027. Der er i Kystvandrådet stillet spørgsmål ved om der i vandplanarbejdet er taget tilstrækkeligt hensyn til de naturgivne forhold i hvert opland. Forstået på den måde, at det må være naturgivne geologiske forhold, som bestemmer referenceniveauet i vandløb og dette burde indregnes i de efterfølgende målkrav som udarbejdes i indsatsplanerne.

6. Den kommunale virkelighed

I arbejdet med Kystvandrådet for Vadehavet har Varde, Esbjerg, Tønder, Fanø, Kolding, Billund, Vejen, Haderslev og Aabenraa Kommuner deltaget med vandløbsmedarbejdere, for at sikre, at Kystvandrådet i indstillingen af scenarierne og anbefalingerne er opmærksomme på, at kommunerne i deres forvaltning også skal tage hensyn til lokale kommunalpolitiske ønsker, driftsmuligheder og udgifter, landskabelige forhold m.v. Fosforindsatserne medfører kommunale meromkostninger, hvoraf nogle medfinansieres via statslige DUT midler. Dækning af driftsomkostningerne ønskes målrettet de enkelte kommuner. Kommunerne er vandløbsmyndighed og dertil driftsherre for de "offentlige vandløb", men vandløbene er beliggende på private jorde, så tiltag vil være afhængige af bredejere. Derudover vil en gennemførelse af forslagene også skulle håndteres administrativt og juridisk, evt. som reguleringssager eller andet. Vandløbene er bl.a. §3 beskyttede og delvist beliggende i Natura2000 områder, hvilket kan fordre betydelige administrative indsatser med den eksisterende lovgivning.

7. Adaptiv tilgang i Vadehavet

Kystvandrådet for Vadehavet har i det fremsendte scenarie gjort opmærksomme på, at der arbejdes med en adaptiv tilgang i forholdet mellem virkemidler for det kollektive, og den resterende indsats, når de kollektive virkemidler ikke når indsatsbehovet, og hvor indsatser på markfladen skal bidrage til at reducere. En adaptiv tilgang forudsætter en højere grad af overvågning af effekten for de kollektive virkemidler, for at

dokumentere, at de leverer det ønskede resultat og for eventuelt at kunne tilpasse kravet til reduktion af kvælstof på markfladen. Kystvandrådet anbefaler derfor, at der afsættes flere ressourcer på dette område.

Afsluttende bemærkning fra Kystvandrådet

Kystvandrådet har haft et godt, tillidsfuldt og konstruktivt samarbejde i perioden men Kystvandrådet bemærker, at der har været for lidt tid til rådighed for arbejdet, hvilket har resulteret i et unødvendigt tidspres.