



OPDATERING AF BASELINE 2027

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 295

2023

Revideret Maj 2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

OPDATERING AF BASELINE 2027

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 295

2023

Hans Estrup Andersen¹
Christian Friis Børsting⁵
Jesper Heile Christensen⁴
Elly Møller Hansen²
Goswin Heckrath²
Anne Louise Frydendahl Hellwing⁵
Carl Christian Hofmann¹
Bo Vangsø Iversen²
Johannes L. Jensen²
Troels Kristensen²
Ole-Kenneth Nielsen⁴
Jonas Rolighed¹
Ingrid K. Thomsen²
Lars Uldall-Jessen²

¹Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi

²Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

³Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

⁴Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

⁵Aarhus Universitet, Institut for Husdyrvidenskab

Revideret Maj 2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 295
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Opdatering af baseline 2027
Redaktører:	Gitte Blicher-Mathiesen ¹ , Peter Sørensen ² & Signe Jung-Madsen ³
Forfattere:	Hans Estrup Andersen ¹ , Christian Friis Børsting ⁵ , Jesper Heile Christensen ⁴ , Elly Møller Hansen ² , Goswin Heckrath ² , Anne Louise Frydendahl Hellwing ⁵ , Carl Christian Hofmann ¹ , Bo Vangsø Iversen ² , Johannes L. Jensen ² , Troels Kristensen ² , Ole-Kenneth Nielsen ⁴ , Jonas Rolighed ¹ , Ingrid K. Thomsen ² & Lars Uldall-Jessen ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, ² Institut for Ecoscience, ³ Institut for Miljøvidenskab, ⁴ Institut for Agroøkologi, ⁵ Institut for Husdyrvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2023
Redaktion afsluttet:	December 2023
Faglig kommentering:	Jørgen Eriksen, Mette Thorsen, Jonas Rolighed, Peter Sørensen, Ingrid K. Thomsen, Jørgen E. Olesen, Thomas Ellermann, Peter Lund, Jørgen Windolf
Kvalitetssikring, DCE:	Kirsten Bang
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/KommentarerTR/TR295_komm.pdf
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P. & Jung-Madsen, S. (red.). 2023. Opdatering af baseline 2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 159 s. - Teknisk rapport nr. 295
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport vurderer ændring i nitratudvaskning og i fosforudledning for relevante baselineelementer i perioden 2022-2027. Vurderingen viser et forventet fald i nitratudvaskningen til rodzonen frem mod 2027, bl.a. som følge af, at kvælstofindholdet i husdyrgødning bliver mindre, indførelse af et forbud mod udbringning af fast gødning i efteråret, forventning om øgede udbytter, nedgang i dyrket areal, skovrejsning, øget areal med økologi, samt nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof. Derudover bidrager de kollektive virkemidler som vådområder, minivådområder og lavbundsprojekter også til et fald i kvælstofudvaskningen. I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for baselineelementerne som følge af nedgang i det dyrkede areal, forventet øget skovrejsning samt pløjefri dyrkning.
Emneord:	baseline-effekt, kvælstof, fosfor, vandområdeplaner, kollektive virkemidler
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	978-87-7156-825-7
ISSN (elektronisk):	2244-9991
Sideantal:	159
Supplerende oplysninger:	Revideret Maj 2024. Tallene for atmosfærisk dep. for 23 hovedvandoplande er opdateret, så de opgøres på samme detaljeniveau, som for de 108 kystvand-deloplande. Ændringerne berører tabel 1, tabel 3.14.7, tabel 3.17.1, ændring i tabeltekst i bilag 3 samt referencer til sumtal for atmosfærisk deposition i kap. 3.14. Derudover er der i tabel 2, 3.15.1, 3.15.2 samt 3.17.3 præciseret, at retentionen i store søer er indregnet i effekten af vådområder og lavbundsområder. Se evt. opdateret kommenteringsark for uddybning af ændringerne. Der er desuden foretaget enkelte præciseringer af metode til fordeling af effekt på kystvand-deloplande i afsnit 2.4.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	14
1 Indledning	22
2 Udvikling og fremskrivning af landbrugs udvikling, metoder, forudsætninger, afgræsning af oplande og usikkerhed for analysen	27
2.1 Udviklingen i landbrugets gødningsforbrug og norm for kvælstofgødning 2015-2021	27
2.2 Fremskrivning af udvikling i husdyrhold og i normer for kvælstofindhold i husdyrgødning og afgrødefordeling.	30
2.3 Reference for udvaskning af nitrat i 2021	37
2.4 Forudsætninger, metode og datagrundlag	40
3 Baselineelementer	48
3.1 Nedgang i det dyrkede areal	48
3.2 Skovrejsning	53
3.3 Miljøfokusområder, MFO	58
3.4 Målrettede efterafgrøder	61
3.5 Økologisk jordbrug	62
3.6 Fosforlofter	65
3.7 Fremskrivning af udviklingen i pløjefri dyrkning og effekt på P-tab	67
3.8 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald	69
3.9 Effekt af ændret kvælstofmængde i husdyrgødning	75
3.10 Effekt af forbud mod udbringning af fast gødning om efteråret til vintersæd	79
3.11 Ophør af pløjning og gødskning af 53-arealer	80
3.12 Husdyrefterafgrøder fra husdyrregulering	83
3.13 Effekt på nitratudvaskningen af udvikling i udbytter, økonomisk optimal N-norm til afgrøder, udvikling i husdyrproduktion og udvikling i afgrødefordeling	85
3.14 Udvikling i kvælstofdeposition og effekt på nitratudvaskningen	97
3.15 Udtagning af lavbundsarealer og vådområder	107
3.16 Minivådområder	110
3.17 Samlet effekt i 2027 fordelt på hovedvandoplande	112
4 En vurdering af virkemidlerne i kombination	116
5 Tidsforsinkelse for effekt af virkemidler	118
6 Konklusion	125
7 Referencer	126

Bilag 1 Bestilling	134
Bilag 2 Datagrundlag modtaget fra Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen	136
Informationer modtaget fra MFVM	136
Informationer modtaget om Miljøfokusområder fra LBST	136
Information om lavbundsordninger	139
Notat fra MST om lavbundsordninger:	140
Tabel med oversigt over ansøgning om etablering	143
Kollektive virkemidler	145
Supplerende oplysninger om de forskellige ordninger	146
Skovrejsning	147
Notat 1	148
Notat 2	149
Supplerende oplysninger om skovrejsning	151
Bilag 3 Neddeling af effekt på 109 (117) kystvand-deloplande	154
Referenceudvaskning for nitrat	155
Effekt af atmosfærisk deposition	157

Forord

I forbindelse med Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug (oktober 2021) blev det besluttet, at der skulle foretages en "second opinion" af grundlaget for vandområdeplanerne og herunder foretages en opdateret vurdering af den kvælstofbaseline for 2027, som AU udarbejdede i 2020 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Opdatering skal bygge på de senest tilgængelige data.

Miljøstyrelsen har derfor i efteråret 2022 bestilt en opdatering af baseline 2027, hvor udvikling i nitratudvaskning fra rodzonen og udledning af fosfor til ferskvand opgøres. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab fra de dyrkede arealer i 2027, og som ikke allerede indregnes i vandområdeplanerne. Bestillingen fremgår af bilag 1.

I sidste baselinerapport var der en række elementer, som AU ikke beregnede baselineeffekter for, men hvor det daværende Miljø- og Fødevareministerie (MFVM) estimerede effekten. Det gjaldt de kollektive virkemidler som vådområder, minivådområder, P-ådale/vådområder, udtagning af lavbundslande samt effekt af miljøfokusområder (MFO) og målrettede efterafgrøder. Resultaterne af dette arbejde blev udgivet i Kvælstofudvalgets rapport (Miljø- og Fødevareministeriet 2020) og fremgår desuden også af vandområdeplanerne 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023).

I nærværende baselinerapport har AU foretaget en vurdering af disse elementer, baseret på datamateriale leveret af Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen (bilag 2). Der er kun foretaget nye vurderinger for de afsnit i baselinerapporten, hvor der er nye data/ ændringer i datagrundlaget siden sidste vurdering.

For baselineelementerne nedgang i dyrket areal, skovrejsning og fosforlofter er der udarbejdet en fremskrivning for effekt på fosforudledning. Derudover er der som noget nyt vurderet på effekten af pløjefri dyrkning. AU har ikke opgjort P baseline-effekten for vådområder og minivådområder, idét dette ville kræve betydelig ekstra data og ressourcer, som ligger ud over de aftalte rammer i projektbeskrivelsen. De tekniske forundersøgelser for vådområder anviser, hvad man kan gøre i tilfælde af, at P-tabet er for stort i forhold til recipienten (topjord-fjernelse, høst af biomasse, veksle-kurs i forhold til recipienten), hvorved relevante data for P-effekt, derfor ikke umiddelbart er tilgængelig. For minivådområderne viser overvågningen en gennemsnitlig tilbageholdelse på 45 % af P-tabet fra dræn. Men data for P-tab, var ikke tilgængelige til nærværende baseline.

Det vurderes, at de øvrige baselineelementer kun i begrænset omfang vil påvirke fosforudledning, fordi fosfor generelt bindes i jorden, og der derfor ikke, som for kvælstof og nitrat, er en entydig robust sammenhæng mellem tilført næringsstof og udvasket fosfor.

Miljøstyrelsen har ønsket, at baselineeffekterne blev opdelt på de 109 kystvandsdeloplande, der indgår i vandområdeplanerne. AU har dog for en række af elementerne ikke tilstrækkeligt datagrundlag til at neddele effekten på dette niveau. Derfor er effekten neddelt på de 23 hovedvandoplande for alle elementer,

mens en yderligere neddeling til kystvand-deloplande er foretaget for atmosfærisk deposition, og tabellerne herfor er inkluderet som bilag 3.

I løbet af projektperioden har der været afholdt statusmøder med deltagelse af Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen, hvor data og forudsætninger anvendt i nærværende rapport om baseline 2027 blev drøftet. Desuden har projektet været fremlagt for "faglig referencegruppe" – en følgegruppe for interessenter nedsat af Miljøstyrelsen.

Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten.

Sammenfatning

Miljøstyrelsen (MST) har i forbindelse med den "second opinion" af grundlaget for vandområdeplanerne, der blev aftalt mellem forligspartierne i aftalen om grøn omstilling af landbruget, bestilt en opdatering af baselinefremskrivning til 2027. AU udgav seneste baselinerapport i 2020 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020), hvor effekter af udvalgte elementer på udvikling i nitratudvaskning fra rodzonen og udledning af fosfor til ferskvand i 2027 opgøres. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer samt øvrig udvikling i erhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab fra de dyrkede arealer i 2027.

Effekten af de baselineelementer, som AU her vurderer, danner grundlag for en vurdering af, hvor meget nitratudvaskningen og fosforudledningen forventes at ændre sig frem til 2027, og er sammen med målbelastningen og statusbelastningen vigtige elementer ift. fastlæggelse af et indsatsbehov og -program til opfyldelse af vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand i fersk- og kystvande. Referenceåret for baseline er 2021, således at fremskrivningen dækker de seks år 2022-2027.

I nærværende rapport er effekterne beregnet med udgangspunkt i den seneste fremskrivning af landbrugsudviklingen frem mod 2030 udgivet af IFRO i 2023 (Jensen 2023). Den seneste fremskrivning har indarbejdet, hvordan den nye landbrugsreform, CAP og indsatsen i vandområdeplanerne for 2021-2027 (VP3) påvirker afgrødefordeling og det dyrkede areal, bl.a. med en stigning i areal med vårkorn og nedgang i vinterkorn grundet en forventning om krav til flere efterafgrøder i en ny målrettet regulering. Det betyder, at der i denne opdatering af baseline 2027 har været fokus på at adskille effekt af VP3-indsats fra effekt af elementerne i baseline, selvom det i sig selv er vanskeligt at adskille stringent.

Der er anvendt tre scenarier for fremskrivning af husdyrholdet og afledte effekter på afgrødefordeling og produktion af husdyrgødning. Standardscenariet er fra Jensen (2023), mens scenarierne "lav" (lavere antal dyr) og "høj" (højere antal dyr) er fremkommet ved at tilknytte en usikkerhed på udviklingen i antal dyr (se afsnit 2.2).

Der er gennemført en opdateret vurdering af udvikling i nitratudvaskning for baselineelementerne: Nedgang i det dyrkede areal grundet udvikling i byer og infrastruktur, skovrejsning for midler fra staten og klimaskovfonden, øget økologisk produktion, anvendelse af husdyrgødning og genanvendt affald i biogasanlæg, ændret kvælstofmængde i husdyrgødning, forbud mod udbringning af fast gødning om efteråret, ophør af gødskning og ompløjning af §3-arealer, udvikling i udbytter, udvikling i norm for kvælstoftilførsel til afgrøder og nedgang i atmosfærisk deposition. Effekten af disse elementer er beregnet som en rodzoneeffekt på nitratudvaskning.

Derudover indgår en vurdering af de kollektive drænvirkemidler med godkendte projekter for midler i Vandplaner 2009-2015 (VP1) og Vandområdeplaner 2015-2021, (VP2) samt realiserede projekter i 2022. Disse udgør vådområder, lavbundsprojekter og minivådområder, som ved sidste baselinerapport fra 2020 blev opgjort af Miljø- og Fødevareministeriet. Det kollektive virkemiddel skovrejsning for VP2-midler indgår under skovrejsning i nærværende

opdatering af baseline 2027. Effekten af de fire elementer bygger på data fra Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen, hvor skovrejsning er opgjort som effekt på nitratudvaskning fra rodzonen, mens effekt på fosfor for dette element er opgjort til vandløbskant. Effekten på nitratudvaskningen for de tre kollektive drænvirkemidler er opgjort til kyst for minivådområder, mens der i effekten af vådområder og lavbundsprojekter er indregnet retention af store søer, men ikke den forholdsvis lille retention i det øvrige ferskvandssystem.

For fosfor er der i nærværende opdatering af baseline 2027 vurderet på baselineelementerne nedgang i dyrket areal, skovrejsning og, som et nyt element, udvikling i pløjefri dyrkning. Effekten er opgjort til vandløbskant.

Vurdering af effekt på nitratudvaskning for de enkelte virkemidler er sammenfattet i tabel 1 (virkemidler med effekt i rodzonen), tabel 2 (kollektive virkemidler med effekt til kyst (minivådområder) eller hvor retentionen af store søer er indregnet i effekten (vådområder og lavbundsområder) og tabel 3 (fosforvirkemidler med effekt til vandløbskant). For at muliggøre en sammenligning angives der både resultater estimeret af Aarhus Universitet ved sidste baselineopgørelse fra 2020 samt for nærværende opdatering af denne baseline 2027. Denne sammenligning er kun foretaget for de elementer, der blev vurderet af AU i sidste baselinerapport. Baselineelementerne etablering af vådområder, minivådområder, lavbundsområder, samt af miljøfokusområder (MFO), målrettede efterafgrøder, forbud mod udbringning af fast gødning samt ophør af gødskning og ompløjning af §3-arealer, blev beregnet af det daværende MFVM. Effekterne herfor er indregnet i VP3 og beregnet til kyst. Dermed er de ikke nødvendigvis direkte sammenlignelige med de effekter, der præsenteres i tabel 1 og 2, hvor effekten er opgjort af AU. Effekterne der blev estimeret af MFVM, er derfor ikke inkluderet i samletabellerne, men i stedet angivet i indledningens tabel 1.1.

Forventede ændringer i udvaskningen er, hvor det er muligt, angivet som et interval, hvor minimum indikerer "den mindst mulige reduktion af udvaskningen", og maksimum indikerer "den højest mulige reduktion af udvaskningen". Basis for dette interval afhænger af det konkrete baselineelement. For nogle elementer bruges en variation i den estimerede udvaskning pr. ha til at angive et spænd (fx nedgang i dyrket areal, skovrejsning) og for andre en kombination af forskellige scenarier for udvikling kombineret med et spænd i udvaskningseffekterne (fx økologi, effekt af kvælstofudbytter og kvælstofnormer, atmosfærisk deposition), mens andre igen enten har en kvalitativ usikkerhedsvurdering tilknyttet (fx effekt af bioforgasning og organisk affald). Tallene i samletabellerne skal derfor ses som en samlet oversigt, og brug af tallene kræver, at man konsulterer de relevante kapitler og forudsætningerne heri. Nærværende vurdering af baselineelementer (tabel 1) viser et forventet fald i nitratudvaskningen frem mod 2027, bl.a. som følge af, at kvælstofindholdet i husdyrgødning bliver mindre, forbud mod udbringning af fast gødning i efteråret, forventning om øgede udbytter, nedgang i dyrket areal, skovrejsning, øget areal med økologi samt nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof, som afhænger af, hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne af kvælstof holder stik, og af at EU-landene overholder de med NEC-direktivet vedtagne emissionslofter for 2027/2030. Derudover bidrager de kollektive virkemidler (tabel 2) også til et fald i kvælstofudvaskningen.

Hvis man sammenligner baseline for de elementer, der både blev vurderet af AU i baseline 2027 samt i nærværende opdatering af baseline 2027, kan man helt overordnet se en reduktion i den vurderede baselineeffekt for langt de fleste elementer.

Tabel 1. Fremskrivning af effekten på nitratudvaskningen i rodzonen på landsplan. Resultater er vist for sidste baselinerapport "Baseline 2027" samt nærværende opdatering af denne baseline. Minimum- og maksimumværdier kan, afhængigt af baseline-elementet, dække over en udregning med flere alternative scenarier for udvikling, et spænd i udvaskningsfaktor, en kombination af dette eller anden form for usikkerhedsvurdering. Brug af tallene kræver derfor, at man konsulterer de relevante kapitler. Positive tal angiver en reduktion i udvaskningen.

Baselineelement	Baseline 2027		Opdatering af Baseline 2027	
	Arealændring 2017/18-2027	Udvaskningseffekt i rodzonen i 2027 (ton N)	Arealændring 2022-2027	Udvaskningseffekt i rodzonen i 2027 (ton N)
		Min. Maks.		Min. Maks.
Nedgang i dyrket areal	80.200-91.900	3.900 4.680	14.601	513 538
Skovrejsning	17.100-28.800	887 1.495	4.695	400 498
MFO		Vurderet af MFVM*		Indregnes ikke i baseline
Måltrettede efterafgrøder		Vurderet af MFVM*		Vurderes af Miljøstyrelsen
Økologi	46.000-208.000	458 3.536	0-120.000	0 1.800
Bioforgasning		Under bagatelgrænse		-700 700
Organisk affald		Under bagatelgrænse Udjævnet v.		-495 -165
Ændret N i husdyrgødning		husdyrefterafgrøder		371 2.153
Forbud mod fast gødning i efteråret		Vurderet af MFVM*		1.056 1.760
Ændret dyrkningspraksis på §3-arealer		Vurderet af MFVM*		Vurderet kvalitativt
Husdyrefterafgrøder		0 0		0 0
Ændring i udbytter		Vurderet samlet		1.374 2.998
Ændring i N-normer		Vurderet samlet		-371 -270
Kvælstofudvaskning som følge af ændring i N- normer og udbytter**		-1.941 3.178		Vurderet hver for sig, i alt Vurderet hver for sig, i alt
Deposition		1.718 3.256		1.003 2.728
Samlet ***		5.022 16.145		1.040 1.349
				3.188 11.361

*Effekten af MFO, måltrettede efterafgrøder, forbud mod fast gødning i efteråret samt ophør af pløjning og gødskning på §3-arealer, blev opgjort af MFVM og indregnet i VP3. Den beregnede effekt kan ses i indledningens tabel 1.1. Bemærk at MFVM har opgjort effekten til kyst og dermed er retentionen indregnet. Tallene er derfor ikke direkte sammenlignelige med dem, der præsenteres i denne tabel, hvor effekten er beregnet til rodzonen.

** I baseline 2027 vurderes disse elementer samlet, mens de i opdatering af baseline 2027 vurderes hver for sig.

*** Samlet-kolonnen er ikke udtryk for den samlede baseline, men er alene medtaget for bedre at kunne sammenligne med det samlede spænd i effekt for de elementer, der også blev vurderet af AU ved sidste baseline (bemærk dog at effekten af forbud mod udbringning af fast gødning ikke er indregnet i spændet i sidste baselinerapport, da det blev vurderet af MFVM). For hvert baselineelement skal det vurderes, hvilke konkrete scenarier man ønsker at lægge til grund for effektberegningen, og der henvises derfor til de relevante kapitler.

Generelt er det helt forventeligt, at effekten af baseline vil blive mindre, eftersom den i sidste rapport inkluderede den samlede effekt over en ni-års fremskrivningsperiode, mens den i denne opdatering bygger på det fald, der sker over en seksårig periode. Når antal af år i fremskrivningsperioden er færre, vil det i sig selv, alt andet lige, give en lavere effekt på nitratudvaskningen af de samme baselineelementer.

Derudover bygger nærværende opdatering på den nyeste fremskrivning af landbrugsudviklingen udgivet i 2023, hvor udviklingen i nedgang af landbrugsjord grundet udvikling af byer og infrastruktur i 2027 er markant mindre end antaget i den foregående baseline, og derved bliver den beregnede effekt af udtagning tilsvarende mindre.

Effekten af skovrejsning er ligeledes nedjusteret i nærværende opdatering af baseline, hvilket primært skyldes antal år, der indgår i fremskrivningen, samt en skarp skellen ift., hvilke projekter der indregnes i baseline, og hvilke der indgår som indsats i VP3.

Tabel 2. Effekt af kollektive virkemidler samt klima-lavbund på nitratudvaskningen i 2027. Effekten af minivådområder er til kyst, mens der i effekten af vådområder og lavbundsarealer er indregnet retentionen af store søer nedstrøms områderne, men ikke den forholdsvis lille retention i det øvrige ferskvandssystem. Effekten er angivet for et scenarie, der forudsætter, at alle ansøgte og godkendte projekter når at blive etableret inden 2027 (100 % realiseret), hvorimod AU's vurdering bygger på erfaringstal for etableringstid og forudsætter, at 75 % af de ansøgte og godkendte projekter etableres i perioden. Positive tal angiver en reduktion i udvaskningen. I forbindelse med sidste baseline blev de kollektive virkemidler opgjort og indregnet i VP3 af MFVM. Effekterne herfor kan ses i tabel 1.1. i indledningen til nærværende rapport.

Baselineelement	Opdatering af Baseline 2027	
	Udvaskningseffekt i 2027 (ton N)	
	AU's vurdering	100 % realiseret
Vådområder	726	952
P-vådområder	Ikke muligt at vurdere effekt	
Minivådområder	250	250
Lavbundsarealer	85	112
Klima-lavbundsprojekter*	*	748
Samlet	1.061	2.062

*AU' har ikke mulighed for at vurdere, hvor mange af disse ton der vil blive realiseret inden 2027, men tidligere erfaringer viser, at sådanne store projekter ofte har en lang tidshorisont.

Tabel 3. Fremskrivning af effekten på landsplan af baselineelementerne "nedgang i dyrket areal", "skovrejsning" og "pløjefri dyrkning" på fosforudledningen i 2027. Resultater er vist for seneste baselinerapport samt nærværende opdatering af baseline 2027. Positive tal angiver en reduktion i fosforudledningen.

Baselineelement	Baseline 2027		Opdatering af Baseline 2027
	Udvaskningseffekt til vandløbskant i 2027		Udvaskningseffekt til vandløbskant i 2027
	(kg P)		(kg P)
	Min.	Maks.	
Nedgang i dyrket areal	21.700	24.900	3.310
Skovrejsning	800	1.300	430
Pløjefri dyrkning	indgik ikke	indgik ikke	1.008
I alt	22.500	26.200	4.748

Effekten af Miljøfokusområder (MFO) og målrettede efterafgrøder blev ved sidste baseline vurderet af Kvælstofudvalget. I forbindelse med CAP-reformen er det tidligere krav om MFO ophørt. Brakordninger, der blev oprettet til at opfylde MFO, kan fortsætte som brak til at opfylde GLM8 krav under den nye CAP-reform, og denne brakindsats indgår derfor ikke i den opgjorte effekt af CAP-reformen i VP3. Efterafgrøder etableret under MFO-ordningen kunne desuden også anvendes til at opfylde krav til pligtige efterafgrøder og husdyr-efterafgrøder. Der er derfor ikke nogen MFO-elementer, der har betydning for nitratudvaskning i denne opdatering af baseline 2027. Målrettede efterafgrøder blev indført med vedtagelse af Fødevarer- og landbrugspakken fra 2016. Der arbejdes på en ny målrettet kvælstofregulering som en indsats i VP3. Miljøstyrel-

sen udarbejder metoder for, hvordan den eksisterende målretning af efterafgrøder indgår, idet denne også er knyttet til metode for beregning af statusbelastningen af kvælstof. De målrettede efterafgrøder indgår derfor ikke i AU's opdatering af baseline 2027.

Effekten af økologi er ligeledes nedskrevet, hvilket dels skyldes nye fremskrivinger af udviklingen i økologiarealet, der er lavere end dem, der blev lagt til grund ved sidste baseline, dels opdateret viden ift. effekten af omlægningen, hvor der i sidste baseline blev lagt til grund, at der kunne opnås en reduktion i N-udvaskningen på 10-17 kg/ha, mens der i nærværende baseline regnes med en effekt på 6-15 kg/ha.

Som ved sidste baselinerapport er der ikke vurderet at være nogen gennemsnitlig effekt af øget brug af biogas, hvilket primært skyldes nedskrivning af mængden af N i afgasset gødning (administrativt), hvilket giver mulighed for at bruge mere handelsgødning og dermed øger nitratudvaskningen, samt forventning til øget andel af energiafgrøder i biogasanlæg, der har lavere udnyttelseskrav for kvælstof end handelsgødning; dette medfører en øget udvaskning ved brug af den afgassede biomasse på marken. Der er dog knyttet et usikkerhedsestimat til denne vurdering, hvorfor effekten fremgår i samletabellen som +700 ton N. I forhold til en forventet øget genanvendelse af organisk affald er der vurderet en lille negativ effekt heraf, hvilket skyldes, at udnyttelseskravet for N i organisk affald er lavere end for den mængde handelsgødning, den erstatter.

Ved sidste baselineopgørelse var det forudsætningen, at ændringer i gødningsmængde som følge af ændring i antal dyr evt. blev udlignet med husdyrefterafgrøder. I nærværende baseline indgår som noget nyt en selvstændig effekt af ændret indhold af kvælstof i husdyrgødningen, der bidrager til at reducere nitratudvaskningen fra rodzonen. Effekten er beregnet dels på baggrund af prognosen for udviklingen i husdyrtrykket (Jensen 2023) og ændringer i normer for kvælstofindhold i husdyrgødning for forskellige kategorier af husdyr, dels ud fra en forventning om, at antal af husdyrefterafgrøder er fast, idet disse fortrinsvis ligger i oplande, der afvander til kystvande med indsatsbehov ift. kvælstofudledning. Hvis husdyrtrykket og kvælstofindholdet i husdyrgødningen falder, vil der være en mindre tilførsel af organisk kvælstof i husdyrgødning, som er knyttet til den ikke-udnyttede del af husdyrgødningen. Dette vil alt andet lige reducere nitratudvaskningen, hvor om sætning af det organiske stof her er beregnet for en tidshorisont på 10 år.

AU har gennemgået tilgængeligt datagrundlag for ophør af gødsning og ompløjning m.v. af §3-arealer, men har ikke haft tilstrækkeligt fagligt datagrundlag til at foretage en vurdering af effekten på nitratudvaskning ved ophør af jordbearbejdning, sprøjtning og gødsning m.v. af §3-arealer, og en evt. effekt er ikke inkluderet i nærværende rapport. Virkemidlet blev vurderet til årligt at give 153 ton N i mindre udledning til kystvande i vandområdeplanerne for 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023).

I sidste baselinerapport var effekten af udbyttetigninger og ændrede kvælstofnormer integreret i én beregning baseret på ændringer i kvælstofoverskuddet. For at gøre beregningen mere gennemskuelig i denne opdatering er det valgt at opdele effekten i et bidrag fra øgede udbytter og et separat bidrag fra ændrede kvælstofnormer. Datagrundlag for ændring i udbytter tager udgangspunkt i Danmarks Statistiks høstudbytter, mens de økonomisk optimale

kvælstofnormer til dyrkede afgrøder tager udgangspunkt i kvælstofresponsforsøg (Anonym, 2018). For ændring i udbytte og i kvælstofnormer er data for hhv. to og tre år, som endnu ikke eksisterer, søgt estimeret ud fra det eksisterende datagrundlag. Effekten af ændring i udbytter estimeres, som relationen mellem kvælstofoverskud og nitratudvaskning på 22-32 %, og følger samme metode som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). Effekt på nitratudvaskning for ændring i kvælstofnormer til dyrkede afgrøder er beregnet ved at anvende en gennemsnitlig marginaludvaskning på 19 % med et usikkerhedsinterval på 16-22 %. Den fremskrevne fordeling af afgrøder viser hovedsagligt et øget areal med vårsæd til fordel for vintersæd på grund af øget krav om efterafgrøder i 2027. Dette vil medføre en reduceret kvælstofnorm, men forventes ikke at reducere nitratudvaskningen, når effekten af efterafgrøder ikke medregnes (effekten af efterafgrøder medregnes i anden sammenhæng). Ved beregningen af effekt af ændrede kvælstofnormer er afgrødefordelingen og det dyrkede areal for 2027 derfor fastholdt, og der er udelukkende taget hensyn til forventede ændringer i kvælstofnormer frem til 2027. Denne fremgangsmetode er anvendt for undgå at en effekt af efterafgrøder indgår flere gange. Sammenspillet mellem ændringer i økologisk produktion og ændringer i gødningsanvendelse, foderimport og afgrødesammensætning er kompliceret, og effekten af dette samspil er ikke indregnet. Det vil derfor være vanskeligt fuldstændigt at adskille kombinationer af udvikling i afgrøder, økologi, udbytter og kvælstofnormer.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof er ligesom ved sidste baselineopgørelse beregnet for to scenarier, et, hvor landenes egne prognoser ligger til grund, og et med udgangspunkt i overholdelse af NEC-direktivkrav. Ift. sidste baseline ligger disse to scenarier meget tæt på hinanden, hvilket bl.a. hænger sammen med en væsentlig mindre forskel mellem landenes egne fremskrivninger og de forpligtende reduktionsmål, bl.a. som følge af, at indrapporterede emissioner for 2020 fra de enkelte lande allerede nu er relativt tæt på at opfylde NEC-direktivet, og disse indrapporteringer er en del af basis for landenes nyeste fremskrivninger frem til 2030. Nedgang i deposition og dermed den beregnede effekt på udvaskningen er noget lavere end i sidste baselinerapport, hvilket primært skyldes, at der er anvendt et nyt referenceår for beregningerne, hvor referenceåret, 2020, er relativt tæt på at opfylde NEC-direktivet for de enkelte lande i forhold til det gamle referenceår for 2017/2018. Der er betydelige usikkerheder knyttet til fremskrivning af udvikling i deposition.

Effekt af vådområder og lavbundsprojekter er baseret på de vilkår, der specifikt er gældende for de ordninger og midler, så de er godkendt under (VP1 og VP2), og data herfor er fremsendt fra Miljøstyrelsen. Erfaringer fra de seneste 20 år viser, at det tager lang tid fra projekter er godkendt, indtil de bliver realiseret, og derfor er der arbejdet med to scenarier. Et scenarie, hvor det lægges til grund, at alle de ansøgte og godkendte projekter vil være etableret inden 2027 (100 % realiseret), og et efter AU's vurdering, mere realistisk scenarie, hvor det, ud fra en analyse af hvor lang tid der går fra et projekt godkendes, til det er gennemført, er vurderet, at 75 % af projekterne vil være etableret i 2027. For minivådområder er der ikke indregnet en sådan nedsat effekt, da der generelt er kortere tid fra de godkendes til de er etableret. Effekterne af disse elementer blev ved sidste baseline vurderet af Kvælstofudvalget og indregnet i VP3 (vandområdeplaner 2021-2027, tabel 3.31, gengivet i tabel 1 i indledningen til nærværende rapport). Effekterne angivet i VP3 er derfor ikke nødvendigvis direkte sammenlignelige med effekterne beregnet af AU i nærværende rapport (tabel 2).

Baselinefremskrivningen for fosforudledning viser som ved sidste baseline en positiv effekt af udtagning af landbrugsjord samt skovrejsning. Effekten er dog markant mindre end ved sidste baseline. Den primære årsag hertil er de samme som for fremskrivningen af nitratudledningen, nemlig en markant nedjustering af forventning til den fremtidige udtagning af landbrugsjord samt en mere detaljeret vurdering af, hvilke skovrejsningsprojekter der indgår i VP3, og hvilke der skal indregnes i baseline. Som et nyt element indgår udviklingen i pløjefri dyrkning, der vurderes at nedsætte tabet af fosfor via mindsket erosion, og som derfor reducerer fosfortabet.

Samlet set vurderes der fortsat at være en baselineeffekt, der bevirker en reduktion i udledningen af kvælstof og fosfor frem mod 2027. Den vurderes for de fleste baselineelementer at være mindre end ved sidste opgørelse, hvilket primært skyldes, at fremskrivning dækker færre år, samt et opdateret datagrundlag, hvor de seneste landbrugsfremskrivninger benyttes. Det skal bemærkes, at der er betydelige usikkerheder knyttet til en sådan fremskrivning af de enkelte elementer, der bl.a. afhænger af de internationale konjekturer, den samfundsmæssige udvikling, udviklingen i landbruget, politiske tiltag og ambitioner, udviklingen i vejr og klima og mange andre faktorer. En del af disse usikkerheder er nærmere beskrevet under de enkelte afsnit og i afsnit 2.4.

Derudover vil der også være en vis tidshorisont fra virkemidlerne er implementeret, indtil der kan måles en effekt på næringsstoftilførslen til havet. Størrelsen på denne tidsforsinkelse afhænger både af baselineelement og af placering af baselineelement, da der er geografisk variation i tidsforsinkelse mellem rodzone og vandløbskant (se kap. 5). I denne opdatering af baseline 2027 er der generelt medtaget ændringer, som ligger på dyrkningsfladen i 2027, og det vil i sig selv betyde, at ændringer på dyrkningsfladen, der ligger i de seneste baselineår, vil tage længere tid om at slå igennem på næringsstoftransporten til fersk- og kystvande. Derfor kan det ikke forventes, at den fulde baselineeffekt er slået igennem på næringsstoftransporter for alle elementer i 2027.

Desuden kan forventes en vis øget nitratudvaskning grundet øget afstrømning betinget af klimaændringer, og de seneste år har desuden vist, at tørke og lave udbytter har forekommet oftere de seneste 10 år end tidligere, hvilket ligeledes vil øge nitratudvaskningen efter disse specifikke år. Sådanne effekter er svære at kvantificere og forudsige størrelsen af, og de er derfor ikke indregnet i nærværende baseline.

Summary

Following the political agreement on the green transition of agriculture that include a second opinion of the scientific background for the river basin management plan 2021-2027, The Danish Environmental Protection Agency (EPA) has requested an update of the baseline projection to 2027. A baseline is a projection of the effects of selected and relevant mitigation measures already adopted or expected to continue, and other elements that influence the nitrate leaching from the root zone and discharge of phosphorus to fresh water in 2027. Aarhus University (AU) published the most recent baseline report for a number of elements in 2020 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020).

The change in the baseline trend of nutrients, here assessed by AU, is important for an assessment of how much nitrate leaching and phosphorus load to fresh water are expected to change by 2027. Together with the target for the nutrient loads to waters stated to full fill the Water Frame Directive as well as the recent tabulated load of nutrients, named status load, the baseline projection of nutrient are important in determining the required reduction of nutrients and develop the programme of measures that are necessary to meet the Water Framework Directive's requirements for good ecological status in fresh and coastal waters. The baseline reference year is 2021 and, thus, the projection period covers the six years 2022-2027.

In this report, the effects are calculated for the latest projection of the agricultural development towards 2030 published by IFRO in 2023 (Jensen 2023). This projection has incorporated how the new EU agricultural reform, CAP and the efforts and mitigation measures planed in the river basin management plans 2021-2027 (VP3) affect crop distribution and the cultivated area. This, including among other elements an increase in areas with spring cereals and a decrease in winter cereals due to an expectation of an increased requirements for farmers to grow catch crops in autumn. More catch crops are expected in a future new targeted regulation with the aim to get lower nitrogen load to vulnerable coastal waters. In this update of baseline 2027, we had emphasized on separating the effect of mitigation measures already planned as an VP3 efforts from the effect of the baseline elements, even though it is difficult to separate these effects rigorously.

Three scenarios have been used for projection of livestock and derived effects on crop distribution and manure production. The standard scenario is from Jensen (2023), while the scenarios "low" (lower number of animals) and "high" (higher number of animals) have been created by associating an uncertainty about the development in the number of animals (see section 2.2).

An updated assessment of the developments of nitrate leaching has been carried out for the baseline elements: A decline in the cultivated area due to increase in areas with cities and infrastructure, afforestation with public funding and the Climate Forest Fund (klimaskovfonden), increased organic production, use of manure and recycled waste in biogas plants, a changed amount of nitrogen in manure, a ban on application of solid fertiliser during autumn, cessation of fertilisation and reploughing of mitigation measures already planned as an protected §3 areas, development in yields, development in economical optimal standards for nitrogen application to crops and a decline in atmospheric deposition. The effect of these elements is calculated as a root zone effect on nitrate leaching.

In this baseline projection, an assessment of the collective mitigation measures to lower nutrient load from tile drain and afforestation are included and cover approved projects funded in the Water Plans 2009-2015 (VP1) and River Basin Management Plans 2015-2021 (VP2) as well as realized projects in 2022. These include wetlands, lowland projects and constructed wetlands, which in the last baseline report from 2020 were evaluated by the Ministry of Environment and Food (MEF). The collective mitigation measure afforestation funded by VP2 is included under afforestation in this update of baseline 2027. The effect of the four elements is based on data from the Danish Environmental Protection Agency and the Danish Agricultural Agency, where afforestation is calculated as the effect on nitrate leaching from the root zone, while the effect on phosphorus for this element are calculated to the watercourse edge. The effect on nitrate for the three collective drainage mitigation measures, is calculated to the coast for mini-wetlands, while the effect of wetlands and low-lying soils includes retention of large lakes, but not the relatively small retention in the rest of the freshwater system.

For phosphorus, this update of baseline 2027 assesses the baseline elements' decline in cultivated areas, afforestation and, as a new element, development in conservation tillage. The effect is calculated to the watercourse edge.

The assessment of the effect on nitrate leaching for the individual measures is summarised in Table 1 (measures with effect at the bottom of the root zone, calculated as the leaching 1 m below the surface), Table 2 (collective measures with effect to the coast (mini-wetlands) or where the effect includes retention of large lakes, but not the relatively small retention in the rest of the freshwater system (wetlands, low-lying soils) and Table 3 (phosphorus measures with effect to the watercourse edge). In order to facilitate comparison, results estimated by AU in the last baseline survey from 2020 as well as results estimated by this baseline in 2027 are presented. This comparison was only made for the elements assessed by AU in the last baseline report from 2020. The baseline elements' establishment of wetlands, mini-wetlands, lowland areas, as well as environmental focus areas (EFA), targeted catch crops, prohibition of application of solid fertiliser and cessation of fertilisation and re-ploughing of protected §3 areas, were calculated by the then MEF. The effects of these are accounted for in VP3 and calculated to the coast. Thus, they are not necessarily directly comparable with the effects presented in Tables 1 and 2, where the effect is calculated by AU. The effects estimated by MEF are therefore not included in the aggregate tables but are rather stated in Table 1.1 of the introduction.

Where possible, the expected changes in nitrate leaching are given as an interval, where minimum indicates "the least possible reduction of leaching" and maximum indicates "the highest possible reduction of leaching". The basis for this interval depends on the specific baseline element. For some elements, a variation in the estimated leaching per hectare is used to indicate a range (e.g. a decrease in cultivated area, afforestation) and, for others, a combination of different scenarios for development combined with a range in leaching effects (e.g. organic farming, effect of nitrogen yields and economically optimal nitrogen standards, atmospheric deposition), while others have a qualitative uncertainty assessment attached (e.g. effect of biogasification and organic waste). The figures in the aggregate tables should therefore be seen as an overall overview, and using the figures requires that you consult the relevant chapters and the prerequisites therein. The present assessment of

baseline elements (Table 1) shows an expected decrease in nitrate leaching towards 2027, among other things as a result of the reduction of the nitrogen content in manure, a ban on application of solid fertilisers and manure in the autumn, expected increased yields, a decrease of cultivated areas, afforestation, increased areas with organic farming and a decrease in atmospheric deposition of nitrogen. In addition, the collective mitigation measures (Table 2) also contribute to a decrease in nitrogen load to fresh water.

If you compare the baseline 2027 for the elements that were assessed by AU in 2020 and in this update of baseline 2027, you can generally see a reduction in the assessed baseline effect for the vast majority of elements.

In general, it can be expected that the baseline impact will be smaller, since in the last report it included the total impact over a nine-year projection period, while in this update it is based on a shorter period that cover a six-year period. If all other things being equal, when the number of years in the projection period are reduced, this in itself will give a lower effect on nitrate leaching of the same baseline elements in 2027.

In addition, this update is based on the latest projection of agricultural developments published in 2023, where the expected decline of agricultural land due to increased areas with cities and infrastructure in 2027 is significantly less than assumed in the previous baseline and, thus, the calculated effect of set-aside will be correspondingly smaller.

The effect of afforestation has also been scaled down in this update of the baseline, which is primarily due to the number of years included in the projection and a clear distinction between which projects are included in the baseline and which are included as initiatives in VP3.

Table 1. Projection of the effect on nitrate leaching in the root zone at a national level. Results are shown for the last baseline report "Baseline 2027" and the current update of this baseline. Minimum and maximum values, depending on the baseline element, may cover a calculation with several alternative scenarios for development, a range in leaching factors, a combination of these or another form of uncertainty assessment. Using the figures therefore requires consulting the relevant chapters. Positive numbers indicate a reduction in leaching.

Baseline element	Baseline 2027		Update of baseline 2027			
	Area change	Leaching effect in the	Area change	Leaching effect in the		
	2017/18-2027	root zone in 2027	2022-2027	root zone in 2027		
		(ton N)		(ton N)		
		Min.	Max		Min.	Max
Decrease in cultivated area	80,200-91,900	3,900	4,680	14,601	513	538
Afforestation	17,100-28,800	887	1,495	4,695	400	498
EFA		Assessed by MFVM*			Not included in baseline	
Targeted catch crops		Assessed by MEF*			Assessed by the Danish Environmental Protection Agency	
Organic farming	46,000-208,000	458	3,536	0-120,000	0	1,800
Biogasification		Below de minimis threshold			-700	700
Organic waste		Below de minimis threshold			-495	-165
Changed N in manure		Levelled v. livestock catch crops			371	2,153
Ban on solid fertiliser in the autumn		Assessed by MEF*			1,056	1,760
Changed cultivation practice on §3 areas		Assessed by MEF*			Assessed qualitatively	
Livestock catch crops		0	0		0	0
Change in yields		Assessed overall			1,374	2,998
Change in N norms		Assessed overall			-371	-270
Nitrogen leaching as a result of change in N norms and yields**		-1,941	3,178		Individually evaluated, a total of 1,003	Individually evaluated, a total of 2,728
Deposition		1,718	3,256		1,040	1,349
Total***		5.022	16.145		3,188	11,361

*The effect of EFA, targeted catch crops, a ban on solid fertiliser in the autumn and cessation of ploughing and fertilisation on §3 areas were calculated by MEF and included in VP3. The calculated effect can be seen in Table 1.1 of the introduction. Note that MEF has calculated the effect to the coast and, thus, the retention has been factored in. The figures are therefore not directly comparable with those presented in this table, where the effect is calculated to the root zone.

** In baseline 2027, these elements are assessed together, while in the baseline 2027 update, they are assessed separately.

***The total column does not reflect the total baseline, but is only included in order to better compare with the total range in effect for the elements that also were assessed by AU in the last baseline (note, however, that the effect of the ban on application of solid fertilisers was not included in the range in the last baseline report, as it was assessed by the MEF). For each baseline element, it must be assessed which specific scenarios you want to use as a basis for the effect calculation, and reference is therefore made to the relevant chapters.

Table 2. Effect of collective measures and climate organic soil projects on nitrate leaching in 2027. The effect of mini-wetlands are assessed to the coast, while the effect of wetlands and low-lying soils includes the retention in large lakes but not the relatively small retention in the rest of the freshwater system. The impact is indicated for a scenario that assumes that all approved and applied projects will be established before 2027 (100% realised), while AU's assessment is based on experience of establishment time and assumes that 75% of the projects applied for and approved are established during the period. Positive numbers indicate a reduction in leaching. In connection with the last baseline, the collective measures were totalled and included in VP3 by MEF. The effects of this can be seen in Table 1.1. in the introduction to this report.

Baseline element	Update of Baseline 2027	
	Leaching effect in 2027 (tonnes N)	
	AU's assessment	100% realised
Wetlands	726	952
P-wetlands	It is not possible to assess the effect	
Mini-wetlands	250	250
Low-lying soils	85	112
Climate organic soil projects*	*	748
Total	1,061	2,062

*It is not possible for AU to estimate how many of these tonnes will be realised by 2027, but previous experience shows that such large projects often have a long time frame.

Table 3. Projection of the effect of the baseline elements "decrease in cultivated area" and "afforestation" on the phosphorus load in 2027. Results are shown for the last baseline report "Baseline 2027" and the current update of this baseline. Positive numbers indicate a reduction in leaching.

Baseline element	Baseline 2027		Update of Baseline 2027
	Leaching effect to watercourse edge in 2027 (kg P)		Leaching effect to watercourse edge in 2027 (kg P)
	Min.	Max	
Decrease in cultivated area	21,700	24,900	3,310
Afforestation	800	1,300	430
Conservation tillage	was not included	was not included	1,008
Total	22,500	26,200	4,748

At the last baseline, the effect of Environmental Focus Areas (EFA) and targeted catch crops was assessed by the Nitrogen Committee. In connection with the CAP reform, the previous EFA requirement was abolished. Fallow schemes that were set up to meet the EFA can continue as fallow to meet the GLM8 requirements under the new CAP reform, and this set-aside effort is therefore not included in the estimated impact of the CAP reform in VP3. In addition, catch crops established under the EFA scheme could also be used to meet requirements for mandatory catch crops and livestock catch crops. Therefore, EFA elements are not relevant for nitrate leaching in this baseline 2027 update. Targeted catch crops were introduced with the adoption of the Food and Agriculture Package from 2016. Work is underway on a new targeted nitrogen regulation as an effort in VP3. The Danish Environmental Protection Agency is developing methods for how to include the existing targeting of catch crops, as this is also linked to methods for calculating the status load of nitrogen. The targeted catch crops are therefore not included in AU's update of baseline 2027.

The effect of organic farming has also been scaled down, partly due to new projections of the development of organic areas, which is lower than what was assumed at the last baseline, partly due to updated knowledge in relation to the effect related to conversion to organic farming, where the last baseline assumed that a reduction in N leaching of 10-17 kg/ha could be achieved, whereas in this baseline an effect of 6-15 kg/ha is expected.

As with the last baseline report, it has not been assessed that there will be an average effect of increased use of biogas, which is primarily due to the depreciation of the amount of N in degassed manure (administrative), which makes it possible to use more commercial fertiliser and, thus, increases nitrate leaching, as well as expectations of an increased share of energy crops in biogas plants with lower nitrogen utilisation requirements than commercial fertiliser; this results in more leaching when applying the degassed biomass to the field. However, an uncertainty estimate is associated with this assessment, which is why the effect is shown in the total table as +700 tonnes N. In relation to expected increased recycling of organic waste, a small negative effect of this has been assessed, which is due to the fact that the exploitation requirement for N in organic waste is lower than for the amount of commercial fertiliser it replaces.

At the last baseline calculation, it was assumed that changes in the amount of fertiliser due to changes in the number of animals might be offset with livestock catch crops 2027 among other elements. This baseline includes an independent effect of the changed nitrogen content in manure, which contributes to reducing nitrate leaching from the root zone. The effect has been calculated partly based on the forecast for the development in livestock pressure (Jensen 2023) and changes in norms for nitrogen content in manure for different categories of livestock, and partly on an expectation that the number of livestock catch crops is fixed, as these are primarily located in catchments that drain into coastal waters with a need for lower nitrogen load. If the livestock pressure and the nitrogen content in manure decrease, there will be a smaller consumption of organic nitrogen in manure to the agricultural fields, which is linked to the unused part of the manure. All other things being equal, this will reduce nitrate leaching, where the turnover of organic matter has been calculated over a time frame of 10 years.

AU has reviewed available data on the termination of fertilisation and re-ploughing etc. of protected §3 areas but has not had sufficient technical data to make an assessment of the effect on nitrate leaching following cessation of tillage, use of pesticides and fertilisation, etc. of protected §3 areas, and any effect is not included in this report. The measure was estimated to provide 153 tonnes less N discharge to coastal waters annually in the river basin management plans for 2021-2027 (Danish Ministry of the Environment, 2023).

In the most recent baseline report, the effect of yield increases and changed nitrogen standards was integrated into a single calculation based on changes in nitrogen surplus. In order to make the calculation more transparent in this update, it has been decided to divide the effect into contribution from increased yields and a separate contribution from changed nitrogen standards for economic optimal application to cultivated crops. The data basis for changes in yields is based on Statistics Denmark's harvest yields, while the economically optimal nitrogen standards for cultivated crops are based on nitrogen response trials (Anonymous, 2018).

For changes in yields and in nitrogen standards, data for two and three years respectively, that do not yet exist have been calculated based on the existing data. The effect on change in yields is estimated as the relationship that 22-32% of the change in the nitrogen surplus can be attributed to a change in the nitrate leaching of and follows the same method as in Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). The effect on nitrate leaching for change in nitrogen standards for cultivated crops is calculated by using an average marginal leaching

of 19% with an uncertainty interval of 16-22%. The projected distribution of crops mainly shows an increased area of spring seed in favour of winter seed due to increased requirements for catch crops in 2027. This will result in a reduced nitrogen standard but is not expected to reduce nitrate leaching when the effect of catch crops is not taken into account (the effect of catch crops is included elsewhere). When calculating the effect of changed nitrogen standards, the crop distribution and the cultivated area for 2027 have therefore been maintained, and only expected changes in nitrogen standards up to 2027 have been taken into account. This approach has been used in order to avoid including the effect of catch crops several times. The interaction between changes in organic production and changes in fertiliser use, feed imports and crop composition are complicated, and the effect of this interaction has not been taken into account. It will therefore be difficult to separate combinations of crop trends, organic farming, yields and nitrogen standards.

As at the last baseline inventory, atmospheric deposition of nitrogen has been calculated for two scenarios: one based on the countries' own forecasts and one on compliance with NEC Directive requirements. Compared to the last baseline, these two scenarios are very close to each other, which is, among other things, related to a significantly smaller difference between the countries' own projections and the binding reduction targets, partly due to the fact that the emissions reported for 2020 from the individual countries already are relatively close to complying with the NEC directive, and these reports are part of the basis for the countries' most recent projections up to 2030. The decrease in deposition and, thus, the calculated effect on leaching is somewhat lower than in the last baseline report, primarily due to the use of a new reference year for the calculations, where the reference year, 2020, is relatively close to complying with the NEC Directive for the individual countries compared to the old reference year for 2017/2018. There are significant uncertainties associated with the projection of the development in deposition.

The impact of wetlands and projects on organic rich soils is based on the conditions that specifically apply to the schemes and funds under which they are approved (VP1 and VP2), and data on this has been submitted by the Danish Environmental Protection Agency. Experience from the past 20 years shows that it takes a long time from when projects are approved until they are realized, and therefore two scenarios have been worked on. A scenario in which it is assumed that all the projects applied for and approved will be established before 2027 (100% realised), and a more realistic scenario (according to AU) in which, based on an analysis of existing data on how long it takes from the approval of a project to its completion, it is estimated that 75% of the projects will be established in 2027. For mini-wetlands, such a reduced effect has not been factored in, as shorter time generally passes from approval till they are established. The effects of these elements were assessed at the last baseline by the Nitrogen Committee and accounted for in VP3 (River Basin Management Plans 2021-2027, Table 3.31, reproduced in Table 1 in the introduction to this report). The effects stated in VP3 are not necessarily, however, directly comparable with the effects calculated by AU in this report (Table 2)

As at the last baseline, the baseline projection for phosphorus emissions shows a positive effect of lower agricultural land by increase in cities and infrastructure and afforestation. However, the effect is significantly less than at the last baseline. The primary reason for this is the same as for the projection of nitrate emissions, namely a significant scaling down of the expectation for

future agricultural land and a more detailed assessment of which afforestation projects are included in VP3, and which ones must be included in the baseline. A new element is the development of conservation tillage, which is estimated to reduce the loss of phosphorus through reduced erosion, and which therefore reduces phosphorus loss.

Overall, it is estimated that there will still be a baseline effect that will result in a reduction in emissions of nitrogen and phosphorus by 2027. For most baseline elements, it is estimated to be lower than at the last calculation, primarily because the projection covers fewer years as well as updated data from the latest agricultural projections. It should be noted that there are considerable uncertainties associated with such a projection of the individual elements, which depend, among other things, on the international conjectures, societal developments, agricultural developments, policy initiatives and ambitions, weather, climate and many other factors. Some of these uncertainties are described in more detail in the individual sections and in section 2.4.

In addition, there will also be a certain time frame from when the measures are implemented until an effect on nutrient supply to coastal waters can be measured. The magnitude of this time delay depends both on the baseline element and on the location of the baseline element, as there is geographical variation in time delay between root zone and watercourse edge (see Chapter 5). In this update of baseline 2027, changes that lie on the cultivation surface in 2027 have generally been included, and this in itself means that changes on the cultivation surface in the most recent baseline year will take longer to transmit to nutrient transport to fresh and coastal waters. Therefore, it cannot be expected that the full baseline effect will be implemented on nutrient transports for all elements in 2027.

In addition, some increased nitrate leaching can be expected due to increased run-off due to climate change, and recent years have also shown that drought and low yields have occurred more frequently in the past 10 years than previously, which will also increase nitrate leaching after these specific years. The magnitude of such effects are difficult to quantify and predict and are therefore not included in this baseline.

1 Indledning

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømt af Mette Thorsen

Denne opdatering af baseline 2027-rapport udgør AU's vurdering af relevante virkemidlers effekt på nitratudvaskning fra rodzonen og på fosforudledning til ferskvand til og med 2027 i forhold til deres effekt i 2021. AU har vurderet effekt af relevante elementer/virkemidler, hvor der findes relevante data og viden hertil. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på ændringer i næringsstofftab fra de dyrkede arealer i perioden 2021 til 2027. Bestillingen fremgår af Bilag 1.

I baseline udarbejdes en fremskrivning for forventede ændringer i næringsstofudledningerne frem til 2027, og dermed er baseline 2027 et vigtigt afsæt i forhold til ministeriets vurdering af, om der skal implementeres flere virkemidler i specifikke kystvand-delvandoplande, der afvander til sårbare kystvande, eller om målsætning for næringsstofudledningen forventes opfyldt med allerede vedtagne initiativer. Viser den samlede baselinefremskrivning, at målet for reduktion i næringsstofudledningen forventes at blive nået i 2027, skal der ikke implementeres yderligere virkemidler. Og omvendt, hvis udledningen af næringsstoffer er for høj, skal der implementeres yderligere virkemidler for at reducere udledning af kvælstof og fosfor til fersk- og kystvande. Derfor er det også vigtigt at se på den geografiske fordeling af virkemidlernes effekt. Virkemidlernes effekt på nitratudvaskning og fosforudledning er derfor beregnet for 23 hovedvandoplande.

Ved Miljøstyrelsens beregning af kystvandenes indsatsbehov indgår statusbelastningen af kvælstof. I 2020, hvor AU's sidste rapport "Baseline 2027 for udvalgte elementer" (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) blev udgivet, opgjorde Miljøstyrelsen statusbelastningen som et gennemsnit for den normaliserede kvælstoftransport for årene 2016-2018 forud for høring af vandområdeplanerne 2021-2027 frem til juni 2022.

I 2020, udgav MFVM's Kvælstofudvalg en vurdering af kvælstofindsatsen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020), som viser, at implementering af de kollektive virkemidler som vådområder, minivådområder, lavbund og skovrejsning skete langsommere end forventet i Fødevare- og landbrugspakken. Rapporten konkluderede, at der i 2019 kunne forventes en mindre årlig havbelastning med en realiseret nedgang på omkring 20-30 ton N fra disse virkemidler mod en forventet effekt i 2021 på 2.400 ton N (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Det generelle budskab om kvælstofindsatsen var, at de forventede effekter af Fødevare- og landbrugspakkens virkemidler ligger væsentlig under forudsætningerne i planen, og der derfor stadig vil være en manko ift. at opfylde målsætningen om en reduktion af kvælstofudledningen på 6.900 ton N i 2021.

I oktober 2021 indgik den daværende regering en landbrugsaftale om grøn omstilling af dansk landbrug (Regeringen, 2021). Med aftalen blev der afsat midler til virkemidler mv. til at reducere kvælstofudledning til kystvande.

Landbrugsaftalens indsatser indgår i de i juni 2023 vedtagne vandområdeplaner 2021-2027 (VP3), der har til formål at opfylde vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand for kystvande (Miljøministeriet, 2023). Som en del af landbrugsaftalen blev det besluttet, at der skulle foretages en "second opinion" af grundlaget for vandområdeplanerne og herunder foretages en opdateret vurdering af den kvælstofbaseline for 2027, som AU udarbejdede i 2020 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Opdateringen skal bygge på de senest tilgængelige data.

I denne opdatering af baseline 2027 indgår derfor kun effekt af elementer og virkemidler, der forventes at ligge på dyrkningsfladen eller implementeret med effekt til nærmeste recipient, som ikke er en del af kvælstofindsatsen i vandområdeplanerne 2021-2027. Det betyder bl.a. at effekt af CAP-reformen, udtagning af lavbundsarealer, kollektive virkemidler som vådområder, lavbund, P-ådale og minivådområder, der godkendes for midler i vandområdeplanerne for 2021-2027 (VP3) og med forventet implementering i årene 2023-2027, ikke indgår i opdatering af baseline 2027, da disse elementer er en del af VP3-indsatsen. Derimod indgår tidligere godkendte projekter i vandplanerne for 2009-2015 (VP1) og vandområdeplanerne for 2015-2021 (VP2) for førnævnte kollektive virkemidler med forventet implementering i baselineperioden til og med 2027 samt realiserede projekter i 2022.

I denne baseline fremskrives udviklingen frem til 2027 for landbrugsproduktionen og baselineelementerne nedgang i det dyrkede areal, der tilskrives byudvikling og infrastruktur, privat skovrejsning i 2022 og fremskrivning for skovrejsning via midler fra staten og klimaskovfonden, fremskrivning af økologisk dyrkning, fremskrivning af biogas og organisk affald, effekt af forventet udvikling i husdyr og produktion og N-indhold i husdyrgødning, effekt af forbud mod udbringning af fast husdyrgødning i efteråret, effekt af ophør af pløjning og gødskning på §3-arealer, effekt af udvikling i udbytter og normer for tildeling af kvælstofgødning til afgrøder og fremskrivning af ændring i kvælstofdeposition, og disse beregnes som en effekt på ændring i nitratudvaskning fra rodzonen. Desuden indgår kollektive virkemidler såsom vådområder, udtagning af lavbund, mini-vådområder og P-ådale med realiserede projekter i 2022 og godkendte projekter for VP1- og VP2- midler med en forventet realisering i baselineperioden.

For fosfor indgår baselineelementerne nedgang i dyrket areal, skovrejsning og, som et nyt element, udvikling i pløjefri dyrkning. Effekten er opgjort til vandløbskant. Der foretages også en vurdering af betydningen af fosforlofter.

Som et led i processen om "second opinion" vil Miljøstyrelsen opdatere beregningen af statusbelastningen, så tidshorisonten herfor kommer til at følge opgørelsen i denne opdatering af baseline 2027, hvor referenceåret udgør 2021.

Det betyder, at året 2021 udgør et referenceår for både landbrugsproduktionen, det dyrkede areal og forbruget af gødning, og den gennemsnitlige nitratudvaskning er ligeledes opgjort for 2021. Den gennemsnitlige nitratudvaskning anvendes som reference til at beregne effekten af elementerne nedgang i det dyrkede areal og skovrejsning, idet baggrundudvaskning for skovrejsning på landbrugsjord og andre naturarealer trækkes fra den gennemsnitlige udvaskning, der er knyttet til det dyrkede areal. Det betyder, at baseline udgør ændringer i de udvalgte baselineelementer i de seks år fra 2022 til 2027, altså tre år færre end de ni år, der indgik i seneste rapport baseline 2027 for udvalgte elementer. Når antallet af år i fremskrivningsperioden er færre, vil det

i sig selv give en lavere effekt på nitratudvaskning af de samme baselineelementer. AU's vurdering af baselineelementers effekt på nitratudvaskning udgør den effekt, som forventes inden for 5-10 år, efter at virkemidlet er implementeret på dyrkningsfladen. Det betyder, at en væsentlig del af den af AU vurderede effekt først vil kunne måles på kvælstofudledningen til havet senere end slutåret for baseline i 2027.

I forbindelse med CAP-reformen er det tidligere krav om miljøfokusområder (MFO) ophørt. Effekten af CAP-reformen er indregnet i VP3 og da brakordninger, der blev oprettet til at opfylde MFO, kan fortsætte under den nye CAP-reform, indgår MFO-brakindsats ikke som selvstændigt element i nærværende baselinerapport. Efterafgrøder etableret under MFO-ordningen kunne desuden også anvendes til at opfylde krav til pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder. Der er derfor ikke nogen MFO-elementer, der har betydning for nitratudvaskning i denne opdatering af baseline 2027. Målrettede efterafgrøder blev indført med vedtagelsen af Fødevare- og landbrugspakken fra 2016. Der arbejdes på en ny målrettet kvælstofregulering som en indsats i VP3. Miljøstyrelsen udarbejder metoder for, hvordan den eksisterende målretning af efterafgrøder indgår, idet denne også har betydning for beregning af statusbelastningen af kvælstof. De målrettede efterafgrøder indgår derfor ikke i AU's nærværende opdatering af baseline 2027. Ellers er vurderingen, at alle relevante elementer, hvor der forefindes tilstrækkelig og opdateret viden, indgår i denne opdatering af baseline 2027.

Ud over indsatserne i landbrugsaftalen har Folketinget vedtaget nye initiativer såsom krav om øget udnyttelse af husdyrgødning og mindre gødningsnorm på humusjorde. Begge initiativer blev implementeret i planåret 2020/21. Desuden blev der indført forbud mod gødskning, pløjning m.v. af §3-arealer og forbud mod at udbringe fast gødning om efteråret, de to sidstnævnte med fuld implementering i 2021/22. Alle fire initiativer har det mål at nedbringe landbrugets andel af kvælstofudledningen til kystvande. De to førstnævnte har betydning for de rapporterede data for gødningsforbrug for 2021, hvor effekt på nitratudvaskning er indeholdt i den modellerede nitratudvaskning med NLES5-modellen for 2021, heri benævnt referenceudvaskning for baselineopgørelserne i nærværende rapport. De sidstnævnte to virkemidler indgik i den baseline, som Miljøministeriet har indregnet i vandområdeplanerne for 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023). Effekterne blev opgjort til kyst og fremgår i tabel 3.31 i Vandområdeplaner 2021-2027 og er gengivet i tabel 1.1 herunder. Tabel 1.1 viser også effekter af de kollektive drænvirkemidler som vådområder, lavbundsprojekter samt effekten af målrettede efterafgrøder, som alle er elementer, der blev vurderet af det daværende MFVM og indregnet med en effekt i VP3.

I forbindelse med det igangværende genbesøg af VP3 er AU blevet bedt om at vurdere effekten af disse elementer. AU opgør effekten af elementet lukkeperioder (forbud mod udbringning af fast gødning) som effekten i rodzonen, hvorved den retention der finder sted mellem rodzone og vandløbskant samt under transporten mod kysten ikke indregnes. Effekten af minivådområder opgøres til kyst, og effekten af vådområder og lavbundsprojekter indeholder retentionen af store søer men ikke den forholdsvis lille retention, der er i det øvrige ferskvandssystem. Tallene som MFVM estimerede (gengivet i tabel 1.1) er dermed ikke nødvendigvis direkte sammenlignelige med de effekter, AU estimerer for samme elementer i nærværende rapport (samletabel 1 og 2 i sammenfatningen).

Tabel 1.1: Effekt af baselineelementer der blev vurderet af det daværende MFVM ifb. med udarbejdelse af VP3. Effekten i ton N er beregnet til kyst, dvs. med indregning af retention. Positive tal angiver en reduktion i N-udledningen og negative tal en øget N-udledning. Tallene stammer fra Vandområdeplaner 2021-2027, tabel 3.31 (Miljøstyrelsen, 2023).

Baselineelement	Effekt til kyst (ton N)
Vådområder	977
Lavbundsprojekter	876
Minivådområder	411
§3-arealer	153
Lukkeperioder (forbud mod udbringning af fast gødning)	443
Ophør med målrettede efterafgrøder	-994

Med den grønne omstilling af energiproduktionen forventes en stigning i arealer med solceller (Altinget, 2023). I 2021 udgjorde arealet med solceller ca. 1.600 ha, og der er forventning om, at dette areal vil stige til knap 25.000 ha hen mod 2030 (Klima-, Forsyning- og Energiministeriet, 2023). I nærværende opdatering af baseline 2027 har det ikke været muligt at få data for en forventning om areal med etablerede solcelleanlæg frem til 2027, idet der ofte er en lang proces, fra at arealer bliver udpeget til at have solceller, til at alle aftaler mellem energiselskaber, kommuner og landmænd er indgået, landbrugsarealer er taget ud af drift, og solcellerne er etableret. Der er desuden en usikkerhed omkring, hvordan fordelingen af den nye vedvarende energi mellem vind og sol vil være, hvilket bl.a. afhænger af elprisen og prisen på landbrugsjord. Derfor er dette element ikke vurderet i nærværende opdatering af baseline 2027.

Det vil altid være vanskeligt at forudse, hvordan landbrugsproduktionen udvikler sig. Den danske landbrugsproduktion vil påvirkes af udsving i verdensmarkedets priser på korn og animalske produkter, der bl.a. er betinget af husdyrsygdomme, dårlige vækstbetingelser for væsentlige salgs- eller foderafgrøder eller udsving i verdensmarkedspriser grundet ændrede produktionsbetingelser i andre lande. Netop disse udsving kan være vanskelige at forudse. I nærværende baseline er der udarbejdet tre scenarier for, hvordan landbrugsproduktionen i forhold til antal husdyr og den afsmittende påvirkning på afgrødefordelingen ser ud i 2027.

Scenarier for udvikling i husdyr og afgrødefordeling er indarbejdet i udvikling af udbytter og kvælstofnormer for gødningstildeling. Udgangspunktet for ændringer i kvælstofnormer er, at størrelsen for det dyrkede landbrugsareal fastholdes for 2021. Denne fremgangsmetode er anvendt for ikke at beregne effekt af nedgang i det dyrkede areal flere gange. Ifølge IFRO's frem skrivning af fremtidig afgrødefordeling (Jensen, 2023) er den største ændring en øget andel af vårsæd til fordel for vintersæd, hvilket skyldes forventning om øget krav til etablering af efterafgrøder. En sådan ændring vil reducere kvælstofnormerne, men forventes ikke at påvirke nitratudvaskningen ud over effekten af efterafgrøderne. Derfor er der regnet med uændret afgrødefordeling ved beregning af ændrede kvælstofnormer. Samspillet mellem ændringer i økologisk produktion og ændringer i gødningsanvendelse, foderimport og afgrødesammensætning er kompliceret, og effekten af dette samspil er ikke indregnet. Det vil derfor være vanskeligt fuldstændigt at adskille kombinationer af udvikling i afgrøder, økologi, udbytter og kvælstofnormer.

I sidste rapport baseline 2027 for udvalgte elementer blev effekt af baseline-elementer neddelt til 23 hovedvandoplande med en afgrænsning af oplandene fra VP2. Afgrænsning af hovedvandoplande er i nærværende baseline-rapport forsøgt opdateret, således at de 23 hovedvandoplande følger afgrænsningen i genbesøget af VP3. Der er dog enkelte steder, hvor afgrænsningen på hovedvandoplandsniveau ikke fuldstændigt følger den afgrænsning, der benyttes i VP3-genbesøget, men eftersom MST indregner baselineeffekten på kystvand-deloplandsniveau, og disse er i overensstemmelse med afgrænsningen i VP3-genbesøg, vurderes det ikke at have en betydning for den effekt, der indregnes ved opdatering af vandområdeplanerne 2021-2027 (se afsnit 2.4). AU har beregnet en lidt anden fosfor-baselineeffekt for de to hovedvandoplande 1.7 Aarhus Bugt og 1.9 Horsens Fjord ud fra DCE's afgrænsning af de to hovedvandoplande, end hvis MSTs afgrænsning af disse var anvendt. MST kan, på baggrund af en vurdering af variationen i transportvejene indenfor hovedvandoplande, vælge at opføre fosfor-baseline effekt dis-aggregeret indenfor hovedvandoplande, f.eks. for kystvand-deloplande eller søoplande. Dette kan gøres på grundlag af den eksisterende kortlægning af fosforrisiko, idet kortlægningen foreligger på ID15-oplandsniveau. For enkelte baseline-elementer er effekten desuden neddelt til kystvand-deloplande. Det gælder for atmosfærisk deposition og for gødningsforbrug, dyrket areal og reference for nitratudvaskning i 2021.

I den seneste baseline 2027-rapport for udvalgte virkemidler indgik en beskrivelse af klimaets udvikling og mulige afledte effekter på nitratudledning, og der blev desuden udarbejdet en beskrivelse af potentialet for kvælstoffjernelse ved udtagning af kulstofrige lavbundslande gennem hævet vandstand mv. på disse arealer. Disse beskrivelser er ikke blevet opdateret i nærværende rapport.

Fremskrivningen af effekten af virkemidler er behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten afhænger af internationale økonomiske konjunkturer, og af om andre lande opfylder vedtagne konventioner. Derfor anbefales, at der gennemføres en opdatering undervejs, i takt med at der sker ændringer i landbrugets udvikling og regulering, som kan påvirke de beregnede estimer for nitratudvaskning og fosforudledning. Nogle af de vurderede elementer, vil efter nogle år indgå i en ny statusbelastning til kystvande og vil derfor ikke skulle indgå som en beregning i en ny baseline. Det vil gælde for forbud mod udbringning af fast gødning og for forbud mod gødskning, pløjning m.v., på §3-arealer. Der vil desuden efter nogle år være bedre oplysninger om øget andel af udtagning grundet etablering af solceller – sidstnævnte element er ikke vurderet i denne opdatering af baseline 2027. Der kan desuden forekomme en skyggeeffekt af ét virkemiddel på effekten af et andet virkemiddel. Denne skyggeeffekt er kun overordnet beskrevet i denne rapport i kapitel 4.

Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskning vil ske med en vis tidsforsinkelse. Derfor vil effekten af baseline ikke have den fulde estimerede effekt inden for baselineperioden frem til 2027 og ej heller have en ligelig fordeling over årene. Den fulde effekt af virkemidlerne på udledning af næringsstofferne vil først opnås efter nogle år på den anden side af 2027.

2 Udvikling og fremskrivning af landbrugs udvikling, metoder, forudsætninger, afgræsning af oplande og usikkerhed for analysen

2.1 Udviklingen i landbrugets gødningsforbrug og norm for kvælstofgødning 2015-2021

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Det dyrkede areal

Det dyrkede areal er opgjort med udgangspunkt i landbrugets indberetning til Landbrugsstyrelsen i forbindelse med ansøgning om EU-landbrugsstøtte (enkelt- eller grundbetalingsordningen). Afgrøderne er i videst muligt omfang grupperet efter samme liste, som Danmarks Statistik anvender. Udviklingen i det dyrkede areal er vist for hvert af årene 2015-2021 i tabel 2.1.1.

Det indberettede areal i landbrugsmæssig drift uden skov er faldet fra 2.663.000 ha i 2015 til 2.602.000 ha i 2018, hvorefter der er en lille nedgang til 2.596.000 ha i 2021, dvs. alt i alt en nedgang på ca. 67.000 ha i perioden 2015-2021 (tabel 2.1.1 og figur 2.1.1). Nedgangen indeholder udtagning til byer, veje, natur, skovrejsning m.m. Nedgang i det dyrkede areal er primært sket i årene 2015-2018; herefter stiger arealet lidt frem til 2021. Et estimat af udvikling i udtagning af landbrugsjord ift. en fremskrivning bør derfor ses som en trend over en længere årrække.

I afsnit om "Effekt af nedgang i dyrket areal" (kap. 3.1) udgør den gennemsnitlige årlige nedgang i det dyrkede areal 2.086 ha, altså en væsentlig mindre nedgang end forudsat i den seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020), hvor nedgang i det dyrkede areal var baseret på IFRO's fremskrivning (Jensen, 2019). Heri udgjorde den samlede nedgang 109.000 ha for perioden 2019-2027, altså en årlig nedgang på 12.111 ha inkl. areal, der overgår til skovrejsning.

Salgsafgrøder

Arealet med korn er faldet med 84.000 ha, et forholdsvis lille fald fra ca. 55 % til 53 % af det dyrkede areal i perioden 2015-2021 (figur 2.1.1 og tabel 2.1.1). Derimod har der været en betydelig variation mellem andelen af det samlede kornareal, der dyrkes med henholdsvis vårkorn og vinterkorn. Yderpunkterne er et ekstremt lille areal med vinterkorn på 575.000 ha i 2018 og det største areal på 868.000 ha i 2015, en forskel på 293.000 ha. Netop arealforholdet mellem vårkorn og vinterkorn har stor betydning for gødningsforbruget, idet den økonomisk optimale norm er ca. 37 kg N/ha større for vinterkorn end for vårkorn. Hvor stor en andel arealet med vintersæd udgør i de enkelte år, påvirkes af de dyrkningstekniske forhold som fx sen høst, om det er for vådt at køre på markerne til, at landmændene kan så vinterkorn om efteråret, samt evt. krav til dyrkning af efterafgrøder. I år med dyrkningstekniske vanskeligheder vil et større areal tilsås med vårsæd året efter.

Arealet med kartofler har været nogenlunde konstant over årene 2015-2021, mens arealet med frøgræs og bælgsæd er øget med henholdsvis 40.000 og 23.000 ha. Arealet med vinterraps var størst i 2015 med 193.000 ha og udgjorde det samme areal som i 2021.

Tabel 2.1.1. Udviklingen i det dyrkede areal i Danmark (1.000 ha) fordelt på salgsafgrødeareal, grovfoderareal og øvrige afgrøder for perioden 2015-2021 samt forskel mellem 2015 og 2021.

(1.000 ha)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Forskel 2015-2021
Vårkorn	576	680	625	841	560	675	659	83
Vinterkorn	868	783	816	575	811	693	701	-167
Korn i alt	1.444	1.463	1.441	1.416	1.371	1.368	1.360	-84
Bælgsæd til modenhed	12	16	21	32	22	27	35	23
Frø til udsæd	72	72	84	102	110	107	112	40
Industrifrø i alt	193	164	179	144	166	147	164	-29
Rodfrugter i alt	68	79	84	86	86	96	89	22
Majs	181	176	167	180	186	189	174	-7
Helsæd og foderroer	61	65	52	59	61	53	52	-10
Lucerne	3	2	2	2	2	2	2	-1
Græs og kløvergræs i omdrift	253	274	276	264	279	281	271	19
Varig græs	248	212	204	214	213	216	222	-26
Brak	23	28	29	32	30	33	33	10
Øvrige afgrøder	106	84	72	54	73	59	83	-23
I alt uden skov	2.663	2.634	2.610	2.602	2.599	2.599	2.596	-67
Skov, med norm	7	8	7	6	6	6	10	3
Skov, uden norm	5	5	2	5	8	8	11	6
I alt inkl. skov	2.675	2.647	2.619	2.614	2.613	2.613	2.616	-59
Efterafgrøder	390	353	415	367	356	505	481	190
Alternativer til efterafgrøder	38	36	29	43	16	95	32	-6

Græs og grøntfoder

Arealet med grovfoder er blevet lidt større i perioden. Arealet med helsæd har været nogenlunde konstant. Arealet med brak og græs i omdrift er blevet henholdsvis 23.000 og 19.000 ha større, mens arealet med majs og varig græs er faldet med henholdsvis 7.000 ha og 26.000 ha.

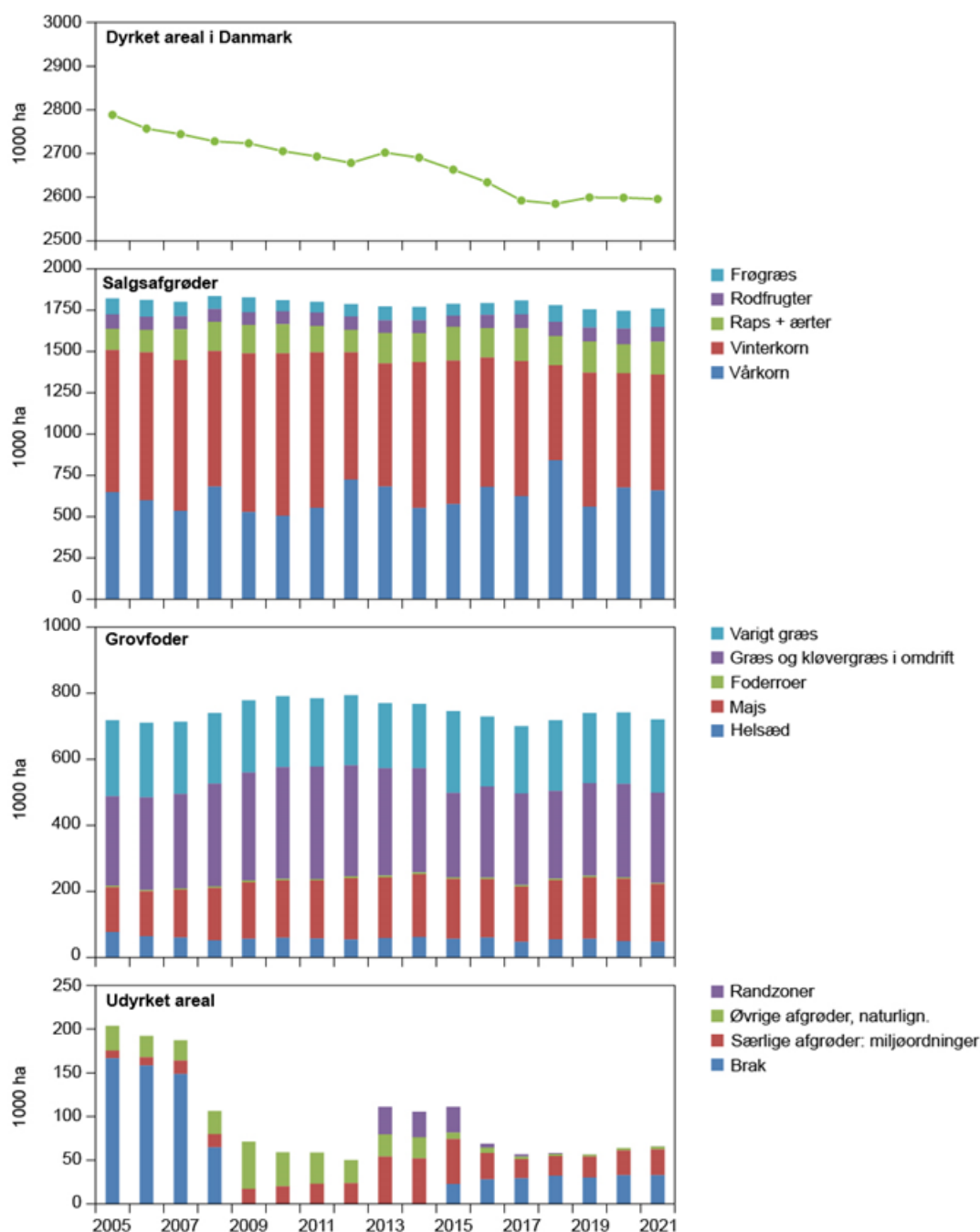
Forbrug af kvælstofgødning og kvælstofnorm

Den samlede mængde kvælstof i handelsgødning, husdyrgødning og anden organisk gødning udgjorde i 2015 434.000 ton N, mens det i 2021 udgjorde 423.000 ton N (tabel 2.1.2). Det samlede forbrug af kvælstof i gødning er således reduceret med 11.000 ton N i denne syvårs-periode, men har dog været højere i nogle af årene derimellem.

Kvælstofmængden i husdyrgødningen var omtrent den samme i 2011 og 2021. Det ses af tabel 2.1.2, at forbruget af kvælstof med handelsgødning steg efter 2015 som følge af Fødevare- og landbrugspakken (FLP)'s aftale om at udfase de underoptimale gødningsnormer. Herved øgedes forbruget af kvælstof i handelsgødning fra 210.000 ton N i 2015 til 242.000, 237.000 og 224.000 ton N i henholdsvis 2016, 2017 og 2018. I 2016 blev det tilladt at anvende 2/3 af forskellen mellem den reducerede og den økonomisk optimale gødningsnorm. Og fra og med 2017 blev det tilladt at anvende den fulde økonomisk optimale gødningsnorm. Forbruget af handelsgødning er siden 2018 faldet til 200.000 ton N i 2021 og ligger altså på et lavere niveau i dette år end

i året 2015 før indførelse af Fødevare- og landbrugspakken. Den store nedgang i forbruget af handelsgødning fra 230.000 ton N i 2020 til 200.000 ton N i 2021 skyldes især en ændring i N-prognosen på 22.000 ton samt et øget krav til udnyttelse af husdyrgødning, som trådte i kraft i 2021.

Landets samlede kvælstofnorm afhænger af de enkelte afgrøders normer samt af afgrødernes fordeling på jordtyper, og af om afgrøderne er vandet. Selve fastsættelsen af afgrødernes gødningsnormer følger en fastlagt procedure, der er beskrevet i "Procedure for indstilling af kvælstof- og udbytte-norm" (Anonym, 2018).



Figur 2.1.1. Udvikling i det dyrkede areal (øverst) og opdelt på salgsafgrøder, grovfoder og udyrkede arealer for perioden 2011-2021. Data er fra indberetning til hektarstøtte/grundbetaling

Tabel 2.1.2 Forbrug af kvælstofgødning, udnyttet og ikke-udnyttet kvælstof i husdyrgødning og anden organisk gødning samt kvælstofkvote og N-prognose i perioden 2015-2021. Forbrug af gødning og indmeldt N-kvota er fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber (GR).

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	----- (1.000 ton N) -----						
Handelsgødning GR	210	242	237	224	224	230	200
Husdyrgødning GR	216	219	218	224	219	216	216
Anden organisk gødning GR	7	8	8	7	8	8	8
Totalt forbrug af kvælstofgødning GR	434	469	463	454	453	453	423
Udnyttet husdyr- og anden org. gødning GR	149	150	149	153	149	146	155
Ikke-udnyttet husdyr- og org. gødning	75	77	77	78	79	78	69
N-kvota GR	376	413	414	412	405	404	378
N-prognose	10	11	-7	9	10	10	-12
N-kvota inden N-prognose	366	402	421	403	395	394	390

Forbrug af fosfor i handelsgødning har varieret mellem 13.300 og 16.000 ton P, mens forbruget i 2021 udgjorde 14.900 ton P (tabel 2.1.3). Fosfor tildelt det dyrkede areal med husdyrgødning har varieret mellem 43.000 og 46.100 ton P, mens forbruget udgjorde 43.800 ton P i 2021. For anden organisk gødning er der her kun vist data for 2018-2021 indberettet til gødningsregnskaberne. Her varierede forbruget mellem 2.800 og 3.300 ton P, hvor forbruget udgjorde 3.300 ton P i 2021.

Tabel 2.1.3 Forbrug af fosfor i handels-, husdyrgødning og anden organisk gødning i perioden 2015-2021, sidstnævnte dog kun for 2018-2021. De viste data er fra landmændenes indberetning til gødningsregnskaber.

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	----- (1.000 ton P) -----						
Handelsgødning GR	13,3	13,3	20,8	14,8	14,6	16,0	14,9
Husdyrgødning GR	46,1	44,3	43,0	44,3	44,9	44,2	43,8
Anden organisk gødning GR				2,8	3,1	3,3	3,3

2.2 Fremskrivning af udvikling i husdyrhold og i normer for kvælstofindhold i husdyrgødning og afgrødefordeling.

Forfattere: Troels Kristensen, Anne Louise Frydendahl Hellwing og Christian Friis Børsting

Fagfællebedømmer: Peter Lund

Indledning

Husdyrproduktionen i Danmark har en markant indflydelse på afgrødesammensætningen og omsætning af næringsstoffer. Således blev 28 % af landbrugsarealet i 2021 anvendt til grovfoder (inkl. varige græsarealer), og 82 % af kornproduktionen blev anvendt til foder (Danmarks Statistik, 2021), mens omkring 1/3 af afgrødernes behov for kvælstof (N) – ud fra beregninger i den seneste baseline – kunne dækkes via husdyrgødning (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020).

Det er derfor afgørende i forhold til en fremskrivning af N-forbruget i marken og udnyttelsen heraf at estimere husdyrproduktionens omfang, herunder udviklingen i produktivitet og dermed N-udskillelsen pr. dyr inden for de mest betydende dyregrupper. I gødningsåret 2019/20 var 92 % af N i husdyrgød-

ning fra enten kvæg (54 %) eller grise (38 %) opgjort ud fra ab lager indberetningerne i gødningsregnskaberne ved udtræk fra Det Jordbrugsrelaterede Forskningsregister (FRJOR), ved AU, Institut for Agroøkologi. For kvæg vil den største andel være fra malkekvæg, som dels udgør det største antal, 564.000 malkekøer i forhold til 79.000 ammekøer (Danmarks Statistik, 2021), dels har et betydelig større foderoptag pr. dyr og dermed gødningsproduktion end ammekøer (Børsting et al., 2021). Ud fra normtal for husdyrgødning for henholdsvis malkekvæg og ammekvæg (Børsting et al., 2021) kan det estimeres, at ca. 92 % den samlede gødningsproduktion fra kvæg kommer fra malkekvæg (køer inkl. opdræt og slagtekalve). For malkekvæg er der normer for "Tung race" og "Jersey" med tilhørende opdræt og slagtekalve. I 2021 udgjorde Jersey 14 % af malkekøerne (Tal om kvæg, 2021).

I det følgende er der derfor fokuseret på udviklingen i produktivitet og antal for malkekvæg af Tung race, inkl. opdræt og slagtekalve, samt grise som udtryk for den forventede udvikling i husdyrgødningen i Danmark fra 2021 til 2027. Grisene er opdelt i søer, fravænnede grise og slagtegrise, og ammekvæg opdeles ud fra vægtkategorien 400–600 kg.

Normerne for husdyrgødning og opgørelserne fra gødningsregnskaber er fra perioden 1. august i et givet år til 31. juli det næste år, som i det følgende er det årstal, der anvendes til kobling med fremskrivninger af Jensen (2023), dvs. at gødningsåret 2020/21 er basisåret 2021, og fremskrivning til 2027 er baseret på gødningsåret 2026/2027.

Der er ikke lavet særskilte beregninger for konventionel og økologisk produktion, da effekten af økologi ift. konventionel produktion indgår i estimatet for ændringer i N-udvaskningen i afsnittet om økologisk produktion i nærværende rapport (afsnit 3.5).

Husdyr – produktivitet og normtal for husdyrgødning

I den seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) var produktivitet og normtal for husdyrgødning baseret på normtal i henholdsvis 2012 (Poulsen, 2012) og 2018 (Lund, 2018), og fremskrivningen til 2027 var lavet med udgangspunkt i en lineær fremskrivning af udviklingen fra 2012. For sammenligning med nærværende fremskrivning er data for disse tre år (2012, 2018 og 2021) vist i tabel 2.2.1 og 2.2.2 sammen med de værdier for produktivitet, fodersammensætning og gødningens N-indhold, der blev opnået i 2021 (Børsting et al., 2021) og fremskrivning til 2027 i nærværende rapport.

Kvæg

Malkekøer

Nærværende fremskrivning til 2027 er baseret på modellen for normtal dokumenteret i Lund et al. (2023). I forhold til input til de seneste normtal (Lund et al., 2023) regnes der kun på forventede ændringer i produktivitet ud fra den historiske udvikling. Der tages således ikke hensyn til evt. udefrakommende ændringer i regler, priser eller andet, som fx fremtidige krav til reduktion af ammoniakemission, der kan påvirke det fremtidige valg af fodermidler og dermed rationens (foderets) indhold af råprotein.

Beregning af udskillelsen af kvælstof af dyr i normtalsmodellen er baseret på forskellen mellem rationens indhold af N (tørstofoptagelse og foderets indhold af råprotein) og indhold af N i den producerede mælk samt N i tilvækst og fosterproduktion (Lund et al., 2023).

Det antages, at mælkens proteinindhold (3,53 %) og dermed N-koncentration samt rationens sammensætning er uændret i forhold til Lund et al. (2023). Rationens indhold af protein var 170 g pr. kg tørstof i 2021 (Børsting et al., 2021), men var reduceret til 166 g pr. kg tørstof i 2023/24, og dette niveau forventes at være uændret frem mod 2027.

Frem til og med normtal 2021/2022 har den gennemsnitlige ydelse pr. årsko fra det seneste år med ydelseskontrol dannet baggrund for det ydelsesniveau og indhold af næringsstoffer i mælken, som anvendes i normtalsmodellen. Fra og med normtal 2022/2023 er ydelsesniveauet beregnet på baggrund af en lineær fremskrivning af ydelsesniveau baseret på de seneste fem år med ydelseskontrol.

Tallet for leveret kg mælk for køer af tung race stammer fra Jensen (2023). Mælkeydelsen (dvs. den mælkemængde, som køerne har ydet) anvendes fra ydelseskontrollen for 2022 (RYK, 2023). Ud fra disse to opgørelser er forholdet Mælkeydelse (kg):Leveret mælk (kg) beregnet til 1,02. Dette forhold bruges til at beregne ydelsen af energikorrigeret mælk (EKM) på baggrund af fremskrivningen i leveret kg EKM fra Jensen (2023). Den beregnede EKM-mælkeydelse anvendes efterfølgende i normtalsmodellen 2023/2024 (Lund et al., 2023) til at beregne forventet tørstofoptagelse. Optag af energi i foderenheder (FE) er beregnet ud fra 0,95 FE/kg TS (Børsting et al., 2021).

Opdræt

Der er ikke indsamlet nye data siden seneste fremskrivning, så der er ikke basis for at forudsige ændrede værdier for år 2027.

Slagtekalve

Ved opdatering af normtal 2023/24 (Hellwing & Børsting, upubliceret) er der indhentet et omfattende datasæt, der repræsenterer en væsentlig del af den danske slagtekalveproduktion. De tidligere normtal var derimod baseret på ældre, mindre repræsentative data, hvilket er årsagen til, at der er en stor ændring fra tidligere normtal til normtallene 2023/24. Til gengæld forventes der ikke at ske nogen væsentlig ændring fra 2023 til 2027, så normtallene fra 2023 er også gældende for 2027.

Ammekøer

Der er ikke indsamlet nye data siden seneste fremskrivning, så der er ikke basis for at forudsige ændrede værdier for år 2027.

Tabel 2.2.1. Produktivitet, foderoptag og N i gødning for kvæg som opgjort i seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020, kap.2.2) samt estimatet ifb. med nærværende opdatering af baseline).

År	Baseline 2027 (tidligere rapport)			Opdatering af Baseline 2027 (denne rapport)	
	2012	2018	2027	2021	2027
	Opnået	Opnået	Forventet	Opnået	Forventet
<i>Malkekøer, pr. årsko</i>					
Mælkeydelse, kg EKM	8.916	10.100	11.875	11.178	11.861
Tilvækst, kg pr. årsko				40	40
FE pr. årsko	6.824	7.403	8.271	7.771	8.208
Foderprotein, kg	1.179	1.309	1.462	1.391	1.435
Gødning, kg N ab dyr	138	153	168	161	164
<i>Opdræt, pr. årsvær</i>					
Tilvækst, kg pr. årsvær				256	256
FE pr. årsvær	1.852	1.852	1.852	1.852	1.852
Foderprotein, kg	322	322	322	322	322
Gødning, kg N ab dyr	45	45	45	45	45
<i>Slagtekøer, pr. produceret</i>					
Tilvækst, kg pr. produceret				400	373
FE pr. produceret slagtekalv	1.899	1.909	1.909	1.899	1.493
Foderprotein, kg	289	291	291	291	258
Gødning, kg N	36	36	36	36	31
<i>Ammekøer, pr. årsko</i>					
Tilv, kg				30	30
FE pr. årsko	2.207	2.207	2.207	2.207	2.207
Foderprotein, kg	456	456	456	456	456
Gødning, kg N ab dyr	64	64	64	64	64

Grise

For de parametre, hvor der ikke forventes at være en udvikling, anvendes der samme værdier for 2027 som for 2021. Værdierne er baseret på Børsting et al. (2021). Nedenstående redegøres for beregningen for de parametre, hvor der forventes en ændring fra 2021 til 2027 baseret på data fra Hansen (2022), hvor der er årlige produktivitsdata for søer, smågrise og slagtesvin fra 2012 til 2021. Metoden er beskrevet af Nørgaard & Hellwing (2022), men resultaterne er i nærværende rapport opdateret med data fra en længere årrække.

Søer

Antal fravænnede grise pr. årsko = $0,502X + 29,6$, hvor X er antal år efter 2011.

Fravænningsvægt, kg = $-0,0539X + 6,886$, hvor X er antal år efter 2011.

Foderforbrug, FE pr. årsko: Gennemsnit for årene 2012-2021.

Råprotein (g pr. FE) i foder til søer = $-0,340X + 137,8$, hvor X er antal år efter 2000.

Smågrise

Indgangsvægt er den samme som for afgangsvægt ved søerne.

Foderudnyttelse, FE pr. kg tilvækst, er baseret på referencefoderbruget omregnet til uændret vægtinterval gennem referenceårene 2012-2021.

Foderudnyttelse, FE pr. kg tilvækst = $-0,0131X + 2,084$, hvor X er antal år efter 2000.

Råprotein (g pr. FE) i foder til smågrise = $0,0503X + 163,0$, hvor X er antal år efter 2000.

Tabel 2.2.2. Produktivitet, foderoptag og N i gødning for grise som opgjort i seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensens, 2020, kap.2.2) samt estimatet ifb. med nærværende opdatering).

År	Baseline 2027 (tidligere rapport)			Opdatering af Baseline 2027(denne rapport)	
	2012 Opnået	2018 Opnået	2027-standard Forventet	2021 Opnået	2027 Forventet
<i>Søer, pr. årsso</i>					
Smågrise, stk. fravænnet	28,1	32,2	38,4	33,2	37,2
FE	1.540	1.484	1.442	1.492	1.494
Foderprotein, kg	205	197	192	199	193
Gødning, kg N ab dyr	26	24	22	24,2	23,0
<i>Fravænnede grise, pr. produceret dyr</i>					
Indgangsvægt, kg			7,0	6,7	6,1
Afgangsvægt, kg				31	31
FE pr. kg tilvækst	1,98	1,89	1,84	1,87	1,74
FE	49,0	45,9	44,7	45,4	43,3
Foderprotein, kg	7,88	7,58	7,38	7,55	7,12
Gødning, kg N ab dyr	0,51	0,47	0,44	0,47	0,38
<i>Slagtegrise, pr. produceret dyr</i>					
Indgangsvægt, kg			31	31	31
Afgangsvægt, kg	107	113	113	113	115
FE pr. kg tilvækst	2,87	2,82	2,75	2,77	2,54
FE	215	231	226	227	213
Foderprotein, kg	31,6	34,2	33,4	33,6	31,2
Gødning, kg N ab dyr	2,83	3,05	2,91	2,94	2,51

Slagtegrise

Indgangsvægten 31 kg = afgangsvægten for smågrise i 2023. Levende vægt ved slagtning i 2027 er 115 kg, der er den vægt, som grisene leveres ved ifølge klassificeringskontrollen 2022, og denne vægt er anvendt i normtallene for 2023.

Foderudnyttelse, FE pr. kg tilvækst = $-0,0264X + 3,224$, hvor X er antal år efter 2000. Råprotein (g pr. FE) i foder til slagtesvin = $-0,0267X + 147,1$, hvor X er antal år efter 2000.

Husdyr – antal, foderforbrug og gødningsproduktion

I den seneste baseline var fremskrivningen til 2027 baseret på Jensen (2019), som tog udgangspunkt i data frem til 2017. Baseret på samme model, opdateret med produktionsomfang frem til 2021, nye markedspriser og de landbrugs- og miljøpolitiske vilkår ud fra den fælles EU-politik og landbrugsaftalen omkring grøn omstilling af dansk landbrug, har Jensen (2023) lavet en fremskrivning til år 2040, men med årlige resultater frem til 2030. Scenariet 2027 – "standard" er fremskrivning til år 2027 fra Jensen (2023).

Tabel 2.2.3. Antal årsdyr og producerede grise (1000 stk.) opnået i 2018 og fremskrevet til 2027 i den tidligere baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020 -kap.2.2), opnåede værdier i 2021 for samme kategorier og tre scenarier fremskrevet til 2027 (denne rapport). Scenariet 2027 "standard" er baseret på Jensen (2023), mens scenariet 2027 "lav" med færre husdyr og scenariet 2027 "høj" med flere husdyr er fastsat ud fra usikkerhed omkring antal dyr i scenariet 2027 "standard".

Kilde	Baseline 2027 (tidligere rapport)		Opdatering af Baseline 2027(denne rapport)			
År	2018	2027	2021	2027		
	Forventet					
Scenarie	Opnået	(standard scenarie)	Opnået	Standard	Lav	Høj
Malkekøer, årsdyr	578	611	559	540	448	632
Ammekøer, årsdyr	87	85	76	78	62	94
Søer, årsdyr	1.026	889	1.020	938	891	985
Smågrise, producerede	32.319	32.982	32.551	30.989	29.436	32.542
Slagtegrise, producerede	17.365	17.477	17.971	16.112	15.305	16.919

I den seneste fremskrivning (Jensen, 2023) er usikkerheden på fremskrivningen diskuteret, men der er ikke angivet noget direkte konfidensinterval som i Jensen (2019). Som et estimat for usikkerheden på fremskrivningen i nærværende baseline er den relative usikkerhed på antal malkekøer (+/-17 %), ammekøer (+/-20 %) og grisesøer (+/-5 %) fra Jensen (2019) anvendt på de gennemsnitlige antal dyr i Jensen (2023) til at beregne to alternative scenarier. Ved beregninger i tabel 2.2.3 er der anvendt antal dyr fra Jensen (2023) i henholdsvis 2021- opnået og scenariet 2027 - standard og ovenstående konfidensintervaller til at beregne antal dyr i 2027 ved to scenarier. Scenariet 2027 - lav, hvor alle kategorier af husdyr er lavere end i 2027 - Standardscenariet og scenariet 2027 - høj, hvor der er flere husdyr af alle kategorier.

Foderbehov og mængden af husdyrgødning i tabel 2.2.4 er herefter beregnet ved at kombinere antal malke- og ammekøer og søer samt antal producerede smågrise og slagtesvin i Jensen (2023) med produktivitetsdata i tabel 2.2.1 og 2.2.2. Antal opdræt og producerede slagtekalve er beregnet ud fra antal pr. årsko. For malkekvæg er der regnet med 0,95 stk. årsopdræt og 0,4 stk. produceret ungtyr pr. årsko, mens der for ammekvæg er regnet med tilsvarende antal produceret ungtyr, men 0,9 stk. opdræt pr. årsko. Det samlede antal opdræt i 2021 bliver således på 599.000 årsdyr, og der produceres 254.000 ungtyr, hvilket samlet svarer til antal ungkvæg i alt på 845.000 stk. i Jensen (2023), forudsat en produktionstid på ca. 12 måneder for en ungtyr.

Forholdet mellem årssøer og henholdsvis producerede smågrise og producerede slagtesvin er ens i alle tre 2027-beregninger baseret på Jensen (2023). Det betyder, at andelen af producerede smågrise, der slagtes i Danmark, falder fra 55 % i 2021 til 52 % i 2027 i alle tre scenarier.

Tabel 2.2.4. Foderbehov og husdyrgødning opnået i 2021 og estimeret ved tre scenarier for fremskrivning af husdyrholdet til 2027.

År	2021		2027	
Scenarie	Opnået	Standard	Lav	Høj
<i>Kvæg</i>				
FE, mio.	6.104	6.054	5.010	7.097
Foderprotein, mio. kg	1.079	1.062	879	1.245
Gødning, N ab dyr (mio. kg)	131	127	105	149
<i>Svin</i>				
FE, mio.	7.079	6.175	5.866	6.484
Foderprotein, mio. kg	1.053	904	859	950
Gødning, N ab dyr (mio. kg)	93	74	70	77
<i>Danmark – kvæg og svin</i>				
FE, mio.	13.183	12.229	10.876	13.582
Foderprotein, mio. kg	2.132	1.966	1.738	2.195
Gødning, N ab dyr (mio. kg)	224	201	176	227
<i>Procent i forhold til 2021</i>				
FE		93 %	82 %	103 %
Foderprotein		92 %	82 %	103 %
Gødning, N ab dyr		90 %	78 %	101 %

Det totale foderbehov til kvæg og svin forventes at falde med 7 % fra 13.183 mio. FE i 2021 til 12.229 mio. FE i scenariet 2027 – standard, mens der er en stigning på 3 % ved scenariet 2027 – høj og en reduktion på 18 % i scenariet 2027 – lav. Mængden af foderprotein er lidt lavere i 2027 end i 2021, og udnyttelsen af foderprotein er lidt højere i 2027 end 2021, hvorfor N ab dyr reduceres med 10 % i scenariet 2027 – standard i forhold til 2021 og er næsten uændret ved scenariet 2027 – høj i forhold til 2021.

Konsekvenserne af variationen i fremskrivning af antal dyr på produktionen af husdyrgødning er betydelige, fra 176 mio. kg N til 227 mio. kg N. I tidligere Baseline (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) var niveauet højere, 202-259 mio. kg N, hvilket skyldes en kombination af små ændringer i udskillelse pr. dyr og forventningen til antal dyr. Anvendes antal dyr i alle kategorier i standardscenariet fra tidligere rapport i kombination med den estimerede gødningsmængde ab dyr i denne rapport, vil den samlede gødningsproduktion i Danmark være på 221 mio. kg N mod 231 mio. kg N i den tidligere rapport og de 201 mio. kg N i denne rapport for 2027.

Der er yderligere en usikkerhed knyttet til andelen af producerede smågrise, der eksporteres, hvor der i Jensen (2023) er regnet med en stigning på 3 %-enheder fra 2021 til 2027. Såfremt andelen øges til fx 2/3 af de producerede smågrise, og der dermed kun slagtes 1/3 af de producerede smågrise i Danmark, vil det reducere N i gødning med ca. 15 mio. kg N i 2027.

Foderafgrøder

Fordelingen af de i tabel 2.2.4 estimerede ændringer i behovet for FE til henholdsvis kvæg og grise på de enkelte afgrøder er beregnet på tilsvarende måde som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020).

Det betyder, at grovfoder antages at udgøre 60 % af FE i kvægholdet, svarende til en reduktion på 30 mio. FE grovfoder i scenariet 2027 – standard i forhold til 2021. Ændringer i grovfoder antages at være fordelt 50/50 mellem græs og majs. Den resterende del af det reducerede foderbehov til kvægholdet antages at være fordelt på importeret foder og dansk korn. Ved en fordeling 50/50 betyder det et mindre forbrug på 10 mio. FE dansk produceret korn til kvægholdet.

Dansk produceret korn antages at udgøre 60 % af foderbehovet til grise, svarende til, at der vil være et lavere behov på 542 mio. FE i scenariet 2027 – standard i forhold til 2021. Det samlede forbrug af dansk korn til foder reduceres således med 552 mio. FE, og import af foder reduceres med 372 mio. FE.

Ud fra de samme antagelser vil der ved scenariet 2027 – lav være et fald i grovfoderbehovet på 656 mio. FE og i behovet for korn på 947 mio. til kvæg og svin i forhold til 2021. Ved scenariet med højt antal husdyr vil der være et samlet merbehov på 398 mio. FE i forhold til 2021, fordelt med et merforbrug på 596 mio. FE grovfoder, men en reduktion i forbrug af korn på 158 mio. FE korn og en reduktion i importen af foder på 39 mio. FE.

Effekten af ovenstående ændringer i foderbehovet i forhold til arealanvendelsen er beregnet i nærværende rapport (afsnit 3.13).

2.3 Reference for udvaskning af nitrat i 2021

Forfatter: Jonas Rolighed

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

I denne rapport anvendes referenceudvaskning for nitrat på landbrugsjord fra 2021 som grundlag for fremskrivning af baseline-elementer til 2027.

Nitratudvaskningen er beregnet med NLES5-modellen (Børgesen et al., 2020 & 2022). NLES5 er en statistisk model til beregning af den årlige nitratudvaskning fra rodzonen.

NLES5 blev udviklet og kalibreret på baggrund af årlige data for nitratudvaskning, som er baseret på målte nitratkoncentrationer i jordvand på marker, der prøvetages kontinuerligt ved hjælp af sugeceller. Jordvandskoncentrationen ganges derefter med en beregnet afstrømning for at opgøre den samlede årlige nitratudvaskning. Afstrømningen er beregnet med den dynamiske Daisy-model (Abrahamsen & Hansen, 2000), som beskrevet i Børgesen et al. (2013). Data anvendt ved udvikling af modellen stammer primært fra Danmark.

NLES5 tager højde for effekterne af hovedafgrøden og vintervegetationen i udvaskningsåret samt året forinden. Derudover inkluderer modellen også effekterne af N-tilførsel i udvaskningsåret og gennemsnittet for de to foregående år. N-tilførsler omfatter mineralsk N fra handelsgødning og husdyrgødning, organisk N fra husdyrgødning, mineralsk og organisk N fra græssende dyr samt biologisk N-fiksering. Modellen skelner desuden mellem mineralsk N, der tilføres om foråret og om efteråret. Langsigtede effekter af N-tilførsel tages i betragtning gennem en effekt af det samlede N-indhold i det øverste jordlag samt jordens lerindhold. Desuden tager modellen højde for effekten af mængden af afstrømning i udvaskningsåret og året forinden.

Som input til modellen anvendes data fra de nationale landbrugsregistre, herunder det generelle landbrugsregister (GLR), der indeholder landbrugets indberetninger af afgrøder i forbindelse med ansøgning om hektarstøtte, samt indberetning af gødningsregnskaber til Landbrugsstyrelsen. Det ansøgte areal betragtes som det dyrkede areal i udvaskningsberegningen.

Til beregning af N-udvaskningen for referenceåret 2021 anvendes data for gødningsforbrug for planperioden 2020/2021 samt data for sædskifter fra planperioderne 2019/20, 2020/2021 og 2021/2022.

Indberetning af gødningsforbrug i gødningsregnskaberne omfatter det samlede forbrug på bedriftsniveau. Den enkelte bedrifts gødning fordeles i modelopsætningen på markerne via en algoritme, som er beskrevet i Rolighed (2023). I nærværende modelopsætning anvendes bedriftens gennemsnitlige N-tilførsel og beregnede N-fiksering for planperioden 2020/2021 som udtryk for den pågældende marks gennemsnitlige N-tilførsel og N-fiksering i de to foregående år.

Data om pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder på markniveau stammer fra indberetning til gødningsregnskabet via skemaet "Gødningskvote og Efterafgrøder" (GKEA). For målrettede efterafgrøder tages udgangspunkt i indberetning til Fællesskemaet.

Modellen er sat op for alle landets marker med data for afgrøder og gødningsforbrug indberettet for planperioden 2020/2021. For at opnå et udtryk for nitratudvaskningen under et gennemsnitsklima er der for hver mark med afgrøde- og gødningsdata beregnet en udvaskning med klimadata, der repræsenterer hvert enkelt år i perioden 1990-2016. Herefter er der beregnet en gennemsnitlig nitratudvaskning, som således repræsenterer udvaskningen for dyrkningsdata for 2021 ved et gennemsnitligt klima. Modelopsætningen er yderligere beskrevet i Rolighed (2023).

Den samlede nitratudvaskning for hele landbrugsarealet udgør 53 kg N/ha, mens nitratudvaskningen på omdriftsarealet alene udgør 58 kg N/ha. Nitratudvaskning på hovedvandoplandsniveau fremgår af tabel 2.3.1 og af bilag 3 for nitratudvaskning på kystvand-deloplandsniveau.

Beregningen af referenceudvaskning er behæftet med en betydelig usikkerhed. Blandt andet er der usikkerheder forbundet med input-data i form af gødningsmængder og antagelser vedrørende ammoniumindholdet i forskellige gødningstyper samt fordelingen af bedriftens gødning på marker i modelopsætningen. Dertil kommer usikkerheder på afstrømningsberegninger og på estimering af modelparametre.

Tabel 2.3.1. Dyrket areal, tildelt handelsgødning, husdyrgødning, N-fiksering og klimanormaliseret nitratudvaskning beregnet med NLES5 for 2021, fordelt på 23 hovedvandoplande afgrænset til oplandene defineret til genbesøg af vandområdeplanerne for 2021-2027.

	Hovedvandopland	Dyrket areal (1.000 ha)	Handelsgødning	Husdyrgødning (kg N/ha/år)	N-fiksering	Udvaskning
	Nordlige Kattegat, Skager-					
1.1	rak	140	62	93	18	58
1.2	Limfjorden	500	62	105	19	57
1.3	Mariager Fjord	36	60	79	21	49
1.4	Nissum Fjord	97	61	108	20	70
1.5	Randers Fjord	186	75	76	14	49
1.6	Djursland	54	82	65	14	50
1.7	Aarhus Bugt	51	97	49	13	43
1.8	Ringkøbing Fjord	207	61	112	20	72
1.9	Horsens Fjord	38	87	76	9	46
1.10	Vadehavet	249	56	117	21	68
1.11	Lillebælt/Jylland	145	78	79	12	50
1.12	Lillebælt/Fyn	68	81	75	11	45
1.13	Odense Fjord	71	86	70	10	44
1.14	Storebælt	35	96	60	11	38
1.15	Det Sydfynske Øhav	48	89	63	12	38
2.1	Kalundborg	57	92	49	12	36
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104	100	28	11	38
2.3	Øresund	20	73	23	13	33
2.4	Køge Bugt	46	115	32	12	33
2.5	Smålandsfarvandet	219	113	33	10	35
2.6	Østersøen	88	114	31	10	36
3.1	Bornholm	34	80	95	14	43
4.1	Vidå-Kruså	120	61	119	22	73

Beregningen af referenceudvaskning er behæftet med en betydelig usikkerhed. Blandt andet er der usikkerheder forbundet med input-data i form af gødningsmængder og antagelser vedrørende ammoniumindhold i forskellige gødningstyper samt fordelingen af bedriftens gødning på marker i modelopsætningen. Dertil kommer usikkerheder på afstrømningsberegninger og på estimering af modelparametre.

Tidligere beregninger af referenceudvaskning for året 2017, som er anvendt i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020), var i gennemsnit 8 kg/ha højere end den nuværende beregning for 2021. Dette kan der være flere årsager til. I Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) blev en tidligere version af modellen (NLES4) anvendt til beregningen. Dertil kommer, at forbruget af handelsgødning var næsten 40.000 ton N lavere i 2021 i forhold til 2017, samt at efterafgrødearealet var 66.000 ha større i 2021 i forhold til 2017 (se tabel 2.1.2 i afsnit 2.1). Den relative usikkerhed for NLES5 er desuden angivet til at være omkring 10 % på national skala (Børgesen et al., 2020) og må forventes at være højere ved opdeling på hoved- og kystvand-deloplandsniveau.

2.4 Forudsætninger, metode og datagrundlag

Forfatter: Gitte Blicher Mathiesen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Baseline udgør en fremskrivning af udviklingen i landbrugets produktionsforhold, virkemidler og mulige effekter af internationalt vedtagne konventioner. Baseline indeholder altså en fremskrivning eller prognose for de udvalgte virkemidler eller elementer, der tænkes at være implementeret på dyrkningsfladen i perioden frem til og med 2027. Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskningen vil ske med en vis tidsforsinkelse, og det giver sig selv, at effekten af baseline ikke vil have den estimerede effekt på kvælstofudledningen til kystvandet inden for baselineperioden, og den vil heller ikke have en ligelig fordeling over årene.

Fremskrivning af virkemidler og elementer kan være behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten er afhængig af internationale økonomiske konjunkturer og andre landes opfyldelse af konventioner. I dette afsnit gennemgås forudsætninger, metoder og datagrundlag, der er anvendt i denne opdatering af baseline 2027.

Metode

For hvert virkemiddel består effektvurderingen dels af en vurdering af virkemidlets udbredelse og dels af selve vurderingen af ændringen i nitratudvaskningen fra rodzonen og for vådområder, udtagning af lavbund og minivådområder. For fosfor opgøres effekt ift. udledning til ferskvand. Udbredelsen af virkemidlet kan være baseret på arealer, fx nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning eller andelen med økologisk dyrkning i et referenceår. Referenceåret er fastsat til 2021, hvor det dyrkede areal, afgrødefordeling og forbrug af gødning er baseret på landmændenes indberetninger til grundbetalingen og på gødningsregnskaberne. Den opgjorte reference for nitratudvaskning danner grundlaget for den af AU udarbejdede effekt for nedgang i det dyrkede areal grundet udvikling af byer og infrastruktur samt i skovrejsning for perioden 2022-2027. For biogas og husdyrgødning er grundlaget forbruget af husdyrgødning og andelen af denne, der bioforgasses. Trend i udbytter og i gødningsnormen til afgrøder er baseret på en analyse af eksisterende data fra 1990 og frem samt en fremskrivning for baselineperioden.

Effektvurderingen af ændring i udvaskningen er baseret på det eksisterende videngrundlag. Dette omfatter gennemførte målinger fra forsøg, der primært er foretaget under danske forhold. De anvendte forsøgsdata vil ofte være ret begrænsede i antal og i regional eller tidsmæssig dækning. De vil derfor ikke i alle henseender være fuldstændig repræsentativt dækkende i forhold til en opskalering til hele landet eller en nedskalering til de 23 hovedvandoplande. De anvendte forsøgsdata vil dog være det bedst mulige eksisterende faglige grundlag for den fremkomne effektvurdering.

For enkelte af virkemidlerne anvendes modelberegninger. Det gælder for ændringer i deposition, for effekten af bioforgasning og organisk affald. Som reference for nitratudvaskning i 2021 er den nye NLES5-model anvendt, mens der i sidste baseline blev anvendt NLES4. Den nye NLES5-model er usikkerhedsvurderet og valideret på uafhængige måledata, og marginaludvaskningen er specielt kalibreret på data fra forsøg med tilførsel af stigende N-mængde (Børgesen et al., 2020). Den gennemsnitlige marginaludvaskning på

landsplan ved N-tilførsel omkring normen i NLES4-modellen er estimeret til 18 % med en femårig tidshorisont, mens NLES5 estimerer en gennemsnitlig marginaludvaskning på 17 % med en treårig tidshorisont. Usikkerheden på marginaludvaskningen i NLES5, angivet som standardafvigelsen, er estimeret til 2,6 % point (Børgesen et al., 2020). Det betyder, at forskellen i estimater på marginaludvaskningen med de to modeller ligger inden for usikkerheden på NLES5-modellen. I forhold til den treårige marginaludvaskning, der beregnes med NLES5, har Sørensen & Christensen (2020) vurderet, at der sker en yderligere marginaludvaskning på i alt 1-2 % point i år 4-10 efter en ændring i tilførsel af mineralsk N.

Der er leveret data af Landbrugsstyrelsen til fordeling af husdyrefterafgrøder i 2021-2024 samt data fra både Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen for etablerede VP2 kollektive virkemidler i 2022 samt godkendte VP1- og VP2-projekter, der forventes at kunne blive etableret i baselineperioden 2023-2027. Vi har desuden af Miljøstyrelsen fået referencer for forventede arealer med skovrejsning fra klimafremskrivning 2021 (se bilag 2).

I effektvurderingen af de enkelte virkemidler er der taget hensyn til, at effekten vurderes at være indtruffet inden for en afgrænset tidshorisont på 5-10 år. Det betyder, at en del af effekten for de implementerede virkemidler eller ændringer i dyrkningsforhold må forventes først at påvirke nitratudvaskningen og dermed kvælstofudledningen til kystvande efter 2027.

Det har ikke været muligt at gennemføre aktuelle usikkerhedsberegninger for effektvurderingen af de enkelte virkemidler, da datagrundlaget hertil har været begrænset, bl.a. af forsøgsgrundlag, der kunne indgå i den type af beregninger. Der er derimod angivet et interval for udvaskningseffekten, hvor dette har været muligt.

Den regionale fordeling af virkemidlernes effekt på de 23 hovedvandoplande er baseret på hovedvandoplandenes aktuelle arealer, en fordeling af arealer eller det opgjorte forbrug af gødning baseret på landmændenes indberetning til enten grundbetalingen eller fra gødningsregnskaberne. Der har fx ikke været et tilstrækkeligt datagrundlag til at neddele effekt af nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning, økologi, ændring i kvælstof i husdyrgødning og ændring i udbytter og kvælstofgødningsnormer på kystvand-deloplande.

Afgrænsning af VP3-vandoplande

Til genbesøg af vandområdeplanerne 2021-2027 og derfor også til nærværende opdatering af baseline 2027 har Miljøstyrelsen opdateret afgrænsningen af de 109 kystvand-deloplande, som indgår i vandområdeplanerne 2021-2027, og som indgår i beregning af krav om indsats til reduktion af næringsstofudledning (Miljøministeriet, 2023).

Da vidensgrundlag for at neddele effekt af baselineelementer på kystvand-deloplansniveau er begrænset, har AU valgt fortrinsvis at fordele baselineelementerne på de 23 hovedvandoplande. For at Miljøstyrelsen kan neddele effekt af baselineelementer fra hovedvandoplande til de 109 kystvand-deloplande har AU beregnet reference for nitratudvaskning samt dyrket areal, dyrket økologisk areal, dyrket areal på j3-8, og forbrug af handelsgødning, kvæggylle, svinegylle, fast gødning og dybstrøelse for hvert af de 109 kystvand-deloplande.

For at AU kunne opgøre basineffekt for hovedvandoplande har det været nødvendigt at underinddele 8 kystvand-deloplande, da en delmængde af disse 8 oplande ikke kunne aggregeres entydigt op til de 23 hovedvandoplande. De 8 kystvand-deloplande er derfor blevet underinddelt således, at effekt for et givet hovedvandopland kunne fordeles til de dele af et kystvand-delopland, der lå inden for et givet hovedvandopland, og således fremkommer i alt 117 kystvand-deloplande, hvoraf det ene er i Tyskland.

De underinddelte kystvand-deloplande er:

- Delopland nr. 111, som nu er underinddelt i nr. 1111 og nr. 1112.
- Delopland nr. 200, som er underinddelt i nr. 2001 og nr. 2002.
- Delopland nr. 204, som er underinddelt i nr. 2041 og nr. 2042.
- Delopland nr. 208, som er underinddelt i nr. 2081 og nr. 2082.
- Delopland nr. 216, som er underinddelt i nr. 2161 og nr. 2162.
- Delopland nr. 217, som er underinddelt i nr. 2171 og nr. 2172.
- Delopland nr. 219, som er underinddelt i nr. 2191 og nr. 2192.
- Delopland nr. 231, som er underinddelt i nr. 2311 og nr. 2312.

Kort over nr. og navn på hovedvandoplande samt over nr. på kystvand-deloplande fremgår af figur 2.4.1, og placering af kystvand-deloplande i hovedvandoplande fremgår af tabel 2.4.1.

Tabel 2.4.1. Tabellen angiver kystvand-deloplandenes geografiske placering i hvert VP3-hovedvandopland, som de er afgrænset i nærværende rapport. Afgrænsning af hovedvandopland 1.2,1.4,1.7,1.8 og 1.9 afviger lidt fra den afgrænsning, Miljøstyrelsen benytter i VP3-genbesøg.

Hovedvandoplande		Kystvand-deloplande	Antal kystvand-delopland pr. hovedvandopland
Nr.	Navn	Nr.	
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	154 221 222 225	4
1.2	Limfjorden	157 158 232 233 234 235 236 238	8
1.3	Mariager Fjord	159 160	2
1.4	Nissum Fjord	129 130 131 133	4
1.5	Randers Fjord	136 137	2
1.6	Djursland	138 139 140 141	4
1.7	Århus Bugt	142 144 145 147 2192	5
1.8	Ringkøbing Fjord	132	1
1.9	Horsens Fjord	127 128 146	3
1.10	Vadehavet	107 119 120 121	4
1.11	Lillebælt/Jylland	101 102 103 104 105 106 108 109 110 113 114 122 123 124 125 2162 2172 2312	18
1.12	Lillebælt/Fyn	74 80 82 87 224 2161 2171 2311	8
1.13	Odense Fjord	59 62 92 93 2191	5
1.14	Storebælt	83 84 85 86 95 96	6
1.15	Det Sydfynske Øhav	68 72 89 90 212 214	6
2.1	Kalundborg	28 29 2002 2041	4
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	1 2 24 165	4
2.3	Øresund	6 205 2001	3
2.4	Køge Bugt	201	1
2.5	Smålandsfarvandet	16 17 18 25 34 35 36 37 38 45 206 207 2042 2081	14
2.6	Østersøen	44 46 47 48 49 209 2082	7
3.1	Bornholm	56 57	2
4.1	Vidå-Kruså	1111	1
4.1	Delopland i Tyskland	1112	1

I forbindelse med opdelingen af kystvand-deloplande blev dele af et enkelt kystvand-delopland, 219, ikke tilstrækkeligt opdelt. Dette kystvand-delopland blev opdelt i to, 2191 som ligger på Nordfyn og 2192, som udgør Samsø, Endelave og to oplande nær Horsens Fjord. De to oplande nær Horsens Fjord blev beregnet som tilhørende hovedvandopland 1.7 Århus Bugt, mens det mere korrekt hører til hovedvandopland 1.9 Horsens fjord (figur 2.4.1). Den anden del af kystvand-delopland 219, som udgør Samsø, blev korrekt knyttet til hovedvandopland 1.7 Århus Bugt. Der er desuden afvigelser mellem DCE's kort over hovedvandoplande og det oplandskort Miljøstyrelsen har udarbejdet til brug for VP3-genbesøg for hovedvandopland 1.2 (Limfjorden), 1.4 (Nissum fjord) og 1.8 (Ringkøbing fjord). Disse afvigelser udgør grænsedragningen ved henholdsvis Thyborøn by og den yderste klitrække langs vestkysten ved Ringkøbing Fjord og har derfor ikke betydning for landbrugsarealet og dermed ikke betydning for AU's beregning af baseline-effekten. Der er ikke fundet afvigelser ift. opdeling på de 109 kystvand-deloplande.

Da AU beregner effekt af baselineelementerne som en ændring i kg N/ha dyrket jord, andel af økologisk dyrkning i 2021 eller pr anvendt husdyrgødning/fastgødning og med samme metode uanset hovedvandopland, vil den uhensigtsmæssige opdeling være ubetydelig ift. fordeling af effekt af baselineelementerne til kystvand-deloplande, såfremt Miljøstyrelsen vælger at anvende de samme metoder for neddeling til kystvand-deloplande, som AU har valgt til fordeling på hovedvandoplande.

AU's metode til fordeling af hovedvandopland er beskrevet nedenfor:

Effekt af baselineelementer på ændring i nitratudvaskning af nedgang i dyrket areal og skovrejsning beregnes som reference for nitratudvaskning opgjort for dyrket jord i 2021 minus nitratudvaskning fra ophørt dyrkning eller rejst skov på landbrugjord (se afsnit 3.1 og 3.2 samt tabel 2.4.2).

Til beregning af nitratudvaskning fra ophørt dyrkning anvendes et interval mellem en udvaskning beregnet med relationen $0,431 \cdot \text{nitratudvaskning fra dyrket landbrug} - 12,8$ og en gennemsnitlig effekt på 12 kg N/ha. Denne metode er desuden anvendt i virkemiddelkataloget (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Tilsvarende tilgang kan Miljøstyrelsen vælge at anvende for kystvand-deloplande. Herved beregnes en nitratudvaskning fra ophørt dyrkning, der er relateret til forskelle i referencen for nitratudvaskning i de enkelte kystoplande.

Til beregning af nitratudvaskning fra statslig- og klimafond skovrejsning er det forventet, at ny skov rejses i oplande relativt ift. areal med eksisterende skov. Der er her taget udgangspunkt i andel af skov i hver hovedvandopland i 2022. Tilsvarende har AU leveret andel af skov på kystvand-deloplande. Til beregning af nitratudvaskning fra rejst skov på landbrugjord har AU anvendt gennemsnitlig 8 kg N/ha med et interval på 5-15 kg N/ha, hvilket udgør vidensgrundlaget i virkemiddelkataloget fra 2020 (Gundersen et al., 2020).

Til beregning af mindre nitratudvaskning ved økologisk dyrkning er der taget udgangspunkt i det økologisk dyrkede areal i 2021 fordelt på hvert hovedvandopland, og det er antaget, at øget økologisk dyrkning fordeler sig tilsvarende mellem disse oplande. Effekt på nitratudvaskning udgør gennemsnitligt 10,5 kg N/ha med et interval på 6-15 kg N/ha.

For beregning af effekt på nitratudvaskning for de øvrige baselineelementer – mindre husdyrgødning, udvikling i udbytter, ændring i gødningsnormer for tilførsel af kvælstof til afgrøder, ændring i udbringningstidspunkter for fast gødning – har AU anvendt den samme metode, og effekten fordeles enten med det dyrkede areal eller forbrug af gødning i de enkelte hovedvandoplande (tabel 2.4.2).

For beregning af effekt udvikling i udbytter fordeles effekt på nitratudvaskning, ift. det dyrkede areal i hvert hovedvandopland. AU har leveret det dyrkede areal for hvert kystvand-delopland.

For beregning af effekt ændrede kvælstofnormer fordeles denne ift. det dyrkede areal i hvert hovedvandopland.

For beregning af forbud mod udbringning af fastgødning er den landsdækkende effekt på nitratudvaskningen på intervallet 1.056-1.760 ton N/år fordelt på hovedvandoplande i forhold til sum af registreret udbringning af kategorierne fast gødning, dybstrøelse samt fjerkrædybstrøelse i de enkelte oplande. Data er fra gødningsregnskaber 2021 (udtræk af data er foretaget af AU). AU har leveret sum af registreret udbringning af kategorierne fast gødning, dybstrøelse samt fjerkrædybstrøelse for hvert kystvand-delopland.

For udvikling i udbytter beregnes nitratudvaskning som 0,08-0,19 kg N/ha dyrket areal i hvert hovedvandopland. AU har leveret det dyrkede areal for hvert kystvand-delopland.

Til effekt af mindre husdyrgødning beregnes procentvis ændring i nitratudvaskning ift. N ab lager af kvæg og svinegylle i 2021 med:

Kvæg: -0,14 (-0,92-0,29)

Grise: -1,01 (-1,22 - -0,85)

Det betyder, at Miljøstyrelsen kan beregne effekten af baselineelementerne for hvert kystvand-delopland med samme tilgang, som AU har anvendt til neddeling til hovedvandopland, og herved kan udnytte, at AU for hvert kystvand-delopland har opgjort reference for nitratudvaskning, dyrket areal, dyrket areal med økologisk dyrkning, forbrug af husdyrgødning samlet og forbrug af fastgødning, inkl. dybstrøelse for hvert kystvand-delopland.

Effekt af ændring i deposition er af AU beregnet for hvert kystvand-delopland, så dette baselineelement er på det niveau for kystvand-deloplande, som Miljøstyrelsen har brug for. Effekt af de kollektive drænvirkemidler og klimalavbund er ikke påvirket af den manglende opdeling af kystvand-delopland 219 og herefter tilknytning af kystvand-delopland 2192 til hovedvandoplande.

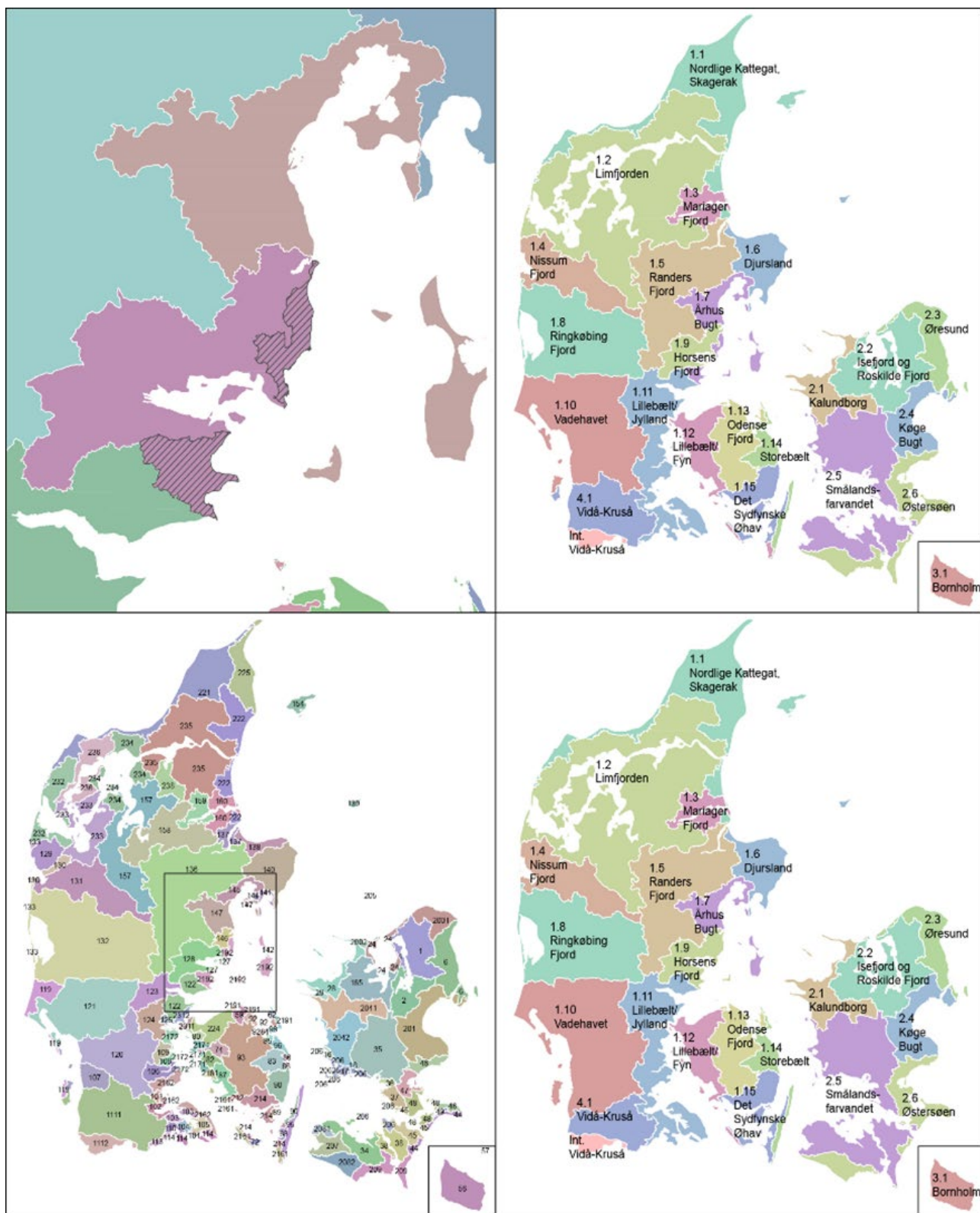
For effekt af nedgang i dyrket areal og skovrejsning på udledning af fosfor til vandløb er metoden også relateret til antal hektar med nedgang i det dyrkede areal, areal med skovrejsning og for pløjefri dyrkning relateret til dyrkning på jlb3-8, idét lerjorde har højere risiko for P-tab via erosion.

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

I nærværende opdatering af baseline har AU beregnet en lidt anden fosfor-baselineeffekt for de to hovedvandoplande 1.7 Aarhus Bugt og 1.9 Horsens Fjord ud fra DCE's afgrænsning af de to hovedvandoplande, end hvis MSTs afgrænsning af disse var anvendt. MST kan, på baggrund af en vurdering af variationen i transportvejene indenfor hovedvandoplande, vælge at opgøre fosfor-baseline effekt dis-aggregeret indenfor hovedvandoplande, f.eks. for kystvand-delooplande eller søoplande. Dette kan gøres på grundlag af den eksisterende kortlægning af fosforrisiko, idet kortlægningen foreligger på ID15-oplandsniveau. MST kan endvidere inddrage ny viden fra arbejdet med 'second opinion', der peger på at specifikke kystafsnit i højere grad nu end tidligere erkendt udviser fosforbegrænsning for algeproduktion (COWI, 2023). Disse kystafsnit har en mindre geografisk afgrænsning end opgørelserne for hovedvandoplande i nærværende baselinerapport. En oversigt over baselineelementer og den anvendte metode til beregning af effekt og til fordeling af effekt på hovedvandoplande er givet i tabel 2.4.2.

Tabel 2.4.2. Anvendt metode til beregning af nitratudvaskning fra rodzonen (kg N/ha) og fosforudledning til vandløb for baselineelementer og -parametre anvendt til fordeling på hovedvandoplande.

Baselineelement	Metode	Effekt af baselineelement og skalering til hovedvandopland
Nedgang i dyrket areal – afsnit 3.1	Interval for nitratudvaskning ved ophør af dyrkning beregnet med relationen: $0,431 \cdot \text{nitratudvaskning fra landbrug}$ -12,8 og på 12 kg N/ha.	Referenceudvaskning for hvert hovedvand-opland minus nitratudvaskning fra ophørt dyrkning i hvert hovedvandopland.
Skovrejsning – afsnit 3.2	Nitratudvaskning for rejst skov på landbrugsjord: Gennemsnitlig 8 kg N/ha og med et interval på 5-15 kg N/ha.	Referenceudvaskning for hvert hovedvand-opland minus nitratudvaskning fra rejst skov på landbrugsjord.
Økologi – afsnit 3.5	Nitratudvaskning for økologisk dyrkning: Gennemsnitlig 10,5 kg N/ha og med et interval på 6-15 kg N/ha.	Relateret til areal med økologisk dyrkning i 2021 og stigning i areal med økologisk dyrkning frem til 2027.
Udbytter – afsnit 3.13	Udvikling i kvælstofudbytter på mellem 0,4 til 0,6 kg N/ha/år, svarende til 2,4 til 3,6 kg N/ha for den seksårige baselineperiode. Relationen mellem kvælstofoverskud og nitratudvaskning estimeres på samme måde som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020), hvor nitratudvaskning ift. ændret kvælstofoverskud er vurderet til 22-32 %. Den årlige stigning i kvælstofudbytte på 0,4-0,6 kg N/ha giver et fald i nitratudvaskning fra rodzonen på 0,08-0,19 kg N/ha ($0,4 \times 0,22$ kg N/ha til $0,6 \times 0,32$ kg N/ha).	Effekt på nitratudvaskning er fordelt ift. det dyrkede areal i hvert hovedvandopland.
Ændring af gødningsnormer for tilførsel af kvælstof til afgrøder – afsnit 3.13	Effekten på nitratudvaskningen er estimeret som en gennemsnitlig marginaleffekt af tilført N på 17 % over de første tre år efter tilførsel (Børgesen et al., 2020) plus en effekt år 4-10 efter tilførsel på 2 % (Sørensen & Christensen, 2020). Det giver en gennemsnitlig udvaskningsfaktor på ændret N-norm på 19 %, set over en 10-årig horisont. Børgesen et al. (2020) angiver en usikkerhed på marginaludvaskningen (middel: 17 %) på 2,5 %-point, og der regnes her med et usikkerhedsinterval på 16-22 % på den gennemsnitlige udvaskningsfaktor over 10 år.	Effekten er fordelt i forhold til det dyrkede areal.
Husdyrgødning Procentvis ændring i nitratudvaskning ift. N ab lager i 2021 – afsnit 3.9 Forbud mod udbringning af fast gødning – afsnit 3.10	Ændring i udnyttet kvælstof i husdyrgødning opdelt på kvæg og svin. Andel mineraliseret N over 10 år, andel af mineraliseret N udvasket som nitrat, opdelt på grise og kvæg. Sørensen et al. (2020) vurderede effekten af et forbud mod udbringning af fast organisk gødning om efteråret til en samlet reduktion i nitratudvaskning fra rodzonen på 1.408 ton N/år.	Procentvis ændring i nitratudvaskning ift. N ab lager af kvæg og svinegylle i 2021. Kvæg: -0,14 (-0,92-0,29). Grise: -1,01 (-1,22 - -0,85). Effekten på 1.408 ton N/år er fordelt på hovedvandoplande i forhold til registreret udbringning af kategorierne fast gødning, dybstrøelse samt fjerkrædybstrøelse i de enkelte oplande ifølge gødningsregnskaber fra 2021 (udtræk af data lavet af AU).
Fosfor		
Nedgang i dyrket areal – afsnit 3.1		Relateret til nedgang i dyrket areal.
Skovrejsning – afsnit 3.2		Relateret til areal med skovrejsning.
Pløjefri dyrkning		Dyrket areal og P-tab på jb3-8.



Figur 2.4.1. Kort med kystvand-deloplande 219 (øverst tv), kort med afgrænsning af hovedvandoplande, hvor kystnære arealer ved Horsens Fjord er sammen med hovedvandopland 1.7 Århus Bugt (øverst t.h.), som det er gjort i nærværende opdatering af baseline 2027, og nederst t.h., hvor disse arealer er inden for hovedvandopland 1.9 Horsens Fjord, hvor de hører til. Desuden afgrænsning af deloplande (nederst t.v.).

Samlet betyder den uhensigtsmæssige opdeling af kystvandddelopland 219, at der kan være en lille effekt på fordeling af baselineelementerne mellem de to hovedvandoplande 1.7 og 1.9. Det vurderes ikke, at den estimerede baselineeffekt for kvælstof og fosfor for hovedvandopland 1.2, 1.4 og 1.8 vil

være påvirket af afvigelsen mellem Miljøstyrelsen's afgrænsning af hovedvandoplande og den her benyttede.

Fordeling af baselineeffekt for kvælstof på de 109 kystvand-deloplande vil ikke være påvirket af den uhensigtsmæssige opdeling af kystvandopland 219, eller af afvigelserne i opddeling på de resterende hovedvandoplande. Afvigelserne i kortgrundlag på hovedvandoplandsniveau vurderes derfor ikke at få betydning for den baselineeffekt, der indregnes i opdatering af vandområdeplanerne 2021-2027.

Ift. fosfor har AU som før nævnt beregnet en lidt anden effekt for de to hovedvandoplande 1.7 Aarhus Bugt og 1.9 Horsens Fjord ud fra DCE's afgrænsning af de to hovedvandoplande, end hvis MSTs afgrænsning af disse var anvendt. Der er dog en betydelig usikkerhed på bestemmelsen af fosfortabet ad de forskellige transportveje og det vil derfor være relevant at opveje denne usikkerhed ift. hvor detaljeret et geografisk niveau, det er formålstjenligt at beregne baselineeffekten af fosfor for.

De baselineeffekter, der præsenteres i tabellerne i de enkelte kapitler på hovedvandoplandsniveau, følger den her beskrevne afgrænsning, der således ikke er i fuld overensstemmelse med afgrænsningen til VP3-genbesøget. Dette kommenteres ikke yderligere i tabellerne under de enkelte kapitler, men det noteres i samletabellen 3.17.1, at afgrænsningen af hovedvandopland 1.7 og 1.9 kan påvirke fordelingen af effekt mellem disse hovedvandoplande lidt.

3 Baselineelementer

3.1 Nedgang i det dyrkede areal

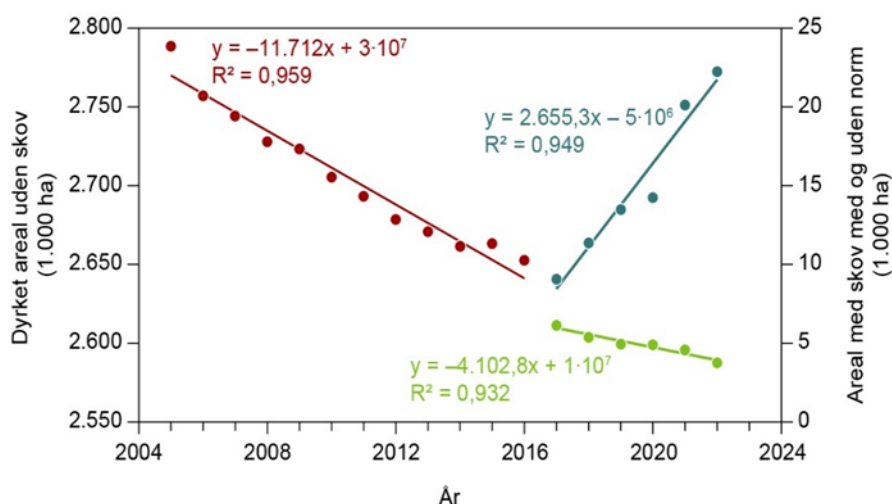
Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen, & Goswin Heckrath

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Størrelsen af det dyrkede areal er ikke konstant, men bliver gradvist mindre. Det skyldes, at landbrugsarealer inddrages til skovrejsning, byudvikling og infrastruktur som fx motorveje. Landbrugsareal er her defineret som det areal, der får landbrugsstøtte.

En fremskrivning af nedgang på 0,08 % om året i det dyrkede areal grundet byudvikling og infrastruktur er forudsat af IFRO (Jensen, 2023). Det svarer til en nedgang på i alt 12.521 ha for perioden 2022-2027. For denne seks-årsperiode bliver den gennemsnitlige årlige nedgang herved 2.087 ha, hvilket er godt 7.000-8.000 ha mindre end den estimerede årlige nedgang på knap 9.000 og godt 10.000 ha for perioden 2008-2018, som blev anvendt i opdatering af baseline 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2020) og i baseline 2027 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Det dyrkede areal med landbrugsstøtte udgjorde i 2021 i alt 2.619.000 ha. Hvis der tages udgangspunkt i det dyrkede areal uden skov for perioden 2017-2022 (grønne symboler på figur 3.1.1), findes en årlig nedgang på ca. 4.100 ha. En del af denne nedgang skyldes udtagning til skovrejsning, som stiger årligt med 2.655 ha (lilla symboler på figur 3.1.1). Det tyder derfor på, at antagelsen om en noget mindre nedgang i det dyrkede areal i Jensen (2023) nogenlunde svarer til de indberettede data for det dyrkede areal til grundbetalingen for 2017-2021. Effekt af nedgang i det dyrkede areal grundet øget skovrejsning er indregnet under baselineelementet skovrejsning i afsnit 3.2. Fremskrivning for nedgangen i dyrket areal frem til 2027 er fordelt på de 23 hovedvandoplande i forhold til det dyrkede areal i oplandene i 2021.

Figur 3.1.1. Udvikling i det dyrkede areal uden skov opdelt i to perioder, henholdsvis 2005-2016 (røde symboler) og 2017-2022 (grønne symboler) samt udvikling i skov (lilla symboler, arealer med og uden norm) i perioden 2017-2022 samt lineær regression med angivelse af ligning for nedgang i de viste arealer. Bemærk, at de lilla symboler er tilknyttet 2. y-akse. Data er baseret på landmænds indberetning til grundbetalingen.



Effekt på nitratudvaskning

Reduktionen i nitratudvaskningen ved udtagning af landbrugsarealer til byudvikling og infrastruktur, opgøres som den gennemsnitlige nitratudvaskning fra landbrugsarealer fratrukket baggrundsudvaskningen på 12 kg N/ha jf. kvælstofvirkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020). Nitratudvaskningen for det dyrkede areal, der får landbrugsstøtte, udgør 53 kg N/ha og for omdriftsarealet godt 56 kg N/ha opgjort som en modelberegning med NLES5 (se afsnit 2.4). I nærværende rapport gennemføres de samme to beregninger for baggrundsudvaskning ved udtagning som i opdatering af baseline 2021 samt seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen et al., 2020 og Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Beregning A, hvor baggrundudvaskningen udgør 12 kg N/ha, uanset hvor i landet landbrugsarealet ligger, og beregning B, hvor baggrundsudvaskningen varierer, og hvor datagrundlaget udgøres af den målte nitratudvaskning fra arealer, der tidligere har været landbrug.

Generelt er der meget få målinger af udvaskningen efter permanent udtagning. Alligevel viser målingerne, at det er ret afgørende for udvaskningens størrelse, om arealet tidligere er dyrket intensivt med tilførsel af husdyrgødning, eller om der kun er anvendt handelsgødning, og om arealet ligger i et område med høj eller lav nedbørsmængde (Eriksen et al., 2020). Der er derfor i nærværende beregning B foretaget en skalering af baggrundsudvaskningen i forhold til udvaskningens størrelse. Det er antaget, at for hovedvandoplande med den gennemsnitligt laveste årlige udvaskning fra landbrug på 33,2 kg N/ha vil baggrundudvaskningen ved permanent udtagning være lavest, og tilsvarende for det hovedvandopland med den højeste årlige udvaskning på 73,1 kg N/ha vil baggrundudvaskningen være på det høje niveau. Herved fås to punkter med lav og høj baggrundudvaskning, hhv. 1,5 og 18,7 kg N/ha/år. Disse tal for baggrundsudvaskningen er opgjort som middel af udvaskning ved permanent udtagning med 4-14 års tidshorisont (jf. tabel 1 i Blicher-Mathiesen et al., 2020, Virkemiddelkatalog Permanent udtagning).

Relationen mellem de to punkter anvendes til at beregne baggrundudvaskningen for de øvrige hovedvandoplande, Relation: $0,431 \cdot \text{Udvaskning fra landbrug} - 12,8$. Beregningen er forholdsvis simpel, men giver formentlig et mere korrekt regionalt niveau for baggrundsudvaskningen og dermed en bedre forventet effekt af permanent udtagning af landbrugsarealer end hvis der bruges et fast tal for baggrundsudvaskningen (scenarie A). Det er dog meget usikkert, hvor præcise disse antagelser og beregninger reelt er.

Det anbefales derfor, at der fremadrettet gennemføres mere systematiske målinger af baggrundsudvaskningens størrelse fra arealer, der udtages af landbrugsproduktion – dvs. målinger, som kan bidrage til at kvalificere ovennævnte antagelser og beregninger.

For hele landet forventes der som før nævnt et mindre landbrugsareal på 12.521 ha i 2027 i forhold til 2021 grundet landbrugsarealer, der overgår til byudvikling og infrastruktur. Nedgangen vil give en mindre udvaskning på mellem 513 og 538 ton N (tabel 3.1.1). Der er imidlertid knyttet en stor usikkerhed til denne fremskrivning af nedgang i det dyrkede areal grundet byudvikling og infrastruktur.

Det forventes dog, at nogle landbrugsarealer vil overgå til denne anvendelse af arealet, men der vil eventuelt blive inddraget andre ekstensive arealer til dyrkning. For de fire år 2018 til 2021 har det dyrkede areal været på nogenlunde

samme størrelse, hvor der netto ikke er en nedgang, se afsnit 2.1, tabel 2.1 i nærværende rapport.

Fremskrivning for nedgang i det dyrkede areal og effekten på udvaskning for 23 hovedvandoplande fremgår af tabel 3.1.1, hvor afgrænsning af de 23 oplande er for VP3-oplande 2021-2027 (genbesøg).

Tabel 3.1.1. Fremskrivning af nedgang i det dyrkede areal grundet byudvikling og øget infrastruktur og effekt på udvaskning for 2022-2027 og fordelt på 23 hovedvandoplande med geografisk afgrænsning til vandområdeplaner 2015-2021. Reduktion i udvaskning beregnet på basis af henholdsvis fast baggrundsudvaskning (A) og variabel baggrundsudvaskning for hvert opland (B). Selvom udvaskning er angivet ens for de to baggrundsudvaskninger A og B, kan sumtal for mindre udvaskning være forskellige grundet forskellige decimaler for A og B – se fx data for oplande 1.1 og 1.2. Et positivt tal for udvaskning angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

VP3 Hovedvandoplande					Nitratudvaskning			Fremskrivning 2022-2027 Mindre udvaskning ved udtagning			
Nr.	Navn	Dyrket	Dyrket	Nedgang i dyrket areal:	Landbrug 2021	Baggrund, A Ens 12 (kg N/ha)	Baggrund B Variabel 1,5-18,7 kg N/ha	A	B	A	B
		2021	2027	By og infrastruktur				(kg N/ha)	(ton N)	(kg N/ha)	(ton N)
		(ha)	(ha)	(ha)							
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	139.736	139.066	669	58	12	12	46	46	31,1	30,8
1.2	Limfjorden	499.970	497.575	2.395	57	12	12	45	45	107,3	108,1
1.3	Mariager Fjord	35.833	35.661	172	49	12	8	37	41	6,4	7,0
1.4	Nissum Fjord	96.866	96.402	464	70	12	17	58	53	26,9	24,4
1.5	Randers Fjord	186.326	185.434	893	49	12	8	37	41	33,0	36,3
1.6	Djursland	53.752	53.495	257	50	12	9	38	41	9,8	10,6
1.7	Århus Bugt	51.434	51.188	246	43	12	6	31	37	7,5	9,1
1.8	Ringkøbing Fjord	207.118	206.125	992	72	12	18	60	54	59,3	53,2
1.9	Horsens Fjord	39.467	39.277	189	46	12	7	34	39	6,4	7,4
1.10	Vadehavet	248.996	247.804	1.193	68	12	17	56	52	67,0	61,5
1.11	Lillebælt/Jylland	144.959	144.264	694	50	12	9	38	41	26,2	28,5
1.12	Lillebælt/Fyn	67.747	67.423	325	45	12	6	33	38	10,6	12,4
1.13	Odense Fjord	71.046	70.706	340	44	12	6	32	38	10,9	12,9
1.14	Storebælt	35.074	34.906	168	38	12	4	26	34	4,4	5,8
1.15	Det Sydfynske Øhav	47.776	47.547	229	38	12	3	26	34	5,8	7,8
2.1	Kalundborg	57.192	56.918	274	36	12	3	24	33	6,6	9,1
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104.100	103.602	499	38	12	4	26	35	13,0	17,2
2.3	Øresund	20.163	20.067	97	33	12	2	21	32	2,0	3,1
2.4	Køge Bugt	46.173	45.952	221	33	12	2	21	32	4,7	7,0
2.5	Smålandsfarvandet	218.451	217.404	1.046	35	12	2	23	33	23,9	34,1
2.6	Østersøen	87.882	87.461	421	36	12	3	24	33	10,0	14,0
3.1	Bornholm	34.032	33.869	163	43	12	6	31	37	5,1	6,1
4.1	Vidå-Kruså	119.570	118.997	573	73	12	19	61	54	35,0	31,2
Hele landet		2.613.662	2.601.141	12.521				513 538			

Effekt på fosforudledning

Det samlede fosfortab fra et opland kan opdeles i bidrag fra forskellige kilder. Landbrugsbidraget er det fosfortab, som antages direkte at skyldes dyrkning og dyrkningsrelaterede aktiviteter i landskabet. Landbrugsbidraget antages at blive reduceret i samme omfang, som det dyrkede areal reduceres. Landbrugsbidraget er sammensat af en række enkeltbidrag: tab ved erosion, udvaskning gennem jordmatricen, tab via makroporer til dræn og tab fra dyrket, organisk lavbund. Disse bidrag er kortlagt af Andersen & Heckrath (2020). Hertil kommer en række mindre bidrag, som kun er skønnet på landsniveau: tab via vinderosion, overfladisk afstrømning og via grundvand fra dyrkede arealer. De rumligt distribuerede bidrag fra Andersen & Heckrath (2020) er summeret pr. hovedvandopland. De bidrag, som det kun har været muligt at skønne på landsniveau, er derefter lagt til med den samme relative værdi, som de har på landsniveau. Det samlede bidrag er derefter omregnet til et arealvægtet landbrugsbidrag ved at dividere med størrelsen af det dyrkede areal pr. hovedvandopland. Effekten er slutteligt fundet ved at gange den forventede nedgang i dyrket areal med det arealvægtede landbrugsbidrag. Opgørelsen af landbrugsbidraget er behæftet med en betydelig usikkerhed. Således beregner Andersen & Heckrath (2020) det samlede danske landbrugsbidrag til 683 ton P/år med et 95 %-konfidensinterval på 293-888 ton P/år. Ved regionale opgørelser må der forventes større usikkerhed.

Fordeling af effekt på hovedvandoplande

Fordelingen af effekt på fosforudledning af reduktion i det dyrkede areal på de 23 hovedvandoplande fremgår af tabel 3.1.2.

Prognosen for nedgang i det dyrkede areal i perioden 2022-2027 er et samlet areal på 14.600 ha. Effekten heraf vil være en reduktion i fosforudledningen med knap 4.000 kg P (tabel 3.1.2). Dette resultat er betydeligt lavere end resultatet i forrige baseline på 21.700-24.900 kg P. Den store forskel skyldes det mindre estimat for udviklingen i nedgangen i det dyrkede areal for perioden 2022-2027, som nævnt ovenfor.

Tabel 3.1.2. Prognose for kumuleret effekt på fosforudledning til vandløbskant af nedgang i det dyrkede areal frem til 2027 i forhold til 2021. Positive tal for effekt angiver en reduktion i udvaskningen.

	Hovedvandopland	Dyrket areal		Nedgang dyrket areal	Effekt af nedgang i dyrket areal
		2021	Landbrugsbidrag		
		1.000 ha	kg P/ha/år	ha	kg P
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	139,7	0,36	669	240
1.2	Limfjorden	500,0	0,28	2.395	680
1.3	Mariager Fjord	35,8	0,15	172	25
1.4	Nissum Fjord	96,9	0,22	464	100
1.5	Randers Fjord	186,3	0,33	893	290
1.6	Djursland	53,8	0,31	257	80
1.7	Aarhus Bugt	51,4	0,22	246	55
1.8	Ringkøbing Fjord	207,1	0,23	992	230
1.9	Horsens Fjord	39,5	0,28	189	50
1.10	Vadehavet	249,0	0,25	1.193	290
1.11	Lillebælt/Jylland	145,0	0,31	694	220
1.12	Lillebælt/Fyn	67,7	0,23	325	75
1.13	Odense Fjord	71,0	0,24	340	80
1.14	Storebælt	35,1	0,24	168	40
1.15	Det Sydfynske Øhav	47,8	0,26	229	60
2.1	Kalundborg	57,2	0,35	274	95
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104,1	0,24	499	120
2.3	Øresund	20,2	0,26	97	25
2.4	Køge Bugt	46,2	0,20	221	45
2.5	Smålandsfarvandet	218,5	0,22	1.046	230
2.6	Østersøen	87,9	0,21	421	90
3.1	Bornholm	34,0	0,06	163	10
4.1	Vidå-Kruså	119,6	0,31	573	180
Hele landet		2.613,7		12.521	3.310

¹ Landbrugsbidraget for Bornholm er underestimeret, da fosfortab ved udvaskning og ved transport gennem makroporer til dræn ikke har kunnet beregnes, da der ikke var drænaftstrømningsdata til rådighed.

3.2 Skovrejsning

Forfattere: Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen & Goswin Heckrath

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Hvert år rejses der ny skov i Danmark. Det betyder, at der hvert år i baseline-perioden 2022-2027 rejses skov, der vil reducere udvaskning af nitrat og kvælstof fra rodzonen.

I denne opdatering af baseline 2027 tages udgangspunkt i det scenarie for skovrejsning, som indgår i Energistyrelsens rapport om klimastatus og- fremskrivning for Danmarks udledning af drivhusgasser frem til 2035 (Energistyrelsen, 2023). Heri indregnes den skovrejsning, der kan etableres for kendte økonomiske midler og bindende politiske aftaler. I Klimafremskrivning 2023 opdeles midler til skovrejsning på statslig skovrejsning, privat skovrejsning med tilskud eller økonomisk støtte fra Klimaskovfonden. Prognose for skovrejsning i Klimastatus og fremskrivning 2023 er baseret på den fremskrivning af klimagasudledning og kulstofoptag for de danske skove, som varetages af Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet

(Johannsen et al., 2022). Heri forudsættes, at statslig skov rejses to år, efter at der er givet økonomisk tilsagn, idet der først skal købes jord samt afsættes tid til inddragelse af kommuner og borgere. De økonomiske midler til statslig skovrejsning omfatter ordinære midler på finansloven, som medfører, at Naturstyrelsen hvert år planter skov på ca. 200 ha (se bilag 2, afsnit 1.4)¹. For skovrejsning, der finansieres af klimaskovfonden, indgår hektar, der kan etableres for den statslige indskudskapital (Miljøministeriet, 2020) og et tilsvarende forventet indskud fra private investorer samt desuden bevilling i 2022 til klimakompensation for statslige flyrejses for 2020. I finanslov for 2023 blev der yderligere afsat midler til ca. 200 ha skovrejsning som klimakompensation for statslige flyrejses foretaget i 2021. Da skovfremskrivningen blev foretaget i 2022, indgår disse 200 ha ikke i den anvendte fremskrivning af skovrejsning. Historisk har der været rejst skov i Danmark uden om de førnævnte finansieringskilder. Denne skovrejsning er ikke indregnet i den her anvendte fremskrivning af skovrejsning.

Imidlertid indgår offentlige økonomiske midler til den private skovrejsning som en indsats for mindre kvælstofudledning i VP3 (bilag 2, afsnit 1.4). Derfor indgår denne del af skovrejsningen ikke i nærværende opdatering af baseline 2027. Derimod indgår godkendte projekter i 2016-2021 til skovrejsning for VP2-midler, som dog skal fratrækkes realiserede arealer med skovrejsning i referenceåret 2021. Miljøstyrelsen har beregnet areal for realiserede, godkendte og ansøgte projekter til skovrejsning for 2021 og 2022 samt realiseret areal med skovrejsning alene for 2021. Disse data er fordelt på hovedvandoplande (Bilag 2), og AU har beregnet forskellen, som giver forventet areal med privat skovrejsning for VP2-midler frem til 2027 (tabel 3.2.1).

I denne opdatering af baseline 2027 omfatter skovrejsning derfor økonomisk støtte fra statslig skovrejsning, skovrejsning i regi af Klimaskovfonden samt privat skovrejsning for VP2-midler. Idet referenceåret for opdatering af baseline udgør 2021, forventes det, at der rejses statslig skov på 1.640 ha, skov i regi af klimaskovfonden på 3.055 ha og privat skovrejsning på 5.165 ha for VP2-midler, i alt 9.860 ha i perioden 2022-2027 (tabel 3.2.1) Det giver en årlig skovrejsning på 1.643 ha for førnævnte periode. Hvis den private skovrejsning indgik, blev det årligt 3.928 ha.

Tabel 3.2.1. Areal med skovrejsning (ha) opdelt på privat skovrejsning med tilskud, statslig skovrejsning og skov rejst med tilskud fra Klimaskovfonden for perioden 2021-2027 og summeret for baselineperioden 2022-2027.

Areal (ha)	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2022-2027
Privat skovrejsning med tilskud	1.000	2.000	2.000	2.000	2.570	2.570	2.570	13.710
Indgår i Opdatering af baseline 2027								
Statslig skovrejsning	210	250	280	300	270	270	270	1.640
Klimaskovfonden	0	100	400	500	655	700	700	3.055
Privat skovrejsning VP2								5.165
Skovrejsning i alt		2.350	2.680	2.800	3.495	3.540	3.540	23.570
Statslig skovrejsning, Klimaskovfond og privat skovrejsning VP2								9.860

¹ De nye statsskove etableres oftest ved, at Naturstyrelsen køber private landbrugsarealer. Størstedelen af arealerne tilplantes med skov, men 20-40 % af de nye statsskove naturgenoprettes som enge, søer og vandløb. Naturstyrelsen kan evt. overtage kommunale landbrugsarealer eller arealer købt af vandværker. Køb af private arealer sker kun gennem frivillig handel. Ekspropriering er ikke tilladt.

I den tidligere baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) blev der regnet på to scenarier for udvikling i arealet med skovrejsning 2019-2027. I det første scenarie blev det antaget, at den hidtidige stigning i arealet med skovrejsning opgjort til 1.900 ha årligt fortsatte frem til og med 2027 (Johannsen et al., 2019), og i det andet scenarie blev der indregnet en årlig stigning i skovarealet på 3.200 ha, som er den vedtagne målsætning om, at skovarealet skal udgøre 20-25 % af Danmarks areal i 2070-2090. Sidstnævnte scenarier ligger lidt lavere end den beregnede årlige skovrejsning opgjort i denne rapport for alle ordninger, inklusive den private skovrejsning, der i alt er opgjort til 3.928 ha, (23.570 ha divideret med seks år).

Der er derfor knyttet en vis usikkerhed til fremskrivning ift., om der reelt kan købes den forudsatte mængde landbrugsjord for de afsatte midler til skovrejsning (bilag 2, afsnit 1.4).

I nærværende baselinerapport fordeles arealet med statslig og klimafondskovrejsning på de 23 hovedvandoplande i forhold til andelen af skov i de enkelte hovedvandoplande i 2022. Arealet af skov er opgjort på basis af skovlaget i det fælles offentlige datagrundlag GeoDanmark, version 2022.

Effekt på kvælstofudvaskning

Kvælstofudvaskningen fra gammel skov er generelt væsentligt mindre end fra landbrugsjord. Landbrugsjord indeholder typisk meget organisk bundet kvælstof, der efter skovtilplantning kan omsættes og udvaskes. Derfor udvaskes der mere kvælstof fra skov rejst på landbrugsjord end fra gammel skov. Udvaske-ning fra skov rejst på landbrugsjord vurderes med det nuværende datagrundlag at ligge på 8 kg N/ha som gennemsnit for en omdrift og inden for et interval på 5-15 kg N/ha (Eriksen et al., 2020, Gundersen et al., 2020). Baggrunden for det viste interval er, at udvaskningen bl.a. afhænger af jordtype, herunder jordens organiske kvælstofindhold og C/N-forhold, hvilke træarter skoven er plantet med samt jordens dræningsforhold. På baggrund af datagrundlaget kan årsagerne til det viste interval ikke udredes specifikt.

Pløjning før tilplantning og renholdelse i de første to-tre sæsoner frigiver mineralsk kvælstof, og derfor kan kvælstofudvaskningen i de første år være på niveau med den fra landbrugsmæssig drift. Så snart træer og især græs og urter kommer i god vækst, falder kvælstofudvaskningen imidlertid. Vegetationens kvælstofbehov er afgørende i denne fase. Træerne vokser især i de kvælstofrige dele som bark, grene og kviste, indtil kronetaget bliver lukket (efter 20-25 år). Herefter falder kvælstofbehovet, når træerne mest vokser i vedmassen, som indeholder meget lidt kvælstof. På grund af kvælstoftilførslen fra luftforurening forventes der at forekomme et kvælstofoverskud, der udvaskes. Den vurderede baggrundudvaskning for rejst skov er derfor en gennemsnitlig udvaskning for en hel omdriftsperiode for skov rejst på landbrugsjord med forholdsvis høj udvaskning. Denne udvaskning ligger på niveau med den gennemsnitlige udvaskning for landbrugsjord i de første fem år. En noget mindre udvaskning på 2 kg N/ha forventes, når grene og løvmassen vokser i årene 5-19, og herefter stiger udvaskningen lidt til 8 kg N/ha.

Hvis arealet med statslig, klimaskovfond og privat skovrejsning for VP2-midler stiger med 9.860 ha frem til 2027, estimeres en reduktionen i nitratudvaskningen på mellem 400 og 498 ton N med en middel på 469 ton N (tabel 3.2.2).

Tabel 3.2.2. Fremskrivning af areal med statslig, klimaskovfond- og privat skovrejsning med midler fra VP2 samt i alt og effekt på mindre nitratudvaskning frem til 2027. Areal og effekt er fordelt på VP3-hovedvandoplande ift. arealet med skov i 2022. Positive tal for effekt angiver en reduktion i udvaskningen.

Nr.	Navn	Fremskrivning			Mindre udvaskning ved skovrejsning						
		Statslig og klima- skovfond	Privat med VP2-midler	I alt	Nitratudvaskning fra dyrkede area- ler	Ved udvaskning for rejst skov					
						5	8	15	Maks.	Middel	Min.
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	317	118	435	58	53	50	43	23	22	19
1.2	Limfjorden	690	683	1.374	57	52	49	42	71	67	57
1.3	Mariager Fjord	94	73	167	49	44	41	34	7	7	6
1.4	Nissum Fjord	208	381	589	70	65	62	55	38	36	32
1.5	Randers Fjord	478	403	880	49	44	41	34	39	36	30
1.6	Djursland	183	79	263	50	45	42	35	12	11	9
1.7	Århus Bugt	79	53	132	43	38	35	28	5	5	4
1.8	Ringkøbing Fjord	460	1.001	1.461	72	67	64	57	98	93	83
1.9	Horsens Fjord	54	64	118	46	41	38	31	5	4	4
1.10	Vadehavet	397	883	1.280	68	63	60	53	81	77	68
1.11	Lillebælt/Jylland	262	365	627	50	45	42	35	28	26	22
1.12	Lillebælt/Fyn	90	89	179	45	40	37	30	7	7	5
1.13	Odense Fjord	112	154	266	44	39	36	29	10	10	8
1.14	Storebælt	49	128	177	38	33	30	23	6	5	4
1.15	Det Sydfynske Øhav	73	37	110	38	33	30	23	4	3	2
2.1	Kalundborg Isefjord og Ros-	94	137	230	36	31	28	21	7	6	5
2.2	kilde Fjord	186	107	293	38	33	30	23	10	9	7
2.3	Øresund	138	27	165	33	28	25	18	5	4	3
2.4	Køge Bugt	90	22	113	33	28	25	18	3	3	2
2.5	Smålandsfarvandet	316	190	506	35	30	27	20	15	14	10
2.6	Østersøen	119	33	153	36	31	28	21	5	4	3
3.1	Bornholm	95	20	115	43	38	35	28	4	4	3
4.1	Vidå-Kruså	109	117	226	73	68	65	58	15	15	13
	Hele landet	4.695	5.165	9.860					498	469	400

Effekt på fosforudledning

Skovrejsning kan modvirke fosfortab ved erosion og kan også reducere risikoen for tab af fosfor via makroporer og eksisterende dræn, idet mobiliteten af opløst og partikelbundet fosfor i jorden reduceres, når jorden ikke længere dyrkes og gødes. Med andre ord kan virkemidlet have effekt i risikoområder for erosion og i risikoområder for makroporestrømning til dræn.

Hvis skovrejsning foretages på erosionstruede arealer, kan man forvente, at fosfortabet ved erosion reduceres 100 %. Effekten på tab via makroporer er skønnet til en reduktion i størrelsesordenen 25–50 %, hvis skovrejsning sker på et areal med risiko for fosfortab ad denne tabsvej (Rubæk et al., 2020).

Da den præcise placering af skovrejsningen ikke er kendt, kan det ikke afgøres, i hvilket omfang skovrejsningen foretages på risikoområder for fosfortab.

Det vil sige, at den reelle effekt kan variere fra ingen effekt (skovrejsning foregår uden for risikoområder) til en høj effekt (skovrejsning foretages på risikoområder). I nærværende arbejde har vi derfor anvendt en teoretisk, gennemsnitlig effekt, som er beregnet på baggrund af de estimater for tab via erosion og makroporer til dræn, som indgår i den nationale kortlægning af fosfortab (Andersen & Heckrath, 2020). Ved beregningen fordeles de tab, der i kortlægningen observeres i risikoområder jævnt ud over hele arealet. Dette gøres ved for hvert hovedopland at summere tabene for oplandet og relatere disse til oplandets samlede, dyrkede areal. Herved fås et gennemsnitligt tab for hver tabsvej og for hvert hovedopland (kg P/ha/år) (tabel 3.2.3). Effekten af den opnåede erosionsbeskyttelse ved skovrejsning fås herefter ved at multiplicere med den relative effekt (100 %), som er angivet i Rubæk et al. (2020), med det gennemsnitlige fosfortab ved erosion for oplandet og med det areal, hvor der forventes plantet skov. Tilsvarende fås effekten af den opnåede beskyttelse mod fosfortab via makroporer og dræn ved at multiplicere den relative effekt på 25-50 % (Rubæk et al., 2020) med det estimerede gennemsnitlige fosfortab for denne tabsvej og det areal, hvor der forventes rejst skov. Slutte- ligt adderes tabsreduktionerne (kg P) for de to tabsveje.

Kortlægningen af fosfortab ved erosion er baseret på en modelberegning af sedimenttransport til overfladevand (Andersen & Heckrath, 2020). Sedimenttransporten anses for at være relativt godt bestemt. Derimod er der stor usikkerhed knyttet til fosforindholdet i det eroderede sediment. Således beregner Andersen & Heckrath (2020) et samlet fosfortab ved erosion på 56 ton P/år med et 95%-konfidensinterval på 53-58 ton P/år. Fosfortab via makroporer er baseret på kortlægninger af hhv. potentielt aktive makroporer og afstrømning via dræn opdelt på makropore- og matricestrømning (Andersen & Heckrath, 2020). Fosforkoncentrationen i makroporestrømningen er estimeret som mediankoncentrationen målt i en række dræn. Estimater over fosfortab via makroporestrømning er dermed også behæftet med stor usikkerhed. Andersen & Heckrath (2020) estimerer fosfortab via makroporer på landsplan til 162 ton P/år med et 95 %-konfidensinterval på 138-191 ton P/år. Ved regionale opgørelser må der forventes større usikkerhed på estimaterne for fosfortab ved både erosion og via makroporer.

Prognosen for stigningen i arealet med skovrejsning er et samlet areal med skovrejsning på 9.860 ha for perioden 2021-2017. Effekten heraf vil være en reduktion i fosforudledningen på cirka 430 kg P (tabel 3.2.3). Resultatet er betydeligt lavere end resultatet i forrige baseline på 800-1300 kg P. Forskellen skyldes som nævnt ovenfor, at kun statslig skovrejsning og skovrejsning i regi af Klimaskovfonden indgår, mens privat skovrejsning ikke indgår.

Tabel 3.2.3. Kumuleret effekt på fosforudledning af skovrejsning frem til 2027 i forhold til 2021. Positive tal for effekt angiver en reduktion i udvaskningen

Hovedvandopland	Prognose for skovrejsning ha	Tab ved vanderosion kg P/ha/år dyrket areal	Makroporetab kg P/ha/år dyrket areal	Effekt af skovrejsning kg P
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	435	0,05	0,04	30
1.2 Limfjorden	1.374	0,02	0,04	45
1.3 Mariager Fjord	167	0,02	0,02	5
1.4 Nisum Fjord	589	0,02	0,02	15
1.5 Randers Fjord	880	0,03	0,10	60
1.6 Djursland	263	0,02	0,03	10
1.7 Aarhus Bugt	132	0,03	0,10	10
1.8 Ringkøbing Fjord	1.461	0,02	0,01	30
1.9 Horsens Fjord	118	0,03	0,14	10
1.10 Vadehavet	1.280	0,02	0,03	35
1.11 Lillebælt/Jylland	627	0,04	0,15	60
1.12 Lillebælt/Fyn	179	0,02	0,10	10
1.13 Odense Fjord	266	0,01	0,10	15
1.14 Storebælt	177	0,01	0,11	10
1.15 Det Sydfynske Øhav	110	0,02	0,13	5
2.1 Kalundborg	230	0,01	0,08	10
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	293	0,02	0,08	15
2.3 Øresund	165	0,04	0,06	10
2.4 Køge Bugt	113	0,01	0,10	5
2.5 Smålandsfarvandet	506	0,01	0,10	25
2.6 Østersøen	153	0,01	0,10	5
3.1 Bornholm	115	0,03	0,00	5
4.1 Vidå-Kruså	226	0,01	0,03	5
Hele landet	9.860			430

3.3 Miljøfokusområder, MFO

Forfatter: Ingrid K. Thomsen & Elly Møller Hansen

Fagfællebedømmer: Peter Sørensen

I 2015 blev de såkaldt grønne krav indført med henblik på at bidrage til en positiv udvikling for biodiversiteten (<https://lbst.dk/nyheder/nyhed/nyhed/de-groenne-krav-fra-2015>). Et af de grønne krav betød, at konventionelle landbrug med omdriftsarealer over 15 ha skulle have 5 % miljøfokusområder (MFO) på bedriften. Kravet til MFO kunne dækkes af randzoner/bræmmer, GLM-landskabselementer som fortidsminder og søer, brak, lavskov, efterafgrøder bestående af blandinger samt græsudlæg i en hovedafgrøde (NaturErhvervstyrelsen, 2015). For hver type MFO blev der defineret en vægtningsfaktor i forhold til det egentlige areal. Vægtningsfaktoren, som blev baseret på belastning af vandmiljøet med kvælstof og fosfor, klima og biodiversitet (Olesen, 2013), svarede for randzoner/bræmmer til 1,5 og for GLM-landskabselementer til 1,0, mens lavskov og efterafgrøder havde en vægtningsfaktor på 0,3. Vægtningsfaktoren for lavskov blev i 2018 ændret til 0,5 (Landbrugsstyrelsen, 2019). Fra planperioden 2016/17 var det ikke længere muligt at anvende alternativer til pligtige efterafgrøder (fx brak og energiafgrøder) til samtidig opfyldelse af MFO-kravet (NaturErhvervstyrelsen, 2016).

I tabel 3.3.1 er vist arealer anmeldt med de forskellige MFO-typer i 2015-2022. Samme arealer er i tabel 3.3.2 vægtet i forhold til vægtningsfaktoren for den enkelte MFO-type i det pågældende år.

Tabel 3.3.1. Areal med de forskellige MFO-typer anmeldt i 2015-2022. Datagrundlag modtaget fra Landbrugsstyrelsen, se bilag 2, afsnit 1.1

MFO-type	Anmeldt i fællesskemaet, ha							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
MFO-randzoner/bræmmer*	15.575	3.265	2.272	1.654	1.567	1.657	2.014	1.669
MFO-bestøverbrak**				209	356	864	1.124	1.172
MFO-brak	19.660	25.872	28.932	33.293	31.160	33.015	33.121	33.826
GLM-fortidsminder	143	156	59	112	131	127	126	125
GLM-søer	520	815	398	660	696	706	696	685
MFO-lavskov***	3.887	3.517	2.995	2.897	2.437	2.238	2.241	2.159
Behov for MFO-efterafgrøder/græsudlæg	217.810	254.325	235.090	213.792	228.674	218.159	216.800	209.917
Anmeldt MFO-græsudlæg	205.965	260.973	202.252	173.508	154.848	151.587	152.987	146.008
Anmeldt MFO-efterafgrøder	1.168.542	869.369	414.031	387.425	237.981	194.384	198.846	186.046

*Fra 2018 blev randzoner lavet om til bræmmer (tallet er inkl. 2 m-MFO-bræmmer)

**Bestøverbrak blev introduceret i 2018

***Vægningsfaktor hævet til 0,5 i 2018

Tabel 3.3.2. Areal med MFO fra tabel 3.3.2 vægtet i forhold til de gældende vægningsfaktorer i de pågældende år.

Datagrundlag modtaget fra Landbrugsstyrelsen, se bilag 2, afsnit 1.1

MFO-type	Anvendeligt som MFO med vægtning, ha							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
MFO-randzoner/bræmmer*	23.363	4.898	3.408	2.481	2.351	2.486	3.021	2.504
MFO-bestøverbrak**	0	0	0	314	534	1.296	1.686	1.758
MFO-brak	19.660	25.872	28.932	33.293	31.160	33.015	33.121	33.826
GLM-fortidsminder	143	156	59	112	131	127	126	125
GLM-søer	520	815	398	660	696	706	696	685
MFO-lavskov***	1.166	1.055	899	1.449	1.219	1.119	1.121	1.080
Behov for MFO-efterafgrøder/græsudlæg	65.343	76.298	70.527	64.138	68.602	65.448	65.040	62.975
Anmeldt MFO-græsudlæg	61.790	78.292	60.676	52.052	46.454	45.476	45.896	43.802
Anmeldt MFO-efterafgrøder	350.563	260.811	124.209	116.228	71.394	58.315	59.654	55.814

En fastsættelse af effekten af MFO vanskeliggøres af, at de samme virkemidler i forskellig grad har kunnet overlappe med hinanden og dermed dække krav under forskellige regelsæt. Kvælstofudvalget, som blev nedsat af regeringen i 2019 med henblik på at tilvejebringe et overblik over fremdriften i kvælstofindsatsen i vandområdeplanerne, vurderede bl.a. effekten af MFO-arealerne (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2020). Ifølge Kvælstofudvalget bestod den årlige kvælstofeffekt af MFO af to elementer:

1. En reduceret udledning til kystvande på 761 ton N som følge af fortsat MFO-opfyldelse efter randzonelovens ophævelse og samtidig afskæring af muligheden for at benytte MFO-randzoner og andre MFO-elementer som alternativ til pligtige efterafgrøder. Til dette formål blev det antaget, at der ville blive anvendt kvælstofreducerende virkemidler (fx efterafgrøder), der opvejede effekten ved ophævelsen af de obligatoriske randzoner.

2. En reduceret udledning til kystvande på 105 t N som følge af, at eksisterende MFO-elementer brak og lavskov ikke længere kunne anvendes som alternativ til pligtige efterafgrøder.

Halvdelen af effekten på 761 ton N var koblet til en forventning om, at landmændene ville udlægge en buffer på ca. 40.000 ha efterafgrøder for at sikre

opfyldelse af kravet om udlæg af MFO-elementer på 5 % af omdriftsarealet (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Forventningen skyldtes, at opfyldelse af MFO-kravene som betingelse for den grønne støtte var af så stor økonomisk betydning for landmændene, at de for en sikkerheds skyld ville overopfylde 5 %-kravet, særligt fordi en meget stor del af kravet ville opfyldes ved efterafgrøder, hvor etableringen ikke er fuldstændig sikker (i modsætning til fx x brak eller randzoner), og hvor omkostningen ved etablering er forholdsvis begrænset ift. det potentielle økonomiske tab på den grønne støtte (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Samtidigt anførte Miljø- og Fødevareministeriet (2020), at det i praksis ikke var muligt at foretage præcise opgørelser af udlagte MFO-elementer. Dette skyldes bl.a., at landmændene i forbindelse med indberetning blot skulle angive, hvilke marker der potentielt kunne blive udlagt MFO-elementer på, og at der forventedes indberettet langt flere hektar, end der faktisk bliver udlagt MFO-elementer på (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). I overensstemmelse hermed fremgår det af tabel 3.3.1, at der i de første år efter indførelsen af MFO blev anmeldt betydelige arealer med MFO-efterafgrøder. I de efterfølgende år var arealet med MFO-efterafgrøder faldende, og arealet kunne i 2019 og 2020 rummes i de gældende krav om hhv. 240.000 ha pligtige efterafgrøder plus 24.000 ha husdyrefterafgrøder i 2018/19, stigende til 34.000 ha i 2021/22 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020).

I Kvælstofudvalgets rapport gennemgås de ændringer i reguleringen både direkte mht. MFO og i forhold til anden regulering, som influerer på effektfastsættelsen af MFO (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Det drejer sig bl.a. om indførelse af husdyrefterafgrøder, som bevirkede, at det samlede areal med pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder, som kunne anvendes til MFO, blev forøget, før der blev behov for yderligere egentlige MFO-efterafgrøder. Ligeledes anføres, at den højere vægtningsfaktor for lavskov siden 2018 samt indførelsen af bestøverbrak med højere vægtning end for almindelig brak vil påvirke effektfastsættelsen, selvom effekten på nitratudvaskning er uændret for de to virkemidler.

Det konkluderes i Kvælstofudvalgets rapport, at den præcise kvælstofeffekt af MFO-elementerne ikke kan opgøres (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Udvalget vurderer imidlertid, at effekten må forventes at være væsentligt mindre end oprindeligt forudsat.

I forbindelse med CAP-reformen er det tidligere krav om MFO ophørt. I stedet er der fra planåret 2022/2023 kommet et nyt krav (GLM 8), der pålægger alle landbrugere at udlægge mindst 4 % ikke-produktive arealer af omdriftsmarker og landskabselementer, hvoraf landbrugerne kan vælge at genanvende allerede udlagte brakarealer og markbræmmer fra MFO (Jensen, 2022). Som udgangspunkt pålægger GLM 8-kravet, at ca. 82.000 hektar bliver udlagt til ikke-produktive anvendelser (Landbrugsstyrelsen, bilag 2, afsnit 1.1). Heraf kan 33.500 ha dækkes af eksisterende brak og markbræmmer, 16.200 ha af eksisterende markkrat, GLM-søer og GLM-fortidsminder, mens nye elementer vil udgøre 32.200 ha (tabel 3.3.3).

Tabel 3.3.3. Forventet opfyldelse af kravet om % ikke-produktive arealer (ha) under GLM 8. (Datagrundlag modtaget fra Landbrugsstyrelsen, se bilag 2 afsnit 1.1).

Genanvendelse af MFO-elementer	(ha)	Summeret (ha)
Brak og markbræmmer	33.500	
Eksisterende markkrat, GLM-søer og GLM-fortidsminder	16.200	
I alt genanvendelse af MFO-elementer		49.700
Nye elementer i forhold til 2019		
Brak inkl. blomsterbrak	20.000	
Bestøverbrak	200	
Nye småbiotoper	10.000	
Markbræmmer og bræmmer	2.000	
I alt nye elementer i forhold til 2019		32.200
I alt forventet areal GLM8		81.900

Landbrugsstyrelsen har oplyst (bilag 2, afsnit 1.1), at det i forbindelse med Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug fra 2021 blev besluttet, at der ikke skulle beregnes miljøeffekt af de brakarealer og markbræmmer, der allerede var udlagt under MFO. Ligeledes blev det oplyst, at der alene er beregnet miljøeffekt på de yderligere ikke-produktive elementer og arealer, som landbrugerne er pålagt for at leve op til GLM 8-kravet. Idet effekten af GLM 8-kravet indregnes i vandområdeplanerne af Miljøstyrelsen, medtages dette element ikke i nærværende baseline.

3.4 Målrettede efterafgrøder

Forfatter: Ingrid K. Thomsen & Elly Møller Hansen

Fagfællebedømmer: Peter Sørensen

Målrettede efterafgrøder indgik som en del af den regulering, som blev aftalt i Fødevare- og landbrugspakken (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015). Heraf fremgik det, at den målrettede regulering inden udgangen af 2021 skulle bidrage med en årlig reduktion i kvælstofudledning til vandmiljøet på 3.800 ton N og indfases med en tredjedel om året frem mod fuld indfasning i planperioden 2020/21.

Som en del af den målrettede regulering har der årligt siden 2017 været udmeldt krav til areal med målrettede efterafgrøder i kystvand-delo-plande, hvor der var beregnet et behov for at reducere kvælstofudledningen. I 2017 og 2018 kunne kravet dækkes med efterafgrøder, som enten var frivillige og økonomisk kompenserede, eller, hvis der ikke var tilstrækkeligt indmeldte frivillige, med obligatoriske efterafgrøder eller reduceret kvote, som ikke var kompenserede (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017, Landbrugsstyrelsen, 2018a). Fra 2019 blev det muligt at anvende kompenserede alternativer som fx mellemafgrøder og tidligt såede vinterafgrøder til opfyldelse af kravet om målrettede efterafgrøder, mens obligatoriske efterafgrøder og kvotereduktion fortsat var ikke-kompenserede (Landbrugsstyrelsen, 2018b). Kun i det første år 2017/18 kunne de målrettede efterafgrøder også opfylde krav til efterafgrøder på undtagelsesbrug, men i ingen af de øvrige år har de målrettede efterafgrøder kunnet overlappende andre efterafgrødeordninger (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017, Landbrugsstyrelsen, 2018a; 2018b; 2020a; 2020b).

Fordelingen af de målrettede efterafgrøder på kystvand-delooplande har varieret mellem årene (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017, Landbrugsstyrelsen, 2018a; 2018b; 2020a; 2020b). Arealkrav og forventet effekt i nærværende rapport præsenteres derfor alene på et overordnet niveau ud fra de vejledninger, der årligt er udarbejdet for de målrettede efterafgrøder og deres alternativer. Indsatsbehovet er i disse vejledninger generelt anført som indsatsbehov i procent af efterafgrødegrundarealet samt forventet samlet reduktion i kvælstofudledning til vandmiljøet.

Kravene til målrettede eftergrøder var i 2017, 2018 og 2019 på hhv. 145.000 ha (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017), 114.000 ha (Landbrugsstyrelsen, 2018a) og 142.000 ha (Landbrugsstyrelsen, 2018b). Efter fuld indfasning var indsatsbehovet i 2020 på 3.500 ton N i reduceret udledning til kystvande, svarende til 380.000 ha efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2020a). I 2021, dvs. referenceåret anvendt for opdatering af baseline, var indsatsbehovet igen på ca. 3.500 ton N og 380.000 ha efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2020b). Det var i 2021 alene konventionelle bedrifter med et efterafgrødegrundareal over 10 ha, der kunne søge tilskud til målrettet regulering og blive stillet obligatoriske krav, hvis indsatsbehovet ikke var opfyldt (Landbrugsstyrelsen, 2020b). De målrettede efterafgrøder blev til VP2 i 2021 fordelt på 69 ud af de i alt 90 kystvand-delooplande, og kravet til målrettede efterafgrøder var anført som procent af efterafgrødegrundarealet inden for hvert af de berørte oplande (Landbrugsstyrelsen, 2020b).

Estimering af effekt for målrettede efterafgrøder blev i den seneste baseline-rapport varetaget af Kvælstofudvalget, og det har i forbindelse med opdatering af baseline 2027 ikke været et mål at indhente data for forventet effekt i rodzonen og på vandmiljøet neddelte på kystvand-delooplande. Dette skyldes, at denne opgave varetages af Miljøstyrelsen efter afklaring af metode til at opgøre statusbelastningen for kvælstofudledning til kystvande. Idet effekten af de målrettede efterafgrøder skal ruller tilbage og erstattes af en ny målrettet kvælstofregulering, indgår effekten af de målrettede efterafgrøder som en effekt med forøget nitratudvaskning.

3.5 Økologisk jordbrug

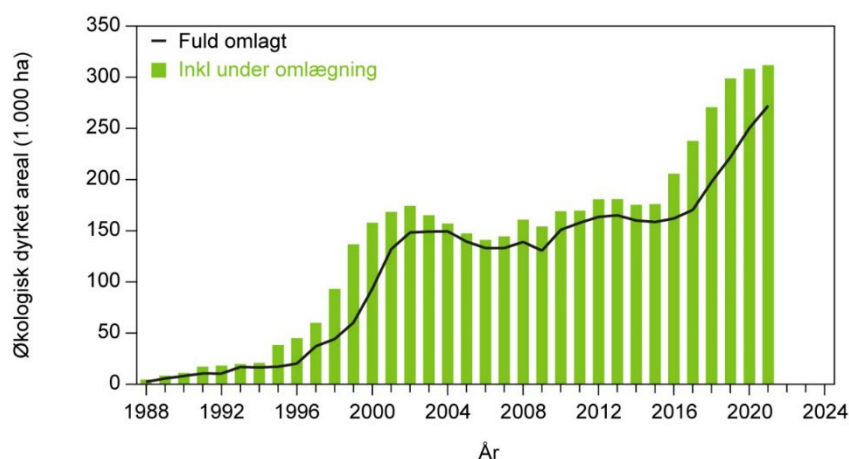
Forfatter: Troels Kristensen

Fagfællebedømmer: Jørgen Eriksen

Udvikling i det økologiske areal

I perioden fra år 2000 og frem til 2015 var det økologiske areal, defineret som summen af arealer under omlægning og fuldt omlagte arealer, i Danmark nogenlunde konstant omkring 160.000 ha. Siden 2015 er det økologiske areal steget fra 178.000 ha til 313.000 ha i 2021, se figur 3.5.1.

Figur 3.5.1. Udvikling i det økologiske landbrugsareal i Danmark fra 1988 til 2021 (Landbrugsstyrelsen, 2023).



Ved opgørelser på bedriftstyper var der økologisk mælkeproduktion på 35 % af arealet i 2021, hertil kommer yderligere ca. 15 % af arealet fra bedrifter med foderproduktion og ekstensiv planteavl, hvor den mest udbredte afgrøde var græsmarksafgrøder, som hovedsageligt anvendes i mælkeproduktionen. Samlet udgjorde græsmarksafgrøder, inkl. vedvarende græs, til foder og grøngødning 43 % af det økologiske areal i 2021 mod 19 % i gennemsnit for Danmark (Landbrugsstyrelsen, 2023). Ved opgørelse på typerne planteavl, kvæg, svin og blandet drift, ud fra regnskabsdata, estimerede Olesen et al. (2020a), at 57 % af det økologiske areal var på kvægbedrifter, mens grise med tilhørende foderproduktion kun udgjorde 4 % af det økologiske areal.

I den seneste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) blev der estimeret et økologisk areal i 2027 på 432.000 ha i et middel udviklingsscenarie, 487.000 ha ved en fordobling af arealet fra 2018 til 2030 og 325.000 ha baseret på væksten i perioden fra 2005 til 2015. I den seneste fremskrivning af dansk landbrug (Jensen, 2023) er det økologiske areal estimeret til at stige til 341.000 ha i 2027, hvilket således er inden for udfaldsrummet i den seneste baselinerapport, men dog kun 17.000 ha over den lave vækstrate.

I nærværende baseline er der regnet på tre scenarier for forventet økologisk areal i 2027 – et konservativt estimat med uændret økologisk areal, dvs. 313.000 ha godkendt og under omlægning, et middelestimat baseret på den årlige stigning over de seneste 10 år, dvs. ca. 10.000 ha årligt til 373.000 ha i 2027, samt et scenarie med høj vækst, svarende til væksten de seneste fem år på ca. 20.000 ha årligt til 433.000 ha i 2027. Dette estimat er væsentligt højere end det markedsbaserede fra Jensen (2023), men lavere end den politiske målsætning om en fordobling af markedet for økologiske produkter i 2030, jf. Folketingets landbrugsaftale af 4. oktober 2021, som vil svare til et areal i 2027 på ca. 459.000 ha.

Der er mange forhold, som påvirker udviklingen, hvorfor et estimat for det økologisk areal i 2027 vil være behæftet med stor usikkerhed. Den tidligere estimerede udvikling i det økologiske areal baseret på historiske trends har vist sig ofte at være forkerte, men også markedsbaserede fremskrivninger har vist sig ikke at kunne beskrive udviklingen i det økologiske areal i perioden fra 2015 til 2020 (Jensen, 2023). I overensstemmelse hermed konkluderer Beck-Larsen et al. (2023), at økologiens vækst i Danmark er et resultat af et samspil mellem private og offentlige tiltag for at fremme og imødegå forbrugernes efterspørgsel

efter økologiske fødevarer. En nødvendig forudsætning for udnyttelse af økologiens strategiske vækstmuligheder er, at disse initiativer fortsættes og udvides – markedskræfterne alene kan ikke gøre det.

Hertil kommer, at der i de seneste par år har været en markant reduktion i salget af økologisk mælk og grisekød og udsagn som "ledende producenter reducerer dyreholdet" (<https://okonu.dk/mad-og-marked/der-bliver-drosllet-ned-for-produktionen-af-oko-grise>) og "vi nærmer os et punkt, hvor mange af vores producenter kommer til af vælge, om de vil forsætte med deres økologiske produktion" (<https://okonu.dk/mad-og-marked/stort-dyk-i-frilands-omsaetning>) samt reduktioner i afregningen til producenterne (<https://okonu.dk/mark-og-stald/arla-saenker-maelkeprisen-yderligere>).

Det antages, at fordelingen mellem driftsform er uændret uanset udviklingen i det økologiske areal. Denne forenkling kan begrundes dels i fremskrivning af Jensen (2023), hvor der forventes stort set samme vækst i alle økologiske afgrødetyper, dels i en historisk set begrænset udvikling i fordelingen af arealet tilknyttet de enkelte økologiske bedriftstyper (Landbrugsstyrelsen, 2023). Modsat kan der argumenteres for en udvikling i retning mod en styrkelse af den plantebaserede fødevarerproduktion, men denne udvikling er også del af den generelle strategi for landbruget (Landbrug og Fødevarer, 2023). En eventuel effekt på nitratudvaskningen vil således ikke være knyttet direkte til den økologiske produktion.

Udvaskning fra rodzonen

I den seneste udgave af baseline blev det oprindelige estimat for effekten af økologi fra Børgesen et al. (2013) på 10-17 kg N pr. ha mindre nitratudvaskning fra rodzonen fastholdt, da en opdateret værdi fra Olesen et al. (2020b) på 11-12 kg N pr. ha var inden for dette interval. I en senere udgave af dette estimat, hvor der blev inkluderet udviklingen i bl.a. efterafgrødearealet på henholdsvis konventionelle og økologiske bedrifter frem til 2020, estimerede Olesen et al. (2020a) en reduktion i nitratudvaskning på 6-9 kg N pr. ha som gennemsnit ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug. Der er dog betydelig variation i effekten afhængigt af driftstyper, herunder hvilke typer af økologisk produktion der etableres, og hvilke typer konventionel produktion der omlægges. Baseret på omlægningen i 2018 fandt Olesen et al. (2020a) således en forskel på op til 19 kg N pr. ha i reduceret udvaskning, afhængigt af forskellige kombinationer af konventionelle bedriftstyper, der omlægges, og økologiske bedriftstyper, der etableres.

I det følgende er der derfor lavet beregninger baseret på et interval fra 6 kg N pr. ha baseret på det lave niveau fra Olesen et al. (2020a) til estimatet på 15 kg N pr. ha, som blev fundet for økologiske kvægbrug i forhold til konventionelt kvægbrug. Dette estimat er baseret på, at kvægbrug er den mest udbredte bedriftstype i den økologiske produktion, men som nævnt er der betydelig usikkerhed på såvel udviklingen i arealet og fordelingen på bedriftstyper.

Effekt – 2027

I tabel 3.5.1 er vist den nationale effekt ved de tre scenarier for økologisk vækst, ingen, middel og høj, kombineret med de to estimater for reduceret udvaskning, 6 og 15 kg N pr. ha. Ved høj vækst og høj reduktion i udvaskningen pr. ha, er der en reduktion i den nationale udvaskning på 1.800 ton N, mens der ved middel vækst er en reduktion på mellem 360 og 900 ton N.

Tabel 3.5.1. Reduktion i udvaskningen fra rodzonen ved tre scenarier for vækst i det økologiske areal fra 2021 til 2027 i Danmark kombineret med to estimater for reduktionen i udvaskningen pr. ha.

	Ingen vækst	Middel vækst	Høj vækst
Stigning i økologi areal fra 2021 til 2027, ha	0	60.000	120.000
Effekt i rodzonen, kg N/ha	6-15	6-15	6-15
Effekt i alt, ton N	0-0	360-900	720-1.800

I tabel 3.5.2 er den nationale reduktion i nitratudvaskningen fordelt på hovedvandoplande ud fra andel af omlagt økologisk areal i 2021. Der er tre områder, Limfjorden, Vadehavet og Ringkøbing Fjord, som hver har over 10 % af det økologiske areal i Danmark, og de tre områder har tilsammen 43 % af det økologiske areal i Danmark.

Tabel 3.5.2. Fordeling på 23 hovedvandoplande baseret på økologisk arealandel i 2021. Positive tal angiver en reduceret N-udvaskning.

Nr.	Hovedvandopland	Andel øko-areal	Effekt i rodzonen, ton N		
			Ingen vækst	Middel vækst	Høj vækst
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,04	0	15 - 37	29 - 74
1.2	Limfjorden	0,21	0	77 - 192	154 - 384
1.3	Mariager Fjord	0,02	0	8 - 20	16 - 41
1.4	Nisum Fjord	0,06	0	20 - 51	40 - 101
1.5	Randers Fjord	0,06	0	23 - 57	46 - 114
1.6	Djursland	0,02	0	6 - 15	12 - 30
1.7	Århus Bugt	0,02	0	6 - 16	13 - 32
1.8	Ringkøbing Fjord	0,11	0	40 - 99	79 - 198
1.9	Horsens Fjord	0,00	0	2 - 4	3 - 9
1.10	Vadehavet	0,13	0	46 - 115	92 - 230
1.11	Lillebælt/Jylland	0,05	0	19 - 46	37 - 93
1.12	Lillebælt/Fyn	0,01	0	5 - 12	10 - 24
1.13	Odense Fjord	0,01	0	5 - 12	9 - 23
1.14	Storebælt	0,01	0	3 - 7	6 - 14
1.15	Det Sydfynske Øhav	0,01	0	4 - 11	9 - 22
2.1	Kalundborg	0,03	0	9 - 23	19 - 46
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	0,05	0	18 - 44	35 - 88
2.3	Øresund	0,01	0	4 - 10	8 - 19
2.4	Køge Bugt	0,01	0	2 - 5	4 - 9
2.5	Smålandsfarvandet	0,03	0	11 - 29	23 - 57
2.6	Østersøen	0,02	0	7 - 18	15 - 37
3.1	Bornholm	0,01	0	2 - 6	5 - 12
4.1	Vidå-Kruså	0,08	0	28 - 71	57 - 142
Hele landet		1,00	0	360 - 900	720 - 1800

3.6 Fosforlofter

Forfattere: Hans Estrup Andersen & Goswin Heckrath

Fagfællebedømmer: Jonas Rolighed

Fra 1. august 2017 er der i Danmark indført lofter for, hvor meget fosfor der må tilføres på landbrugsbedrifter med mineralske og organiske gødninger. Lofterne sænkes i perioden 2022-2026, tabel 3.6.1. Disse lofter er indført i forbindelse med fjernelsen af de skærpede harmonikrav (1,4 DE/ha, svarende til 140 kg N/ha), der før 1. august 2017 udgjorde en indirekte begrænsning af tildelingen med fosfor fra organisk gødning. Fosforlofterne erstatter også de

tidligere krav til fosforoverskuddet i forbindelse med miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Formålet med reguleringen af fosfor er at sikre, at der ikke sker en u hensigtsmæssig ophobning af fosfor i landbrugsjorden, der kan medføre øget risiko for tab af fosfor til vandmiljøet.

Tabel 3.6.1. Fosforlofter i perioden 2021 og frem mod 2027 (efter gødningsanvendelsesbekendtgørelsen, 2022). For søoplande omfattet af vandområdeplanerne gælder et skærpet fosforloft. Søoplandene udgør cirka en fjerdedel af det samlede landbrugsareal.

Husdyrgødningstyper	Fosforlofter 2021 (kg P/ha)		Fosforlofter 2022/23-2024/25 (kg P/ha)		Fosforlofter 2025/26 (kg P/ha)
	Generelt	Skærpet	Generelt	Skærpet	Alle
Svin, fjerkræ, pelsdyr	35	30	33	30	29
Kvæg, får, geder, andre husdyrtyper	30	30	30	30	29
Anden organisk gødning	30	30	30	30	30
Kvægundtagelsesbrug	35	35	34	34	33
Kunstgødning	30	30	30	30	30

Sørensen et al. (2019) har opstillet fosforbalancer for en række bedriftstyper ved maksimal tilførsel i forhold til generelt og skærpet fosforloft. Som eksemplerne viser, er der for alle bedriftstyper mulighed for relativt store fosforoverskud inden for den grænse, fosforlofterne udstikker – også efter den gennemførte stramning af lofterne i 2025/2026.

Tabel 3.6.2 Årlig fosforbalance på kvægbrug ved maksimal tilførsel af kvælstof med husdyrgødning (Sørensen et al., 2019).

	170 kg N/ha	230 kg N/ha
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	26,0	35,2
Bortførsel med afgrøder, kg P/ha ¹	18,0 – 25,9	21,8 – 25,8
Balance, kg P/ha	0,1 – 8,0	9,4 – 13,4

¹Intervaller mellem laveste og højeste bortførsel, afhængigt af jordtype og adgang til vanding.

Tabel 3.6.3. Årlig fosforbalance på svinebedrift ved maksimal tilførsel af fosfor i forhold til generelt og skærpet fosforloft, slagtesvin (Sørensen et al., 2019).

	Generelt	Skærpet
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	35	30
Bortførsel med afgrøder, kg P/ha ¹	14,7 – 26,9	14,7 – 26,9
Balance, kg P/ha	8,1 – 20,3	3,1 – 15,4

¹Intervaller mellem laveste og højeste bortførsel, afhængigt af jordtype og adgang til vanding.

Tabel 3.6.4. Årlig fosforbalance på fjerkræbedrift ved maksimal tilførsel af fosfor i forhold til generelt og skærpet fosforloft (Sørensen et al., 2019).

	Generelt	Skærpet
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	35	30
Bortførsel med afgrøder, kg P/ha ¹	14,7 – 26,9	14,7 – 26,9
Balance, kg P/ha	8,1 – 20,3	3,1 – 15,4

¹Intervaller mellem laveste og højeste bortførsel, afhængigt af jordtype og adgang til vanding.

Forud for indførelsen af fosforlofterne beregnede Andersen & Rolighed (2016) landsdækkende fosforbalancer for dels situationen før fosforlofterne, dels situationen i 2020 med både generelle og skærpede fosforlofter. Beregningerne tog udgangspunkt i landsdækkende data fra 2013 fra Register for Gødningsregnskab og det generelle landbrugsregister. Konklusionen på arbejdet var, at

de allerstørste overskudstilførsler med fosfor elimineres med indførelse af fosforlofterne. Der vil dog stadig efter indførelse af fosforlofterne kunne være overskudstilførsel og dermed fosforakkumulering i jorden på ca. 60 % af harmoniarealet mod før ca. 64 %.

Ophobning af fosfor i jorden betyder, at jordens kapacitet for binding af fosfor falder, og risikoen for udvaskning af fosfor til vandmiljøet stiger. En forhøjet koncentration af fosfor i det øverste lag af landbrugsjorden øger også de fosfortab, der kan ske i forbindelse med vand- og vinderosion. Da der stadig efter indførelse af fosforlofterne og stramning af fosforlofterne forekommer fosforakkumulering på størstedelen af harmoniarealet, kan fosforlofterne ikke i sig selv forventes at føre til et reduceret fosfortab til vandmiljøet. Imidlertid vil stigningstakten i fosforakkumulering være væsentligt nedsat på en række arealer, der tidligere modtog meget store fosfortildelinger. Dette betyder ikke, at fosfortabsrisikoen på disse arealer nedsættes, blot at det tager længere tid at opbruge jordens bindingskapacitet for fosfor.

3.7 Fremskrivning af udviklingen i pløjefri dyrkning og effekt på P-tab

Forfattere: Hans Estrup Andersen & Goswin Heckrath

Fagfællebedømmer: Jonas Rolighed

Effekt på kvælstofudvaskning

Effekter af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på kvælstofudvaskning er beskrevet i kvælstof-virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020). Der er generelt ikke entydige kvælstofeffekter af direkte såning og reduceret jordbearbejdning under danske og nordeuropæiske forhold.

Effekt på fosforudledning

Pløjefri dyrkning er et internationalt anerkendt virkemiddel til at begrænse omfanget af vanderosion på dyrkede arealer samt overfladisk transport af vand og sediment til vandområderne. Dermed kan pløjefri dyrkning også mindske fosfortabet til vandområder betydeligt (Munkholm & Heckrath, 2020).

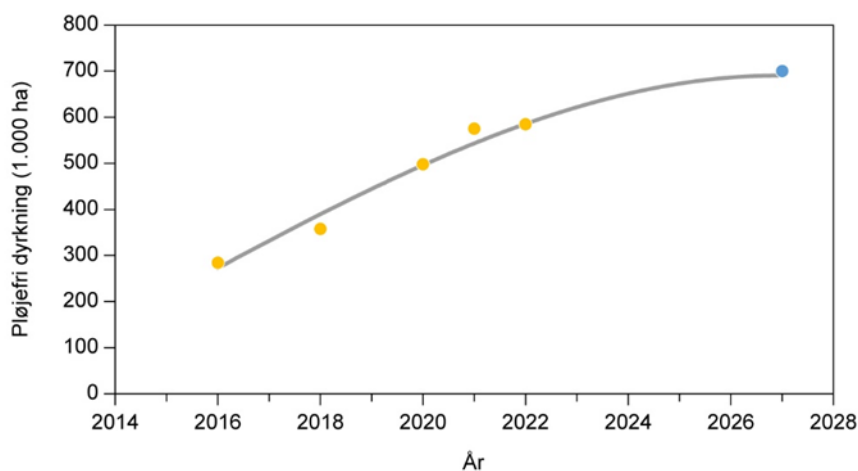
Begrebet pløjefri dyrkning dækker over et spektrum af bearbejdningsintensiteter. Direkte såning betegner den mindst intensive form for pløjefri dyrkning, hvor afgrøden etableres uden forudgående jordbearbejdning ved minimal jordforstyrrelse ved såningen (Munkholm et al., 2020). Erosionsbeskyttelsen aftager oftest i takt med stigende bearbejdningsintensitet. Pløjefri dyrkning øger typisk vandinfiltration og aggregatstabilitet. Det er imidlertid især planterester og stub på jordoverfladen, som kraftigt reducerer erosionsrisikoen ved at beskytte jordoverfladen mod nedbørens erosionsvirkning og reducerer afstrømningshastigheden. Pløjefri dyrkning kan dog have modsat virkende konsekvenser for fosfortabet. Et kraftigt reduceret tab af partikelbundet fosfor ved overfladisk transport kan være akkompagneret af et øget tab af opløst fosfor (Munkholm & Heckrath, 2020). Ligeledes findes rapporter i den internationale litteratur om tilfælde, hvor pløjefri dyrkning gav større fosforudvaskning ved makroporetransport i forhold til pløjning (fx Christianson et al., 2016, Shipitalo et al., 2000, Djodjic et al., 2002).

Betydningen af pløjefri dyrkning for overfladeafstrømning og især fosfortab er ganske lidt belyst under danske forhold. På grundlag af internationale erfaringer og i betragtning af de usikkerheder, der er forbundet med at tilknytte en virke-middeleffekt til den aktuelt praktiserede form for pløjefri dyrkning, skønner vi i nærværende undersøgelse, at tiltaget reducerer fosfortabet ved vanderosion ge-nerelt med 50 % i overensstemmelse med Munkholm et al. (2020).

Ifølge Danmarks Statistik er arealet med pløjefri dyrkning i Danmark steget kraftigt fra 285.000 ha til 575.000 ha i perioden 2016 til 2021, eller med ca. 15 % årligt. I det følgende år blev arealet dog kun øget med 2 % til 585.000 ha, svarende til ca. 23 % af landbrugsarealet. Der findes få indikatorer til brug for en fremskrivning af arealet med pløjefri dyrkning. Vi har skønnet arealet med pløjefri dyrkning i 2027 ved at tilpasse en trend til data fra Danmarks Statistik, der tager højde for nedgangen i arealtilvækst for pløjefri dyrkning mellem 2021 og 2022 (figur 3.7.1). Således antages det, at det pløjefrit dyrkede areal udvides med 5 % årligt til 700.000 ha i 2027.

Pløjefri dyrkning bliver fortrinsvis anvendt i kornrige sædskifter med vinter-afgrøder og efterafgrøder forud for vårafgrøder (Munkholm et al., 2020). Imidlertid mangler der et datagrundlag for at kunne differentiere anvendelsen af pløjefri dyrkning med hensyn til sædskifte og såtidspunkt i nærværende undersøgelse. Selvom pløjefri dyrkning i princippet kan praktiseres på alle jordtyper, fungerer det bedst på mere lerede jorde. I Danmark forekommer pløjefri dyrkning primært på jordtyperne JB 3-8 og undtagelsesvis på de mere sandede jorde (Munkholm et al., 2020). Derfor antager vi i nærværende undersøgelse, at pløjefri dyrkning er begrænset til JB 3-8 jorderne. Disse jordtyper dækker ca. 1.750.000 ha af det danske landbrugsareal. Ifølge vores skøn udgør andelen af JB 3-8 jorderne med pløjefri dyrkning således 34 % og 40 % i årene 2022 og 2027.

Figur 3.7.1. Udvikling i pløjefrit areal i Danmark frem til 2027. Gule punkter er data fra Danmarks Statistik (Statistikbanken, AFG5). Det blå punkt er ekstrapoleret vha. en trendanalyse.



Fosfortab ved erosion fra mark til vandområder er kortlagt på grundlag af en landsdækkende erosionsmodellering baseret på data frem til 2014 (Andersen & Heckrath, 2020). Denne kortlægning er anvendt til vurdering af effekten af pløjefri dyrkning på fosfortab ved implementering på JB 3-8 jorderne. Det er ikke kortlagt, på hvilke JB 3-8 arealer der gennemføres pløjefri dyrkning, og hvorvidt der er konkret overlap med risikoarealer for fosfortab. Derfor antages det, at pløjefri dyrkning i årene 2021 og 2027 anvendes tilfældigt fordelt på hhv. 33 % og 40 % af arealet med JB 3-8 jorderne. Effekten af pløjefri dyrkning i perioden 2022-2027 beregnes ved at multiplicere erosionsbetinget fosfortab på JB 3-8 arealer med stigning i udbredelsen af pløjefri dyrkning på JB

3-8 arealer i perioden og dernæst med virkemiddeleffekten på 50 % (tabel 3.7.1). For hele landet er der estimeret en reduktion i fosforudledningen på ca. 1.2 tons på grund af udvidelsen af arealet med pløjefri dyrkning i perioden 2022 til 2027.

Tabel 3.7.1. Kumuleret effekt på fosforudledning af pløjefri dyrkning for perioden 2022 til 2027. Positive tal angiver en reduktion i fosforudledningen.

	Hovedvandopland	Dyrket areal	Fosfortab erosion 2014	Stigning i pløjefrit areal	Effekt
		JB 3-8	JB 3-8	2022-2027, JB 3-8	2022-2027
		1.000 ha	tons P/år	1.000 ha	kg P
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	58	3,2	3,5	96
1.2	Limfjorden	234	4,6	14,0	138
1.3	Mariager Fjord	15	0,2	0,9	5
1.4	Nisum Fjord	24	0,6	1,4	18
1.5	Randers Fjord	154	3,7	9,2	112
1.6	Djursland	32	0,6	1,9	17
1.7	Aarhus Bugt	51	1,2	3,0	35
1.8	Ringkøbing Fjord	52	0,8	3,1	24
1.9	Horsens Fjord	40	0,9	2,4	27
1.10	Vadehavet	125	2,0	7,5	59
1.11	Lillebælt/Jylland	140	5,4	8,4	161
1.12	Lillebælt/Fyn	66	1,1	4,0	34
1.13	Odense Fjord	70	0,8	4,2	25
1.14	Storebælt	35	0,4	2,1	12
1.15	Det Sydfynske Øhav	47	0,8	2,8	23
2.1	Kalundborg	52	0,5	3,1	16
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	102	1,4	6,1	42
2.3	Øresund	21	0,6	1,3	19
2.4	Køge Bugt	48	0,5	2,9	14
2.5	Smålandsfarvandet	217	1,8	13,0	54
2.6	Østersøen	84	0,7	5,1	21
3.1	Bornholm	35	1,1	2,1	32
4.1	Vidå-Kruså	43	0,8	2,6	24
	Hele landet	1.745	34	104,7	1.008

3.8 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald

Forfattere: Peter Sørensen og Lars Uldall-Jessen

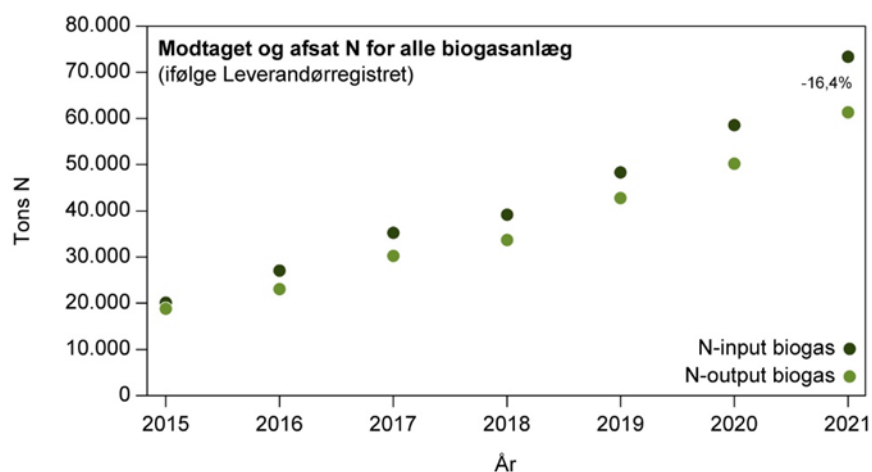
Fagfællebedømmer: Ingrid K. Thomsen

Ved bioforgasning sker der en omsætning af organisk bundet kvælstof (N) i gødningen til mineralsk N, og da der generelt er en større udvaskning af kvælstof fra organisk bundet N, der løbende mineraliseres, end fra mineralsk N tilført om foråret, kan der i de efterfølgende år forventes en lavere udvaskning fra den afgassede gødning i forhold til ubehandlet gødning (Sørensen & Børgesen (2015)). Der er indregnet en 10-årig effekt heraf i det følgende. Effekten af bioforgasning er som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) estimeret på basis af effektberegninger fra Sørensen & Børgesen (2015).

Effekt af forskel mellem tilført og fraført N på biogasanlæg

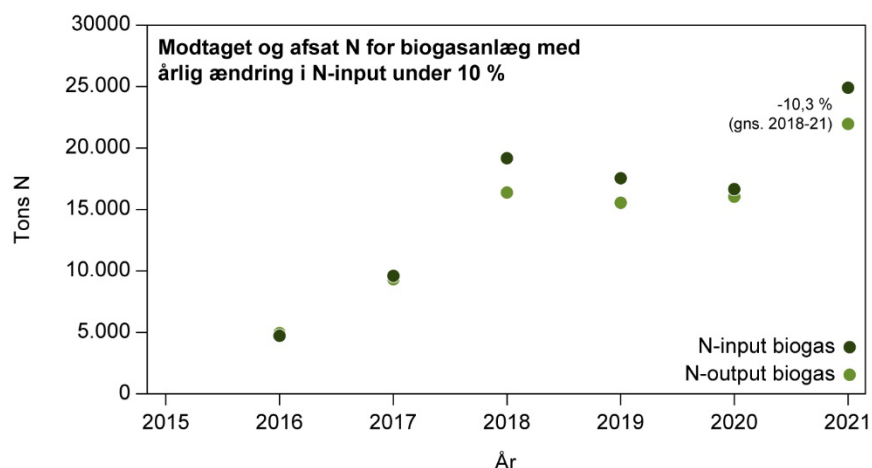
Ved opgørelse af gødningsregnskaber på biogasanlæg fra Leverandørregistret (Landbrugsstyrelsen) er der forskel i mængden af N, der tilføres anlæg, og mængden af N, der fraføres med afgasset gødning (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Gennemsnitligt tilføres der ifølge opgørelsen mere N, end der fraføres. Forskellen kan bl.a. skyldes, at anlæg anvender data, som de får med den leverede gødning fra leverandør som input, mens output, dvs. mængden af N i den afgassede gødning, der afsættes, kan estimeres ud fra aktuelle kemiske analyser (min. 12 stk. pr. år) og mængden af afgasset gødning, der afsættes (udvejet ton gødning). Normalt antages tab af N med gasen at være uden betydning, men et lille tab af ammoniak fra den lagrede gødning må dog forventes. Her er hentet de nyeste data fra Landbrugsstyrelsens Leverandørregister med registreret N tilført og fraført på fælles-biogasanlæg. I opgørelsen indgår ikke gårdanlæg, idet disse anlæg skal anvende egne normtal i gødningsregnskabet. Der har været en meget kraftig udbygning af biogasanlæg over de seneste år (figur 3.8.1), og denne udvikling forventes at fortsætte frem til 2027. I gødningsåret 2020-2021 var der et samlet input på 73.300 ton N på fællesanlæg, svarende til ca. 33 % af den samlede mængde N i husdyrgødning produceret i Danmark. Ved samlet opgørelse af alle anlæg var output i 2020-21 16 % lavere end input (figur 3.8.1), men med meget stor variation mellem anlæggene. En del af denne forskel skyldes udvidelse af kapaciteten på nogle anlæg, der har betydet, at lagre har været under opbygning.

Figur 3.8.1. Opgørelse af modtaget og afsat kvælstof i gødning og biomasse på alle fælles biogasanlæg på basis af indmeldinger til Leverandørregistret i gødningsåret 2014-15 frem til gødningsåret 2020-21.



Udtræk af data udelukkende fra fællesanlæg med under 10 % forskel i N-input i forhold til foregående år (og dermed ikke opbygning af lagre) viste en gennemsnitlig differens mellem tilført og fraført N, svarende til ca. 10 % af tilført N (figur 3.8.2). Denne differens er på samme niveau som antaget i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). I det følgende er antaget, at der i gennemsnit vil blive registreret 10 % mindre kvælstof, der forlader anlæg, end der kommer ind i 2027. Der kan være en række årsager til denne store forskel. Det kan ikke udelukkes, at nogle bedrifter afgiver en mindre andel af produceret husdyrgødning til biogasanlægget end angivet i gødningsregnskabet. Det kan tænkes, at bedrifter ikke laver normkorrektioner på gødning på basis af forderforbrug, når de leverer gødning til biogas, idet det ikke har betydning for deres gødningsregnskab. Det kan heller ikke udelukkes, at standardindholdet i nogle biomasser ikke er i overensstemmelse med det faktiske indhold.

Figur 3.8.2. Opgørelse af modtaget og afsat kvælstof i gødning og biomasse på fælles biogasanlæg, hvor der har været små ændringer i tilført kvælstof på under 10 % i forhold til forrige periode. Udtræk af indmeldinger til Leverandørregistret i gødningsåret 2015-16 frem til gødningsåret 2020-21.



Det er mængden af afsat gødning fra biogasanlæg, der anvendes som grundlag ved tildeling af gødningskvoter til den enkelte bedrift. Det betyder, at der gennemsnitligt kan anvendes mere handelsgødning, når gødningen har passeret biogasanlægget, idet lovgivningens krav til udnyttelsesprocent er den samme før og efter afgang. Udnyttelsesprocenten beregnes ud fra et vægtet gennemsnit af udnyttelsesprocenten i de gødninger og biomasser, biogasanlægget modtager. Den øgede kvote medfører øget udvaskning og er her beregnet med antagelse af en marginaludvaskning på 12 % på lerjord og 24 % på sandjord, gennemsnitligt 18 % (Sørensen & Børgesen, 2015).

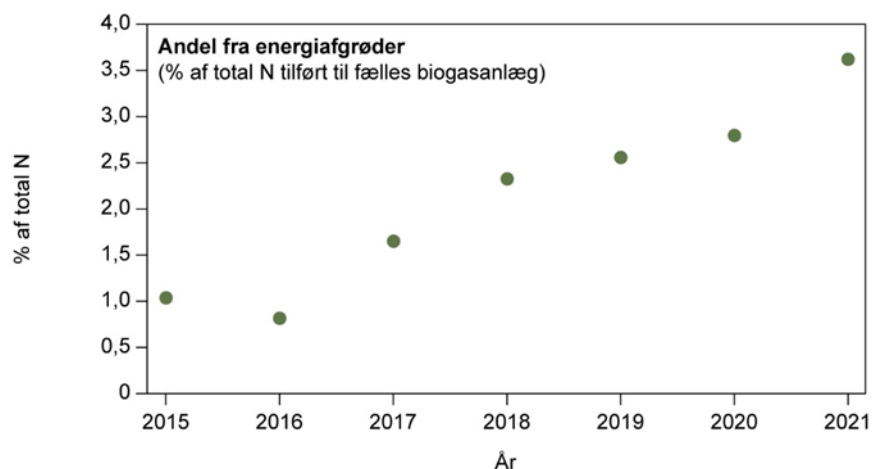
Efter behandling i biogasanlæg har gødningen et højere potentiale for gødningsvirkning og kan potentielt erstatte en større mængde handelsgødning. Her indregnes dog ikke en effekt heraf, idet gødskning under kvoten kan ombyttes til et mindre areal med efterafgrøder. Dette fungerer i praksis ved, at jordbrugere automatisk får en kvotereduktion, hvis de registrerer mindre efterafgrøder end krævet (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Kvotereduktionen justeres automatisk ud fra arealet registreret med efterafgrøder på den enkelte bedrift. Dermed neutraliseres effekten på N-udvaskning af et eventuelt nedsat forbrug af handelsgødning. Omfanget af at anvende kvotereduktion til mindre efterafgrøder er usikkert, men på basis af udtrukne data skønnes det at være udbredt. Dette forventes at være en driftsøkonomisk optimal strategi for jordbrugere, idet der dermed kan spares omkostninger på etablering af efterafgrøder og evt. ændringer i sædskifte i forbindelse med efterafgrøder.

Effekt af energiafgrøder

Anvendelse af energiafgrøder på biogasanlæg, som fx. majsensilage, medfører samlet set et større input af kvælstof med gødning, idet der kun er et udnyttelseskrav på 40 % tilknyttet kvælstof i energiafgrøden. Det betyder også samlet set en lavere udvaskningsreducerende effekt af bioforgasning (Sørensen & Børgesen, 2015). På basis af udtræk af data fra fælles biogasanlæg i Leverandørregistret har der været en stigning i andelen af N-input, der kommer fra energiafgrøder gennem de seneste år, og i gødningsåret 2020-21 var der et gennemsnitligt input af kvælstof i energiafgrøder på 3,6 % af det samlede N-input. Det er usikkert, hvad der sker med anvendelsen af energiafgrøder frem mod 2027, idet der er besluttet et forbud mod anvendelse af majs som energiafgrøde til biogas fra 2025 (Anonym, 2023). I 2020-21 udgjorde majs 2,2 % af

det samlede N-input, mens græs som energiafgrøde udgjorde 1,1 % af N-inputtet. På grund af begrænsede mængder affaldsprodukter med større energitæthed forventes der også behov for energiafgrøder på biogasanlæg i fremtiden. Det antages her, at majs erstattes af græs og roer som energiafgrøder frem til 2027 med en fastholdt andel på 3,6 % af tilført total N.

Figur 3.8.3. Andel af tilført kvælstof til fælles biogasanlæg, der kommer fra energiafgrøder ifølge udtræk fra Leverandørregistret i gødningsåret 2014-15 frem til gødningsåret 2020-21.



På basis af modelberegninger i Sørensen og Børgesen (2015) er der en ekstra udvaskning på 0,11 kg N/kg N-input i energiafgrøde som 10-års effekt på lerjord og tilsvarende 0,22 kg N/kg N-input på sandjord. Effekten heraf er indregnet i tabel 3.8.1. Nitratudvaskning fra dyrkning af energiafgrøder er ikke indregnet her, idet den antages at være på samme niveau, hvis afgrøden bruges til noget andet end biogas.

Som det fremgår af ovenstående, kan effekten af biogas på N-udvaskning opdeles i fire separate effekter:

- Reduktion i organisk N, der medfører lavere udvaskning på længere sigt.
- Anvendelse af energiafgrøder, der medfører øget samlet N-input og dermed øget N-udvaskning.
- Nedskrivning af mængden af N i afgasset gødning (administrativt), der giver mulighed for at bruge mere handelsgødning og dermed øget N-udvaskning.
- Højere tilgængelighed af N i afgasset gødning end udnyttelseskravet, der potentielt kan medføre mindre brug af handelsgødning og dermed mindre udvaskning. Men med nuværende regler forventes denne effekt neutraliseret af reduceret etablering af efterafgrøder (øget udvaskning).

Ved beregning af udvaskning fra bioforgasset og ubehandlet husdyrgødning er der anvendt en udvaskningsfaktor for mineraliseret kvælstof, der er sat i forhold til udvaskningen fra kvælstof i handelsgødning tilført om foråret, der beregnes med NLES-modellen (Sørensen & Børgesen, 2015). Sørensen & Børgesen (2015) antog, at udvaskningen fra mineraliseret N er dobbelt så høj som udvaskningen fra mineralsk N tilført om foråret, idet frigivelsen af det organisk bundne N også sker i perioder uden afgrøder på marken. Udvasningsfaktoren for mineraliseret N vil være afhængig af efterårsbevoksningen og kan dermed også ændre sig i fremtiden. Den gennemsnitlige effekt af bioforgasning på reduktion i N-udvaskning over en 10-årig horisont er estimeret til -0,2 kg N pr. 100 kg N i behandlet husdyrgødning med de givne forudsætninger (tabel 3.8.2), hvilket betyder, at der ikke er en nettoeffekt af biogas på udvaskningen

af N. Den manglende effekt skyldes, at effekten af et reduceret indhold af organisk N i gødningen modvirkes af forskellen i N-tilførsel og fraførsel fra biogasanlæg og effekten af energiafgrøder, og derfor er der ikke foretaget en opdeling på hovedvandoplande.

Tabel 3.8.1. Effekter af bioforgasning på reduktion i nitratudvaskning på 10-årigt sigt baseret på Sørensen & Børgesen (2015) samt effekt af tilførsel af energiafgrøder og effekt af forskel i tilført og fraført kvælstof. Alle effekter angivet som % af totalt kvælstof tilført anlæg i husdyrgødning. Estimerer er vist for sandjord med høj nedbør og lerjord med lav nedbør samt vægtet gennemsnit (20 % på lerjord og 80 % på sandjord). Positive tal angiver en reduktion i nitratudvaskningen.

Komponent	Lerjord	Sandjord	Vægtet gns. ler- og sandjord
Effekt af bioforgasning *	1,2	2,2	2,0
Effekt af energiafgrøder til biogas**	-0,41	-0,77	-0,7
Effekt af forskel i tilført og fraført N på anlæg***	-0,82	-1,63	-1,5
Samlet effekt	-0,03	-0,21	-0,2

* Ved 75 % kvæggylle og 25 % dybstrøelse, Sørensen & Børgesen (2015).

** Det er antaget, at 3,6 % af N tilføres med energiafgrøder og øger udvaskningen, svarende til 11,4 % af N i energiafgrøde på lerjord og 21,5 % på sandjord ($0,036 \times 0,114 = 0,0041$).

*** Det er antaget, at fraført N er 10 % lavere end tilført N, og at det gennemsnitlige udnyttelseskrav er 68 % for afgasset biomasse. Der er antaget en marginal udvaskning fra den ekstra N i handelsgødning på 12 % på lerjord og 24 % på sandjord.

Der må antages en betydelig usikkerhed på effekten. Det skyldes, at der både er faktorer med usikkerhed, der trækker op, og andre, der trækker ned, og den samlede effekt fremkommer derfor som en differens. Usikkerheden på effekten på nitratudvaskning fra rodzonen skønnes til +/- 1 % af det samlede N-input til biogasanlæg. Med et samlet N-input på 73.300 ton N, som i 2021, svarer dette til en usikkerhed på +/- 730 ton N/år fra rodzonen. Effekten er ikke fordelt på hovedvandoplande, idet middeleffekten vurderes at være tæt på 0.

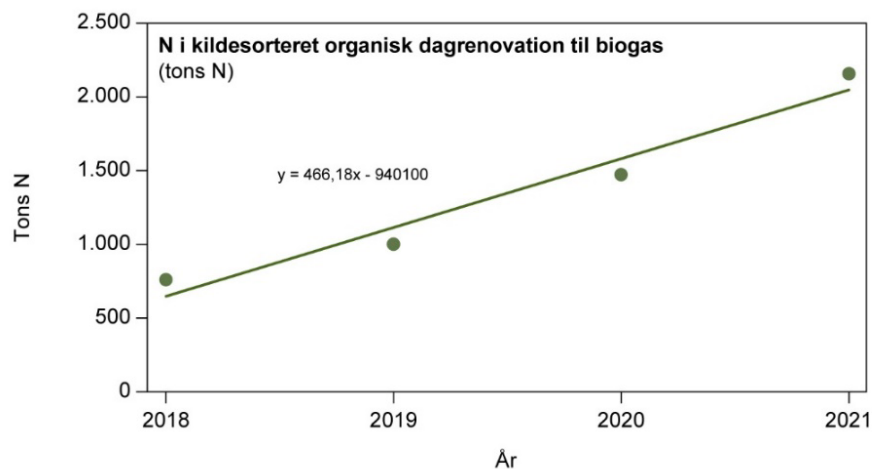
Effekt af organisk affald

Øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg, fx i stedet for forbrænding, forventes at øge N-udvaskningen (Sørensen & Børgesen, 2015, Jensen et al., 2016). Den øgede udvaskning skyldes bl.a., at der samlet set tilføres mere kvælstof til landbrugsarealet, idet udnyttelseskravet til N i affaldet kun er 40 % i forhold til den handelsgødning, den erstatter.

Figur 3.8.4 viser en opgørelse af udviklingen i N tilført til biogasanlæg i kildesorteret organisk dagrenovation og dagrenovationslignende affald ifølge Leverandørregistret fra fælles biogasanlæg. Der var en stigning i tilført N fra 760 ton N til 2160 ton N i perioden 2017-18 til 2020-21. Da der stadig arbejdes med forbedret kildesortering af affald, skønnes denne udvikling at fortsætte frem mod 2027, og det vurderes, at de seneste års stigningstakt fortsætter med en samlet stigning på 2000 ton N i organisk affald fra 2022 til 2027. Denne stigning er betydeligt højere end vurderet i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020), der kun vurderede en stigning på 145 ton N fra 2018 til 2027, idet der blev anvendt et andet grundlag for at vurdere den fremtidige udvikling. I Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) anvendtes Miljøstyrelsens affaldsfremskrivningsmodel FRIDA, som beregner ton genanvendeligt affald, kombineret med antagne N-koncentrationer i affald. Disse beregninger viste en meget lille stigning i N i genanvendeligt affald, der harmonerer dårligt med de registrerede mængder af input af organisk dagrenovation til biogasanlæg (figur 3.8.4). Det vurderes, at de registrerede input i Leverandørregistret er det mest pålidelige grundlag for at vurdere udviklingen.

Ud over affald fra kildesorteret organisk dagrenovation kan der fremtidigt formodes at blive importeret mere biomasse/affald fra udlandet til biogas, fx i fiskeaffald, der ikke længere bruges i pelsdyrproduktion. Det har ikke været muligt at finde data herpå, og der er ikke indregnet en effekt heraf.

Figur 3.8.4. Udvikling i mængden af kvælstof i kildesorteret organisk dagrenovation tilført fælles biogasanlæg ifølge udtræk fra Leverandørregistret (Landbrugsstyrelsen) i perioden 2017-18 til 2020-21.



Ved anvendelse af samme forudsætninger som Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) kan øget anvendelse af affald forventes at medføre en stigning i N-udvaskning, svarende til ca. 11 % af total N i affaldet på lerjord og 22 % af total N på sandjord (tabel 3.8.2). Dette er beregnet på basis af et analogt scenarie med tilsætning af majsensilage til kvæggylle før afgang i Sørensen & Børgesen (2015). Her blev beregnet, at tilsætning af 38,6 kg N i ensilage til 100 kg N i kvæggylle medfører en øget nitratudvaskning på 4,4 kg N på lerjord og 8,3 kg N på sandjord efter 10 år. Der blev indregnet et udnyttelseskrav på 40 % for ensilagen, og det tilsvarende gælder for organisk affald. Denne effekt er omregnet til effekt pr. kg N i affald i tabel 3.8.2. Det vurderes her, at tilførsel af ekstra affald til biogasanlæg vil have tilnærmelsesvis samme effekt som beregnet for ekstra tilførsel af majsensilage, og at ca. 60 % af kvælstof i affald omdannes til ammonium i biogasanlæg (Tampio et al., 2016). Det vides ikke, hvordan afgasset organisk affald fordeles, men her antages en ligelig fordeling på sandjord og lerjord, idet størstedelen af affaldet produceres i de tættest befolkede områder i den østlige del af Danmark med mest lerjord, mens husdyrproduktionen, og dermed de fleste biogasanlæg, findes på sandjord. Dermed beregnes en gennemsnitlig stigning i N-udvaskning svarende til 16,5 % af total N i affaldet. Stigningen i genanvendelsen af organisk affald fra 2021 til 2027 på 2.000 ton N forventes dermed at give en stigning i udvaskningen på 330 ton N/år med en skønnet usikkerhed på +/- 165 ton N/år fra rodzonen. Det er ikke muligt at opdele denne effekt på oplande, da det er meget usikkert, hvor gødningen vil blive udbragt i 2027.

Tabel 3.8.2 Beregning af øget nitratudvaskning (10-års perspektiv) ved øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg ved et udnyttelseskrav på 40 % for affald beregnet ud fra et helt tilsvarende scenarie med tilsætning af majsensilage før bioforgasning (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

	Lerjord	Sandjord	Gns. ler og sand
Tilført N med affald (kg N/ha)*	38,6	38,6	
Øget N udvaskning (kg N/ha)**	4,4	8,3	
Udnyttelseskrav for N i affald (%)	40	40	
Netto øget N-udvaskning (kg N/kg N i affald)	0,114	0,215	0,165

* Analogt med scenarie med 25 % majsensilage og 75 % kvæggylle i Sørensen & Børgesen (2015, side 30).

** Effekt på nitratudvaskning i scenarie med 25 % majsensilage og 75% kvæggylle sammenlignet med afgasning af kvæggylle alene (Sørensen & Børgesen, 2015).

Konklusion

Effekten på nitratudvaskningen af ændret bioforgasning i perioden 2022 til 2027 er, som i sidste baselinerapport (Blicher-Mathiesen & Sørensen 2020), estimeret til at være ubetydelig. Den beregnede effekt af bioforgasning er betydeligt lavere end i tidligere baselineberegninger (1.293 tons ved revurderingen af baseline 2021 fra 2016 og mellem ca. 0-800 tons ved den efterfølgende opdatering af baseline 2021 i 2020, jf. hhv. Jensen et al. (2016) og Blicher-Mathiesen et al. (2020)). Det skyldes, at det med adgang til Leverandørregistret er blevet klart, at den registrerede fraførsel af kvælstof fra biogasanlæg er ca. 10 % lavere end tilførslen. Dette giver mulighed for en højere kvælstofkvote og tilsvarende større risiko for nitratudvaskning ved anvendelse af afgasset gødning. Der er endvidere indregnet en effekt af energiafgrøder, der også øger potentialet for udvaskning, således at den samlede effekt af biogas gennemsnitligt er tæt på 0, men med en betydelig usikkerhed på samlet +/- 700 ton N/år.

Øget genanvendelse af 2.000 ton N i organisk affald fra 2022 til 2027 forventes at øge nitratudvaskningen årligt med 330 tons N +/- 165 ton N over en 10-årig horisont.

3.9 Effekt af ændret kvælstofmængde i husdyrgødning

Forfatter: Peter Sørensen

Fagfællebedømmer: Ingrid K. Thomsen

Ved anvendelse af husdyrgødning forventes på længere sigt en højere nitratudvaskning end ved anvendelse af en tilsvarende mængde kvælstof i handelsgødning. Dette skyldes, at den samlede mængde tilførte kvælstof, er højere med husdyrgødning, samt at en øget mineralisering af organisk bundet kvælstof i gødningen medfører højere nitratudvaskning (Sørensen & Christensen, 2020). For at modvirke effekten af husdyrgødning på nitratudvaskning er der gradvist indført husdyrefterafgrøder på nogle bedrifter med husdyrgødning (tabel 3.12.1). Fra 2021/2022 er mængden af husdyrefterafgrøder givet som en samlet kvote for landet på 34.000 ha (afsnit 3.12), der ikke ændres, uanset om der sker en ændring i produktionen af husdyrgødning (Landbrugsstyrelsen, 2021a). Mængden af husdyrefterafgrøder forventes konstant i perioden 2022-27. Dette betyder, at ændringer i kvælstoftilførslen med husdyrgødning har betydning for nitratudvaskningen, idet en øget husdyrgødningsmængde ikke kompenseres med yderligere efterafgrøder, mens der ved lavere mængder husdyrgødning er et "overskud" af efterafgrøder. På basis af

de forventede ændringer i husdyrgødningsmængden beskrevet i afsnit 2.2. er effekten beregnet i det følgende for henholdsvis standardscenariet og scenarier med lav og høj husdyrproduktion. Der er kun regnet med ændringer i mængden af kvæg- og svinegylle, idet disse er de helt dominerende gødnings typer. Effekten af bioforgasning beregnes separat (afsnit 3.8).

I tabel 3.9.1 er mængden af kvælstof i gødning af dyr omregnet til mængden af lager på basis af normtal 2022/23 (Børsting & Hellwing, 2022). Der er antaget tab af total N i stald og lager på 7 % for kvæggylle og 9 % for svinegylle baseret på normtal. Frem til 2027 beregnes en reduktion i kvælstof i standardscenariet på 3.700 ton N for kvæggylle af lager, mens der er en endnu større reduktion i scenarie lav og en mindre stigning i scenarie høj. For svinegylle forventes en betydelig reduktion på 17.300 ton N i standardscenariet og også betydelige reduktioner i scenarierne lav og høj.

I tabel 3.9.1 er mængden af uudnyttet kvælstof beregnet til 25 % af total N for kvæggylle og 20 % af total N for svinegylle på basis af de nuværende udnyttelseskrav. Det antages, at udvaskningen fra den udnyttede kvælstofandel vil svare til udvaskningen ved anvendelse af handelsgødning. Der ses her bort fra, at det uudnyttede N inkluderer ammoniakfordampning ved udbringning. Ammoniakfordampning vil reducere nitratudvaskningen fra udbringningsarealet, men til gengæld vil give anledning til øget nedfald og udvaskning på andre arealer. Derudover vil der være udvaskning fra det resterende kvælstof, der hovedsageligt er organisk bundet. Som en tilnærmelse antages her, at mængden af uudnyttet N svarer til mængden af organisk bundet kvælstof. På basis af Sørensen & Christensen (2020) (side 436) antages det, at 56 % af organisk N i kvæggylle og 75 % af organisk N i svinegylle vil mineraliseres inden for 10 år. Endvidere antages det, at gennemsnitligt 33 % af det mineraliserede kvælstof udvaskes som nitrat. Dette betyder, at de beregnede effekter på nitratudvaskningen først forventes opnået efter ca. 10 år. På basis heraf er beregnet en reduktion i nitratudvaskningen fra kvæggylle på 172 ton N/år i standardscenariet med en variation i ændret nitratudvaskning fra rodzonen på -1.117 ton N i scenarie lav og +350 ton N i scenarie høj. Reduktionen i nitratudvaskning fra rodzonen fra svinegylle er estimeret til 856 ton N i standardscenariet og varierer fra 721 til 1.036 ton N i de øvrige scenarier. Ud over usikkerheden på antallet af husdyr i 2027 er der usikkerhed på de anvendte beregningsparametre. Denne usikkerhed skønnes til yderligere +/- 30 % i forhold til de beregnede estimater. Dermed fås en variation i ændret nitratudvaskning på -1.452 til 455 ton N for kvæggylle og -505 til -1.347 ton N for svinegylle.

Tabel 3.9.1. Kvælstofmængder i kvæg- og grisegødning i 2021 sammenlignet med tre scenarier i 2027 ab dyr ifølge tabel 2.2.4 og omregnet til mængder ab lager. Ændring i uudnyttet kvælstof er beregnet ud fra gældende udnyttelseskrav, mens ændret nitratudvaskning fra rodzonen er estimeret ud fra uudnyttet kvælstof og antagelser om mineralisering og udvaskning af mineraliseret N fra Sørensen & Christensen (2020).

	2021		2027	
	Opnået	Standard	Lav	Høj
Kvæg				
Gødning, ton N ab dyr	131.000	127.000	105.000	149.000
Gødning, ton N ab lager (7 % N tab)	121.830	118.110	97.650	138.570
Ændring fra 2021, ton N ab lager		-3.720	-24.180	7.570
Ændring i uudnyttet N (25 % af total N), ton N		-930	-6.045	1.893
Andel af organisk N mineraliseret efter 10 år		0,56	0,56	0,56
Andel af mineraliseret N udvasket som nitrat		0,33	0,33	0,33
Ændring i nitratudvaskning, ton N/år		-172	-1.117	350
Ændring i nitratudvaskning, % af N ab lager 2021		-0,14	-0,92	0,29
Grise				
Gødning, ton N ab dyr	93.000	74.000	70.000	77.000
Gødning, ton N ab lager (9 % N-tab)	84.630	67.340	63.700	70.070
Ændring fra 2021, ton N ab lager		-17.290	-20.930	-14.560
Ændring i uudnyttet N (20 % af total N), ton N		-3.458	-4.186	-2.912
Andel af organisk N mineraliseret efter 10 år		0,75	0,75	0,75
Andel af mineraliseret N udvasket som nitrat		0,33	0,33	0,33
Ændring i nitratudvaskning, ton N/år		-856	-1.036	-721
Ændring i nitratudvaskning, % af N ab lager 2021		-1,01	-1,22	-0,85

Effekter af ændret kvælstof i husdyrgødning er i tabel 3.9.2. fordelt på 23 hovedvandoplande i de tre scenarier for henholdsvis kvæg og grise. Effekten er fordelt på hovedvandoplande på basis af fordelingen af henholdsvis svine- og kvæggylle på hovedvandoplande ifølge indmeldte oplysninger i gødningsregnskaber fra 2020/21. I gødningsregnskaberne er indmeldt ca. 40.000 ton N i kvæggylle og 41.000 ton N i svinegylle, mens den resterende gylle er angivet som blandet gylle eller afgasset biomasse ved udbringning. Ved fordelingen på hovedvandoplande er det antaget, at de indmeldte ublandede gylletyper er repræsentative for den samlede fordeling af kvæg- og svinegylle, inklusive de blandede gødningstyper. Det er endvidere antaget, at relative ændringer i husdyrbestanden frem til 2027 er ens for alle oplande. Usikkerheden på effekten i de enkelte hovedvandoplande skønnes at være ca. +/- 50 %, idet der ikke er taget hensyn til varierende jordtyper og klimaforhold i de enkelte hovedvandoplande i beregningen. Nedbørsmængde, afgrødetype og jordtype har betydning for andelen af mineraliseret kvælstof, der udvaskes.

Tabel 3.9.2. Estimeret ændring i nitratudvaskning fra rodzonen (tons N/år) fordelt på hovedvandoplande som følge af ændringer i husdyrgødningsproduktionen i tre forskellige scenarier frem til 2027. Den samlede mængde kvælstof i kvæg- og svinegylle er fordelt på hovedvandoplande på basis af fordelingen af kvæg- og svinegylle registreret i gødningsregnskaber for 2020/21 (AU-opgørelse). Positive værdier angiver en reduktion i nitratudvaskningen.

Scenarie for husdyrhold															
Hovedvandopland		Andel af kvæggylle	Andel af svinegylle	Standard			Lav			Høj					
				Kvæg	Grise	Samlet	Kvæg	Grise	Samlet	Kvæg	Grise	Samlet			
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,0547	0,0679	9	58	68	61	70	131	-19	49	30			
1.2	Limfjorden	0,296	0,2197	51	188	239	331	228	558	-104	158	55			
1.3	Mariager Fjord	0,0326	0,0085	6	7	13	36	9	45	-11	6	-5			
1.4	Nissum Fjord	0,054	0,0354	9	30	40	60	37	97	-19	25	7			
1.5	Randers Fjord	0,0416	0,0834	7	71	79	46	86	133	-15	60	46			
1.6	Djursland	0,0172	0,0285	3	24	27	19	30	49	-6	21	15			
1.7	Århus Bugt	0,006	0,0229	1	20	21	7	24	30	-2	17	14			
1.8	Ringkøbing Fjord	0,0981	0,0662	17	57	74	110	69	178	-34	48	13			
1.9	Horsens Fjord	0,0069	0,0223	1	19	20	8	23	31	-2	16	14			
1.10	Vadehavet	0,1584	0,0588	27	50	78	177	61	238	-55	42	-13			
1.11	Lillebælt/Jylland	0,0314	0,082	5	70	76	35	85	120	-11	59	48			
1.12	Lillebælt/Fyn	0,0096	0,0384	2	33	35	11	40	50	-3	28	24			
1.13	Odense Fjord	0,0053	0,0296	1	25	26	6	31	37	-2	21	19			
1.14	Storebælt	0,0029	0,0213	1	18	19	3	22	25	-1	15	14			
1.15	Det Sydfynske Øhav	0,0117	0,0198	2	17	19	13	21	34	-4	14	10			
2.1	Kalundborg	0,0063	0,0182	1	16	17	7	19	26	-2	13	11			
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	0,0084	0,0173	1	15	16	9	18	27	-3	12	10			
2.3	Øresund	0,0023	0,0012	0	1	1	3	1	4	-1	1	0			
2.4	Køge Bugt	0,0025	0,012	0	10	11	3	12	15	-1	9	8			
2.5	Smålandsfarvandet	0,0189	0,0569	3	49	52	21	59	80	-7	41	34			
2.6	Østersøen	0,0085	0,0243	1	21	22	10	25	35	-3	18	15			
3.1	Bornholm	0,0065	0,0232	1	20	21	7	24	31	-2	17	14			
4.1	Vidå-Kruså	0,1203	0,0421	21	36	57	134	44	178	-42	30	-12			
Hele landet				1	1		172	856	1.028	1.117	1.036	2.153	-350	721	371

3.10 Effekt af forbud mod udbringning af fast gødning om efteråret til vintersæd

Forfatter: Peter Sørensen

Fagfællebedømmer: Ingrid K. Thomsen

I efteråret 2021 indførtes forbud mod udbringning af fast organisk gødning i efteråret før såning af vintersæd, dog stadig med mulighed for udbringning til vintersæd ved etablering senest 1. september (Landbrugsstyrelsen, 2021b). Forbuddet trådte i kraft fra 1. november 2021, hvilket betød, at der stadig kunne udbringes fast gødning til vintersæd som hidtil i efteråret 2021. Før dette tidspunkt kunne faste gødninger udbringes til vintersæd uden tidsmæssige begrænsninger. Endvidere var der mulighed for at udbringe fast husdyrgødning fra 20. oktober til 15. november på alle arealer med lovpligtige efterafgrøder, husdyr- og MFO-efterafgrøder.

De nye regler lyder som følgende (Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen, 2022): *I perioden fra efter høst til før følgende tidspunkter må der ikke udbringes fast organisk gødning:*

- 1) 1. november på lerjord (JB-nr. 7-9)
- 2) 1. december på lerjord og humusjord (JB-nr. 5, 6, 10 og 11)
- 3) 1. februar på sandjord (JB-nr. 1-4)

Der kan udbringes fast organisk gødning i perioden fra efter høst til før etablering af afgrøder på arealer, hvor der senest 1. september etableres græs, vinterraps, vintersæd eller grøngødning med gul sennep, olieræddike eller gul sennep og olieræddike forud for sukkerroer, hvor der er indgået kontrakt med en sukkerfabrik om afsætning af sukkerroerne.

Det vurderes, at få landbrug vil vælge at så vintersæd før 1. september, især på grund af risiko for sygdomme i afgrøden. Dermed vil der kun være meget lille udbringning af fast gødning til vintersæd om efteråret. Sørensen et al. (2020) vurderede effekten af et forbud mod udbringning af fast organisk gødning om efteråret til en samlet reduktion i nitratudvaskning fra rodzonen på 1.656 ton N/år. Dette blev baseret på en samlet tilførsel af faste organiske gødninger opgjort til 44.880 tons N i gødningsåret 2016-17. Det skal bemærkes, at der over de senere år er sket en stigende tilførsel af faste organiske gødninger til biogasanlæg. Det må formodes, at dette også har medført et fald i tilførsel af organisk gødning om efteråret, idet den afgassede biomasse kun kan udbringes til vinterraps og græs om efteråret og ellers skal udbringes om foråret. AU har lavet udtræk fra leverandørregistret og fundet, at der blev registreret en øget tilførsel af fast gødning og dybstrøelse til biogasanlæg på 6.900 ton N i perioden 2018 til og med 2021. Dette svarer til 15 % af de oprindelige 44.880 ton N. Den beregnede effekt af tiltaget er derfor her reduceret med 15% i forhold til vurderingen i Sørensen et al. (2020) svarende til 1.408 ton N/år. De nærmere forudsætninger for vurderingen, herunder de tidligere regler, er beskrevet af Sørensen et al. (2020). Usikkerheden på effekten vurderes her til +/- 25 %, svarende til en effekt på 1.056-1.760 ton N/år.

Effekten på 1.408 ton N/år er i tabel 3.10.1 fordelt på hovedvandoplande i forhold til registreret udbringning af kategorierne fast gødning, dybstrøelse samt fjerkrædybstrøelse i de enkelte hovedvandoplande ifølge gødningsregnskaber fra 2021 (udtræk af data lavet af AU).

Effekten af tiltaget pr. ton N i gødning forventes størst i hovedvandoplande med størst nedbørsoverskud, men der er ikke taget hensyn denne variable effekt i de enkelte hovedvandoplande, idet AU ikke har solidt nok grundlag til at differentiere effekten.

Tabel 3.10.1. Estimeret ændring i nitratudvaskning fra rodzonen fordelt på hovedvandoplande som følge af forbud mod udbringning af fast organisk gødning til vintersæd. Effekten på 1.408 ton N/år er vist som min/maks. med en antaget usikkerhed på +/- 25 %. Fordelingen på hovedvandoplande er sket på basis af fordelingen af fast gødning, dybstrøelse samt fjerkrædybstrøelse registreret i gødningsregnskaber for 2020/21. Positive værdier angiver en reduktion i nitratudvaskningen.

	Opland	Andel af fast gødning	Effekt på udvaskning fra rodzonen (tons N/år)	
			Min.	Maks.
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,0656	69	115
1.2	Limfjorden	0,2478	262	436
1.3	Mariager Fjord	0,0174	18	31
1.4	Nissum Fjord	0,0466	49	82
1.5	Randers Fjord	0,0656	69	115
1.6	Djursland	0,0235	25	41
1.7	Århus Bugt	0,0112	12	20
1.8	Ringkøbing Fjord	0,0746	79	131
1.9	Horsens Fjord	0,0118	12	21
1.10	Vadehavet	0,1192	126	210
1.11	Lillebælt/Jylland	0,0584	62	103
1.12	Lillebælt/Fyn	0,0250	26	44
1.13	Odense Fjord	0,0171	18	30
1.14	Storebælt	0,0072	8	13
1.15	Det Sydfynske Øhav	0,0175	19	31
2.1	Kalundborg	0,0127	13	22
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	0,0268	28	47
2.3	Øresund	0,0081	8	14
2.4	Køge Bugt	0,0069	7	12
2.5	Smålandsfarvandet	0,0332	35	58
2.6	Østersøen	0,0139	15	24
3.1	Bornholm	0,0079	8	14
4.1	Vidå-Kruså	0,0821	87	144
Hele landet		1	1.056	1.760

3.11 Ophør af pløjning og gødskning af §3-arealer

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Fra 1. juli 2022 trådte en ændring af naturbeskyttelsesloven i kraft, som gør det ulovligt at så, plante, jordbearbejde, herunder pløje, sprøjte og gødske, såkaldt § 3-beskyttet natur – også selvom arealerne tidligere har været dyrket. Forbuddet omfatter dog ikke gødning afsat via græssende dyr, der således fortsat vil kunne finde sted på §3-beskyttede arealer, hvor afgræsning er lovligt. Det er konsekvenserne af nye regler i naturbeskyttelsesloven, jf. lov om ændring om naturbeskyttelse nr. 1057 af 30. juni 2020.

Ifølge §3 i naturbeskyttelsesloven (bekendtgørelse af lov om naturbeskyttelse nr. 240 af 13. marts 2019) må der ikke foretages ændring i tilstanden af naturlige søer, hvis areal er på over 100 m², eller af vandløb eller dele af vandløb, der af Miljøministeren efter indstilling fra kommunalbestyrelsen er udpeget

som beskyttede. Dette gælder dog ikke for sædvanlige vedligeholdelsesarbejder i vandløb.

Tabel 3.11.1. Fordeling af §3-arealer på naturtyper opgjort af AU.

Naturtype	Areal (ha)
Eng	106.765
Hede	85.765
Mose	106.333
Overdrev	38.973
Strandeng	46.456
Sø	72.103
Ukendt	2
	456.396

Der må ikke foretages ændringer i tilstanden af heder, moser og lignende, strandenge og strandsumpe samt ferske enge og biologiske overdrev, når sådanne naturtyper enkeltvis, tilsammen eller i forbindelse med de søer, der er nævnt ovenfor, er større end 2.500 m² i et sammenhængende areal. Der må heller ikke foretages ændring i tilstanden af moser og lignende, der er mindre end 2.500 m², når de ligger i forbindelse med en sø eller et vandløb, der er omfattet af ovenfor nævnte beskyttelse.

Reglerne i naturbeskyttelseslovens §3 betyder, at det ikke er tilladt at ændre tilstanden af de beskyttede naturtyper, som omfatter ca. 456.000 ha eller ca. 10 % af Danmarks areal, og som består af søer, heder, moser, enge, strandenge og overdrev (tabel 3.11.1).

Drift som pløjning og gødskning var imidlertid tidligere tilladt på §3-arealer, hvis lodsejeren har kunnet dokumentere, at driften var lovlig og en tilbagevendende, normal praksis, inden arealerne blev omfattet af beskyttelsen i §3.

AU har opgjort arealfordeling af §3-arealer på naturtyperne eng, hede, mose, overdrev, strandeng og søer ved at download GIS-filer fra MiljøGIS, <https://miljoegis.mim.dk/cbkort?&profile=miljoegis-natura2000>. Der er registreret ca. 107.000 ha eng og cirka ca. 46.000 ha strandeng på §3-arealer i Danmark (tabel 3.11.1). Desuden har AU opgjort dyrkede afgrøder på §3-arealer ved at stemple IMK-markkort fra 2021 og 2023 ind i §3-kortet. IMK-markkort er hentet november 2023 fra <https://landbrugsgeodata.fvm.dk/>. Omkring 62.000 ha af §3-arealerne har været dyrket i 2021 og heraf har majs og lucerne samt salgsafgrøder (korn, raps, frøgræs, kartofler sukkerroer og ærter) udgjort ca. 2.000 ha både i 2021 inden forbud mod jordbearbejdning, sprøjtning og gødskning mv. af §3-arealer og også i 2023 (tabel 3.11.2), hvor forbuddet blev indført 1. juli 2022. Det er kommunerne der har det administrative ansvar for §3-arealerne.

Tabel 3.11.2. Areal af dyrkede afgrøder på §3-arealer i 2021 og 2023 opgjort af AU.

	2021	2023	2023 minus 2021
	(ha)	(ha)	(ha)
Salgsafgrøder	1.287	1.663	375
Rodfrugter	574	190	-384
Majs, lucerne	226	73	-153
Græs i omdrift	5.521	14.360	8.839
Varig græs	14.048	100.752	86.705
Grønsager, frugt og grønt	12	22	10
Juletræer og pyntegrønt	137	127	-10
Energiskov m.m.	86	76	-10
Særlige kulturer til energi	1	2	0
Almindelig braklægning	2.095	3.504	1.409
Særlige afgrøder: miljøordninger	32.584	36.630	4.046
Udyrkede arealer, vildtagre	2.341	2.325	-16
Øvrige afgrøder, naturlige	2.125	2.374	249
Andre afgrøder	13	7	-6
Skov, med norm	240	296	56
Skov, uden norm	784	828	44
	62.076	163.230	101.155

Lodsejere med mange dyrkede §3-enge, eller hvor driften af engene har en særlig stor betydning for økonomien, kan søge om dispensation til fortsat drift eller erstatning. Da lovforslaget generelt er vedtaget som erstatningsfri regulering, vil en eventuel dispensation eller erstatning have udgangspunkt i, om ændring af loven påvirker ansøgers landbrugsbedrift atypisk hårdt i en grad, der har ekspropriationslignende karakter. Det er Miljøstyrelsen, som vurderer, om en bedrift er atypisk hårdt ramt og Miljøstyrelsen har derfor mulighed for at give dispensation eller erstatning.

§3-registreringen er kun vejledende, og det er til enhver tid den aktuelle tilstand af arealet, der er afgørende for, om det er omfattet af beskyttelsen eller ej. Der er ingen plejepligt knyttet til beskyttelsen, og på den måde kan arealer vokse både ind og ud af beskyttelsen.

Landbrugsstyrelsen har informeret AU om, at N-kvoten for planperiode 2022/23 blev reduceret med 7.000 ton N grundet regel om forbud mod at gødske §3-arealer. Det er dog usikkert, om denne kvote reelt er brugt på disse §3-arealer, og dermed er effekten af den reducerede kvote for disse arealer usikker. Husdyrgødning afsat via græssende dyr fra egen besætning eller fra anden virksomhed – til egne arealer med miljøtilsagn eller særlige naturarealer, kan trækkes fra bedriftens N-gødningskvote, således at der ikke er krav om udnyttelse af kvælstof i den afsatte husdyrgødning tildelt disse arealer. Det betyder, at selvom et §3-areal ikke får tildelt en N-kvote kan der alligevel være udegående dyr på arealet.

En ændring i gødningstildeling og effekt på nitratudvaskning er især afhængig af, om arealet dyrkes ekstensivt både ift. jordbearbejdning og gødningstildeling. Ændring i tildeling af uorganisk gødning til arealer med permanent græs eller med begrænset ompløjning har stort set ikke eller kun begrænset effekt på nitratudvaskning så længe græsset ikke ompløjes, da græs er effektiv til at optage tilført kvælstof (Eriksen et al., 2020, Eriksen et al., 2008).

Øget eller mindre nitratudvaskning ved mere eller mindre tildeling af uorganisk gødning til permanent græs vil evt. kunne ses efter år med ompløjning af græs og vil her afhænge af, hvilke afgrøder der følger efter ompløjning (Eriksen, 2001, Hansen et al., 2005). Nitratudvaskning fra mere intensivt dyrket kløvergræs var ikke påvirket af, om gødning blev givet som handelsgødning eller med basistildeling af kvæggylle, målt i et dansk forsøg gennem 2 år (Fontaine et al. 2023). Nitratudvaskningen ændrede sig ikke ved tildeling af uorganisk kvælstofgødning på op til 150 kg N/ha, mens marginaludvaskning over dette niveau blev opgjort til 5 %. Der er til denne opdatering af baseline 2027 endnu begrænset viden om, hvordan dyrkningsforbud for §3-arealer fra 1. juli 2022 ændrer afgrødefordeling og management for dyrkede §3-arealer.

Eventuelle ændringer i anvendte afgrødekoder og gødningsforbrug vil evt. kunne ses i data indberettet til Landovervågningen for 2023 indberetning eller herefter. Disse data var ikke tilgængelig til nærværende opdatering af baseline 2027. AU har dermed ikke haft tilstrækkeligt fagligt grundlag til at foretage en vurdering af effekten på nitratudvaskning af ophør af jordbearbejdning, sprøjtning og gødsning m.v. af §3-arealer, og en evt. effekt er ikke inkluderet i nærværende rapport. Virkemidlet blev vurderet til årligt at give 153 ton N i mindre udledning til kystvande i vandområdeplanerne for 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023).

3.12 Husdyrefterafgrøder fra husdyrregulering

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Husdyrefterafgrøder har til formål at kompensere for merudvaskningen af kvælstof fra organisk gødning og er målrettet særlige områder, som både omfatter oplande, der afvander til nitrاتفølsomme Natura 2000-områder, og kvælstofsårbare kystvand-delooplande i henhold til vandområdeplanerne.

Med Fødevare- og landbrugspakken indførtes fra 2017 en ny husdyrregulering, som erstattede den hidtidige regulering af husdyrbrug med miljøgodkendelser, hvor kommunerne havde mulighed for bl.a. at sætte vilkår for efterafgrøder på arealer, hvor der blev udbragt husdyrgødning (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015).

I administrationen af udvidelser og ændringer af husdyrbrug blev reguleringen af landbrugsarealerne i forbindelse med miljøgodkendelser frem til 2017 vurderet i forhold til om ejendommens godkendte arealer lå i oplande til Natura2000-områder og/eller i oplande til kvælstofsårbare kystvande, og derfor afhang reguleringen af, hvilket kystvandopland husdyrbruget var placeret i.

Med indførelse af den nye husdyrregulering blev arealreguleringen i miljøgodkendelserne erstattet af nationalt fastsatte krav om etablering af husdyrefterafgrøder i visse oplande, hvor husdyrtrykket stiger. Med den ændrede regulering fik landmændene større frihed til at kunne foretage arealændringer, uden at det kræver yderligere tilladelse fra kommunerne.

I husdyrreguleringen fra 2017 var Danmarks areal opdelt i 135 oplande, og heraf klassificeres 85 oplande som nitrاتفølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder. Endvidere var der dengang 90 kystvand-delooplande, og ud af

disse havde 74 et indsatsbehov i forhold til kvælstof udbragt via organisk gødning (Miljøstyrelsen, 2017). I de oplande, hvor den uudnyttede andel af husdyrgødningen steg, var der krav om, at der heri etableredes flere husdyrefterafgrøder.

Der er altså forskel på, hvad kravet til husdyrefterafgrøderne udgjorde; det varierer mellem de forskellige oplande, som de udlægges i, og afhang af, om den uudnyttede del af husdyrgødningen steg, samt om bedriftens arealer lå i et kystvandopland, hvor der var et kvælstofindsatsbehov.

Referenceåret for mængden af organisk gødning var 2007 for husdyrgødning og tager således udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2006/2007. For anden organisk gødning var referenceåret 2015, som tager udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2014/2015. Anden organisk gødning omfatter spildevandsslam, komposteret husholdningsaffald mv., jf. indberetningerne til gødningsregnskaberne.

Husdyrefterafgrøderne følger reglerne for lovpligtige efterafgrøder. De kan i 2021 inden for samme areal overlappe med efterafgrøder til at opfylde krav vedr. MiljøFokusOmråder, men de kan ikke overlappe med lovpligtige eller målrettede efterafgrøder. Ligesom de lovpligtige efterafgrøder kan husdyrefterafgrøderne erstattes af alternative virkemidler.

Husdyrefterafgrøderne blev trinvist indfaset fra planperioden 2017/2018 og blev fuldt indfaset i planperioden 2021/2022 (tabel 3.12.1). I planåret 2017/2018 blev der etableret godt 19.000 ha husdyrefterafgrøder i oplande, der afvander til nitrutfølsomme Natura 2000-områder eller i kystvandsoplande med kvælstofindsatsbehov. Ved fuld indfasning i planperioden 2021/2022 blev der etableret 34.000 ha husdyrefterafgrøder. Det betyder, at der forventes fortsat årligt at ligge 34.000 ha husdyrefterafgrøder i baselineperioden 2022-2027.

Tabel 3.12.1. Oversigt over indfasning af husdyrefterafgrøder i planperioderne 2017/2018-2021/2022, Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, pers. korrespondance, 2019).

Planperiode	2017/2018	2018/2019	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Samlet niveau af efterafgrøder (ha)	19.250	24.250	27.500	30.750	34.000

Der er indført et maksimalt loft over husdyrefterafgrødekravet i det enkelte opland på 34 %.

I den tekniske beregning af husdyrefterafgrøder findes først antal efterafgrøder, der skal fordeles til oplande, der afvander til nitrutfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder grundet øget forbrug af uudnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning. Når disse er beregnet, fordeles de resterende efterafgrøder til kystvand-deloplande med et kvælstofindsatsbehov.

For husdyrefterafgrøder til opfyldelse af krav i 2021/2022, og hvor efterafgrøderne derved ligger på dyrkningsfladen i efteråret 2021, fordeles 11.827 ha husdyrefterafgrøder i oplande til Natura 2000-habitater og 22.173 ha i kystvand-deloplande med kvælstofindsatsbehov beregnet af Landbrugsstyrelsen (Landbrugsstyrelsen, 2023 pers. komm.). For planperiode 2023/24 er der krav om, at 1.005 ha husdyrefterafgrøder ligger i oplande til Natura 2000-habitater, og de resterende 32.995 ha ligger i kvælstofsårbare kystoplande med et indsatsbehov.

Ifølge fremskrivning af normer for kvælstofindhold i husdyrgødning og antal husdyr estimeres ved standardscenariet, at mængden af husdyrgødning af dyr reduceres med gennemsnitlig 10 % frem til 2027 (se afsnit 2.2). Herved vil den uudnyttede andel af husdyrgødningen blive reduceret. Det kan derfor forventes, at alle 34.000 ha husdyrefterafgrøder formentlig vil blive fordelt i de kvælstofsårbare kystoplande. Vi har i denne opdatering af baseline 2027 ikke mulighed for at gennemføre en anderledes fordeling af husdyrefterafgrøderne mellem Natura-2000 oplande og oplande til kvælstofsårbare kystvande end den, der er foretaget af Landbrugsstyrelsen for planperiode 2023/24.

Mulig effekt af husdyrefterafgrøder i 2027

Da arealet med husdyrefterafgrøder samlet set vil forblive på 34.000 ha i årene frem til 2027, vurderes det, at husdyrefterafgrøderne ikke vil give en ændring i nitratudvaskningen i 2027 opgjort for hele landet. Dette er dog under forudsætning af, at det nugældende regelgrundlag for efterafgrøder ikke ændres.

I den seneste baseline 2027 for udvalgte elementer indgik en stigning på 14.750 ha i antallet af husdyrefterafgrøder fra planperiode 2017/2018 til planperiode 2020/21. Effekten heraf blev beregnet til at reducere nitratudvaskningen med ca. 487 ton N.

Det er ikke muligt inden for rammen af denne rapport at fremskrive en prognose for fordeling og effekt af husdyrefterafgrøderne, som indeholder effekten af, at husdyrefterafgrøderne omfordeles grundet en mindre mængde af uudnyttet husdyrgødning fra 2022.

3.13 Effekt på nitratudvaskningen af udvikling i udbytter, økonomisk optimal N-norm til afgrøder, udvikling i husdyrproduktion og udvikling i afgrødefordeling

Nærværende kapitel består af tre delafsnit, udarbejdet af forskellige fagpersoner. Det første gennemgår udviklingen i økonomisk optimal kvælstofnorm frem mod 2027, det andet omhandler den samlede effekt af udvikling i kvælstofnorm, afgrødefordeling og scenarier for husdyrhold i 2027 på normgødskningen, og i tredje afsnit estimeres den afledte effekt på nitratudvaskningen af hhv. udviklingen i kvælstofudbytter og ændringen i kvælstofnormer i 2027.

Udvikling i udbytter og den økonomisk optimale kvælstofmængde

Forfattere: Johannes L. Jensen & Ingrid K. Thomsen

Fagfæller: Jørgen Eriksen

Analysen af udviklingen i den økonomisk optimale kvælstofmængde med indregning af værdien af protein (ØKOP) tager afsæt i det eksisterende normsystem, som er beskrevet i detaljer i Drejebogen (Anonym, 2018). Tabel 3.13.1 viser de data, der ligger til grund for udregningen af ØKOP for hvert af høstårene fra 2021 til 2029.

I normsystemet anvendes som udgangspunkt data fra responsforsøg fra de seneste 10 år, dvs. at ØKOP fastsættes som et glidende gennemsnit af de seneste 10 års forsøg. I efteråret 2019 blev det besluttet, at kvælstofnormerne

fremover skal være treårige i stedet for etårige. Derfor vides det på nuværende tidspunkt, at forsøg fra årene 2016-2025 vil indgå i udregningen af ØKOP for planperioden 2026/27-2028/29 (tabel 3.13.1). Således er forsøgsresultaterne fra syv af årene (2016-2022) kendte, mens de resterende tre år (2023-2025) ikke kendes. ØKOP for de resterende tre år er estimeret ved at udregne minimum, median eller maksimumværdien for perioden 2013-2022 (se figur 3.13.1 for eksempel med vårbyg og vinterhvede).

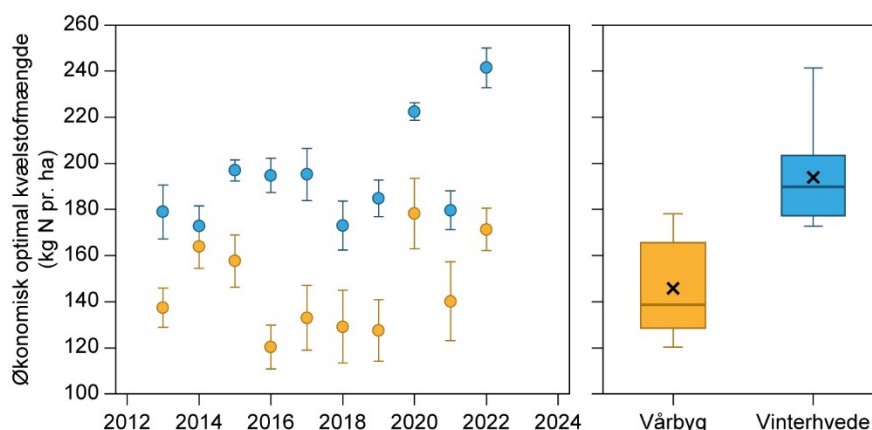
Anvendelsen af medianværdien for de resterende tre år vurderes at give det bedste bud på, hvad ØKOP bliver i 2027, mens brugen af minimum- og maksimumværdierne angiver det udfaldsrum, som ØKOP kan forventes at falde indenfor. Til udregning af ØKOP for vinterhvede, vårbyg, vinterbyg, majs, vinterraps, vinterrug og kartofler er der benyttet priser anvendt ved Normudvalgets indstilling af kvælstofnormer for 2023/24-2025/26. Normudvalgets indstilling af kvælstofnormer for 2023/24-2025/26 resulterede i en række ændringer i kvælstofnormer for afgrøderne (tabel 3.13.2; kolonnen "Ændring fra 2021-2023 til 2024-2026"), hvilket er medregnet i den forventede udvikling fra 2021 til 2027. Det samlede resultat af analysen på de afgrøder, hvor der er gennemført forsøg med stigende N under Landforsøgene, ses i tabel 3.13.2.

Tabel 3.13.1. Sammenhæng mellem høstår, planperiode for normindstilling, forsøgsgrundlag til udregning af den økonomisk optimale kvælstofmængde (ØKOP) samt udbytter fra Danmarks Statistik, som anvendes til udbyttekorrektion.

Høstår	Planperiode	Forsøgsgrundlag fra Landsforsøgene	Danmarks Statistiks udbytter
2021	2020/21-2022/23	2010-2019	(gns. 2014-2018)-(gns. 2013-2017)
2022			
2023			
2024	2023/24-2025/26	2013-2022	(gns. 2017-2021)-(gns. 2014-2018)
2025			
2026			
2027	2026/27-2028/29	2016-2025	(gns. 2020-2024)-(gns. 2017-2021)
2028			
2029			

Der er ikke forsøgsgrundlag til at angive værdier for kløvergræs, rent græs, sukkerroer, vårhvede og tritcale. Basisnormen, som udtrykker et standardiseret økonomisk optimum ud fra de gennemførte forsøg (Anonym, 2018), har for kløvergræs og sukkerroer været uændret siden hhv. 2015 og 2009, hvorfor der for disse afgrøder er antaget uændret ØKOP også indtil 2027. Basisnormen for rent græs, vårhvede og tritcale blev reduceret med hhv. 15, 5 og 5 kg N pr. ha ved seneste indstilling (2023/24-2025/26), hvilket er inddraget i beregningen (tabel 3.13.2). Basisnormen for almindelig rajgræs til frø blev øget med 10 kg N pr. ha ved den seneste indstilling. Idet almindelig rajgræs til frø udgør cirka 50 % af det samlede areal med frøgræs, er der indregnet en stigning på 5 kg N pr. ha (tabel 3.13.2).

Figur 3.13.1. Til venstre den økonomisk optimale kvælstofmængde for vårbyg (orange symboler) og vinterhvede (blå symboler) i perioden 2013-2022. SEM er angivet. Til højre boxplot for de økonomisk optimale kvælstofmængder angivet for vårbyg og vinterhvede, ligeledes baseret på 2013-2022.



Tabel 3.13.2. Estimerede økonomisk optimale kvælstofmængder (ØKOP, kg N pr. ha) for afgrøder i 2027 baseret på enten minimum-, median- eller maksimumværdien for perioden 2013-2022. Ændringer i kvælstofnormer for afgrøderne fra planperioden 2020/21-2022/23 til 2023/24-2025/26 samt den gennemsnitlige ØKOP for perioden 2013-2022, som ligger til grund for Normudvalgets indstilling for planperioden 2023/24-2025/26, er vist. Desuden vises forskellen mellem ØKOP for afgrøder i 2027 baseret på medianværdien og ØKOP for perioden 2013-2022, inklusive indregning af ændringer bestemt ved den seneste indstilling angivet i sidste kolonne. Afgrøderne er listet efter udbredelse (gennemsnit 2013-2022, Danmarks Statistik).

angivet på de relevante afgrøder og ikke for alle afgrøder (gennemsnit 2013-2022, Danmarks Statistik).

Afgrøde	Ændring fra 2021-2023 til 2024-2026	Gns. 2013-2022	Estimeret ØKOP 2027			Udvikling fra 2021 til 2027
			Min.	Median	Maks.	
kg N pr. ha						
Vårbyg	0	146	136	142	153	-4,3
Vinterhvede	-5	194	191	196	212	-2,9
Kløvergræs, omdrift	0	302	-	-	-	0,0
Majshelsæd ¹	-10	118	113	124	144	-4,2
Vinterraps ²	-10	186	167	182	196	-13,6
Vinterrug	0	152	138	152	158	-0,5
Vinterbyg ³	-5	165	145	166	172	-4,3
Frøgræs	5	180	-	-	-	5,0
Havre ⁴	0	119	111	119	157	0,0
Rent græs, omdrift	-15	413	-	-	-	-15,0
Kartofler ⁵	0	209	191	213	217	4,5
Sukkerroer	0	126	-	-	-	0,0
Vårhvede	-5	163	-	-	-	-5,0
Triticale	-5	178	-	-	-	-5,0

¹ Kun udført forsøg fra 2013-2021. ² Kun udført forsøg i 2013-2014 og 2016-2022. ³ Kun udført forsøg i 2013 og 2015-2022.

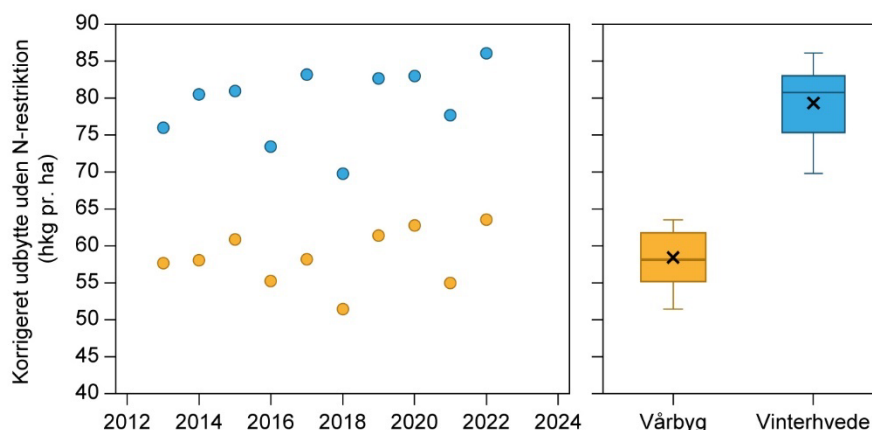
⁴ Kun udført forsøg fra 2019-2022. ⁵ Kun udført forsøg fra 2014-2022.

Ud over udviklingen i værdien for ØKOP bestemt i Landsforsøgene påvirkes ØKOP i normsystemet også af, hvordan Danmarks Statistiks høstudbytter udvikler sig (Anonym, 2018). Det er primært ændringen i det glidende gennemsnit af høstudbytterne i en femårs-periode, der benyttes til at korrigere ØKOP. I beregningen korrigeres dog for stærkt afvigende udbytter, dvs. hvis udbyttet i det pågældende år afviger mere end +/-10 % fra gennemsnitsudbyttet for de foregående fem år, korrigeres udbyttet for det pågældende år til +/-10 % af de foregående fem års gennemsnitsudbytte (Anonym, 2018). På grund af de treårige normer vil forskellen mellem høstudbytter fra årene 2020-2024 og 2017-2021 være bestemmende for, hvad korrektionen skal være for planperioden 2026/27-2028/29 (tabel 3.13.1), dvs. hvor høståret 2027 indgår. Således er høstudbytterne til og med 2022 kendte, mens høstudbytter fra 2023 og 2024 ikke kendes. Udbytter fra Danmarks Statistik korrigeret for den tidligere

normreduktion ud fra Drejebogen (Anonym, 2018) for de resterende to år er estimeret ved enten at udregne minimum-, median- eller maksimumværdien for perioden 2013-2022 (se figur 3.13.2 for eksempel med vårbyg og vinterhvede).

Ændringen i det forventede udbyttepotentiale er udregnet for de ovennævnte perioder som beskrevet i Drejebogen (Anonym, 2018). Den samlede effekt af ændringer i det forventede udbyttepotentiale for planperioden 2023/24-2025/26 og for den kommende normindstilling, og dermed til 2027, er angivet i tabel 3.13.3.

Figur 3.13.2. Til venstre det korrigerede udbytte uden kvælstofrestriktion (Anonym, 2018) for vårbyg (orange symboler) og vinterhvede (blå symboler) i perioden 2013-2022. Til højre boxplot for det korrigerede udbytte uden kvælstofrestriktion angivet for vårbyg og vinterhvede, ligeledes for 2013-2022.



Tabel 3.13.3. Den samlede korrektion (kg N pr. ha) grundet udbytteudvikling for afgrøderne fra 2021 til 2027 baseret på enten minimum-, median- eller maksimumværdien for perioden 2013-2022.

Afgrøde	Min.	Median	Maks.
kg N pr. ha			
Vårbyg	0,1	4,1	7,4
Vinterhvede	-0,5	6,1	9,3
Kløvergræs, omdrift ¹	-0,1	4,0	6,4
Majshelsæd ¹	-0,2	7,6	12,3
Vinterraps	-0,9	2,6	4,4
Vinterrug	-0,2	3,5	5,0
Vinterbyg	0,5	5,0	7,2
Frøgræs ²	-	-	-
Havre	-1,9	1,0	3,9
Rent græs, omdrift ¹	-0,2	9,1	14,6
Kartofler ¹	-0,1	5,3	8,4
Sukkerroer ¹	-0,1	2,4	3,9
Vårhvede ³	0,1	3,5	6,1
Triticale	3,0	5,5	8,4

¹ Beregnes ud fra den procentvise ændring af vårbyg og vinterhvede. ² Justering foretages ikke for frøgræs. ³ Beregnes ud fra den procentvise ændring af vårbyg.

Det skal understreges, at der er store usikkerheder knyttet til fremskrivningen af udbytteudviklingen, da udbytterne i de seneste år har været påvirket af flere typer vejrekstremer. Derudover er der en række andre miljømæssige faktorer samt genetiske og dyrkningsmæssige faktorer, der kan påvirke udbytteudviklingen. Eksempelvis vil begrænsninger i brugen af svampemidler samt

ændringer i arealfordelingen af afgrøderne grundet regulering eller prisudvikling påvirke udbyttet.

I tabel 3.13.4 ses den samlede effekt af udviklingen i værdien for ØKOP bestemt i Landsforsøgene (tabel 3.13.2) og udbytteudviklingen (tabel 3.13.3) i kvælstoftilførslen for afgrøderne fra 2021 til 2027 baseret på medianværdien for perioden 2013-2022. Der skal dog bemærkes, at udfaldsrummet for udviklingen i kvælstoftilførslen er stort, hvilket er angivet i tabel 3.13.2 og 3.13.3. Der er dermed knyttet betydelig usikkerhed til disse værdier.

Tabel 3.13.4. Den samlede korrektion (kg N pr. ha) grundet dels udvikling i de estimerede økonomisk optimale kvælstofmængder (ØKOP), dels udbytteudvikling for afgrøderne fra 2021 til 2027 baseret på medianværdien for perioden 2013-2022.

Afgrøde	ØKOP	Udbytteudvikling	Samlet korrektion
Vårbyg	-4,3	4,1	-0,2
Vinterhvede	-2,9	6,1	3,2
Kløvergræs, omdrift	0,0	4,0	4,0
Majshelsæd	-4,2	7,6	3,4
Vinterraps	-13,6	2,6	-11,0
Vinterrug	-0,5	3,5	3,0
Vinterbyg	-4,3	5,0	0,7
Frøgræs	5,0	-	5,0
Havre	0,0	1,0	1,0
Rent græs, omdrift	-15,0	9,1	-5,9
Kartofler	4,5	5,3	9,8
Sukkerroer	0,0	2,4	2,4
Vårhvede	-5,0	3,5	-1,5
Triticale	-5,0	5,5	0,5

Effekt af udvikling i kvælstofnorm og afgrødefordeling og scenarier for husdyrhold i 2027 på normgødsningen

Forfattere: Troels Kristensen & Johannes L. Jensen

Fagfællebedømmer: Ingrid K. Thomsen

Den kombinerede effekt af udviklingen i kvælstofnormen for de enkelte afgrøder fra 2021 til 2027 (foregående afsnit) og ændringer i behovet for foderafgrøder beregnet for de tre scenarier for udviklingen i husdyrholdet (afsnit 2.2) er sammen med ændringer i afgrødefordeling fra Jensen (2023) benyttet som grundlag til at beregne arealanvendelse i 2027 i forhold til i 2021 og dermed den samlede normgødsning.

Der er beregnet et "standard"-scenarie for udviklingen i husdyrhold – som er den forventede udvikling frem til 2027 fra Jensen (2023). Derudover er usikkerhed på det gennemsnitlige antal dyr i Jensen (2023) anvendt til at beregne to alternative scenarier med henholdsvis et højere ("høj") og lavere ("lav") antal husdyr (malkekøer (+/-17 %), ammekøer (+/-20 %) og grisesøer (+/-5%)).

Arealanvendelsen i 2021 er beregnet ud fra gennemsnit af perioden fra 2013 til 2022 (Danmarks Statistik, 2023) i de kategorier af afgrøder, hvor der er en kvælstofnorm (jf. tabel 3.13.2). Herudover er arealet med brak og vedvarende græs fra Danmarks Statistik (2023) beregnet i den tilsvarende periode, og der er til sidst afstemt til det samlede landbrugsareal med et areal bestående af "Andre afgrøder" (se tabel 3.13.5).

Herefter er afgrødefordelingen i 2027 beregnet for de tre scenarier for udvikling i husdyrholdet, først med udgangspunkt i de ændringer, der er estimeret i afsnit 2.2 for grovfoderbehovet i de tre scenarier for udvikling i husdyrholdet. Ændringer i FE-behovet for grovfoder er antaget at være fordelt med 25 % rent græs og 25 % kløvergræs med et udbytte på henholdsvis 7.000 og 8.000 FE pr. ha og 50 % majs med et udbytte på 10.000 FE pr. ha. I Jensen (2023) er der regnet med en stigning i arealet med vedvarende græs. I nærværende beregninger er det antaget, at det samlede udbytte er uændret.

For de øvrige afgrøder, hvor der baseret på Jensen (2023) er en ændring i arealet, er det angivet med grå tone i tabel 3.13.5, og herefter er kornarealet afstemt ud fra de enkelte arters andel af arealet i 2021, således at det totale landbrugsareal i 2027 og 2021 er ens. Eksempelvis udgjorde vårbyg i 2021 40 % af det samlede kornareal på 1.397.000 ha. Arealændringer i 2027 baseret på Jensen (2023) og standardscenariet for husdyr giver en reduktion i arealet på 149.000 ha. Det samlede areal ud over disse ændringer skal således være 1.546.000 ha, hvoraf vårbyg udgør 40 %, svarende til 619.000 ha som, sammen med ændringen baseret på Jensen (2023) på 9.000 ha, giver et areal ved standard husdyrhold i 2027 på 628.000 ha vårbyg. Vinterhvede udgjorde 38 % af kornarealet i 2021, 38 % af de 1.546.000 ha svarer til 598.000 ha, som sammen med arealreduktionen baseret på Jensen (2023) på 182.000 ha, giver 416.000 ha. Ændringer i kornarealet forårsaget af forskelle i behovet for korn til foder er således ikke direkte medtaget. Det samlede kornareal reduceres med 43.000 ha ved standard husdyr, men øges ved lavt husdyrhold med 30.000 ha og reduceres med 117.000 ha, svarende til et samlet kornareal på 1.280.000 ha ved scenariet med højt husdyrhold.

Tabel 3.13.5. Arealanvendelse i 2021, ændringer fra 2021 til 2027 baseret på henholdsvis ændret grovfoderbehov (sort tone) og fremskrivninger af arealanvendelsen for de øvrige afgrøder (grå tone; fra Jensen, 2023) og heraf afledt arealanvendelse i 2027 i de enkelte afgrøder forudsat fastholdt samlet landbrugsareal i 2027 i forhold til 2021.

Afgørde	Areal 2021, 1.000 ha ¹⁾	Arealændringer, 1.000 ha			Areal 2027, 1.000 ha		
		standard	lav	høj	standard	lav	høj
Scenarie husdyr							
Vårbyg	559	9	9	9	628	657	598
Vinterhvede	540	-182	-182	-182	416	444	387
Kl. græs	210	-1	-23	21	209	187	231
Majshelsæd	177	-2	-33	30	175	144	207
Vinterraps	168	36	36	36	204	204	204
Vinterrug	110	-10	-10	-10	112	117	106
Vinterbyg	102	-9	-9	-9	104	109	98
Frøgræs	94				94	94	94
Havre	57				63	66	60
Rent græs	70	-1	-21	19	69	49	89
Kartofler	49	-5	-5	-5	44	44	44
Sukkerroer	33	-3	-3	-3	30	30	30
Vårhvede	20				22	23	21
Triticale	9				10	10	9
Andre afgrøder	154				154	154	154
Brak	56				56	56	56
Vedvarende græs	221	19	19	19	240	240	240
Sum landbrug	2.629				2.629	2.629	2.629

1) Beregnet som gennemsnit af 2013-2022.

Kvælstofnormen i tabel 3.13.6 for de enkelte afgrøder i 2021 og 2027 er fra forrige afsnit, dog er normen for "Andre afgrøder" beregnet som gennemsnit af alle afgrøder undtagen kløvergræs og græs, og det er antaget, at der ikke er nogen norm for arealet med vedvarende græs. Herefter er kvælstofnormen for de enkelte afgrøder i 2021 koblet med afgrødefordelingen i 2021 til beregning af den samlede kvælstoftilførsel for Danmark i 2021. Til beskrivelse af udviklingen i kvælstoftilførslen er kvælstofnormerne for de enkelte afgrøder i 2027 kombineret med henholdsvis afgrødefordeling i 2021 og fordelingen i 2027 ved de tre scenarier for udvikling i husdyrholdet i 2027.

Af tabel 3.13.6 fremgår det, at der i 2027 ved standardscenarie for udvikling i husdyrholdet og 2027 gødningsnormer for de enkelte afgrøder er et fald i kvælstoftilførslen på 6.270 ton N i forhold til 2021. Ved uændret afgrødefordeling (som i 2021) kombineret med kvælstofnormerne for 2027 fås en stigning i kvælstoftilførslen på 2.567 ton N. Reduktionen i kvælstoftilførslen i 2027 i forhold til 2021 er generelt drevet af ændringer i afgrødefordelingen med mere vårsæd i forhold til vinterhvede. Ændringer i 2027 mellem de tre scenarier for udviklingen i husdyrholdet skyldes derudover, at kvælstofnormen til græsafrøderne er markant højere end for de øvrige afgrøder. Ved scenariet med lav udvikling i husdyrholdet er der således 42.000 ha mindre med græs og dermed et øget areal med korn, som har en lavere gødningsnorm end græsarealet.

Det skal bemærkes, at der ved beregningerne ikke er taget hensyn til forfrugtsværdien af fx kløvergræs. Desuden er der ikke korrigeret for reduktioner i tilførslen, der afhænger af diverse ordninger, herunder økologisk jordbrug.

Tabel 3.13.6. Kvælstofnorm for de enkelte afgrøder, kg N pr. ha (jf. tabel 3.13.2) og den samlede kvælstoftilførsel i ton N pr. afgrøde og for hele landbrugsarealet, afhængigt af arealanvendelsen i henholdsvis 2021 og 2027 kombineret med normer i 2021 og 2027, samt tre scenarier for udviklingen i husdyrholdet (Afsnit 2.2). Negative tal angiver en reduktion i kvælstoftilførslen.

N-norm, år	2021	2027 ¹⁾	2021	2027	2027	2027	2027
Areal, år			2021	2021	2027	2027	2027
Scenarie –husdyr					standard	lav	høj
Afgrøde	N-norm,	kg N pr. ha	N-tilførsel, ton N				
Vårbyg	146	146	81.614	81.502	91.507	95.766	87.190
Vinterhvede	194	197	104.760	106.488	81.955	87.520	76.315
Kl. græs	302	306	63.420	64.260	63.954	57.222	70.686
Majshelsæd	118	121	20.886	21.488	21.245	17.482	25.130
Vinterraps	186	175	31.248	29.400	35.700	35.700	35.700
Vinterrug	152	155	16.720	17.050	17.319	18.209	16.415
Vinterbyg	165	166	16.830	16.901	17.213	18.096	16.317
Frøgræs	180	185	16.920	17.390	17.390	17.390	17.390
Havre	119	120	6.783	6.840	7.570	7.927	7.207
Rent græs	413	407	28.910	28.497	28.090	19.948	36.232
Kartofler	209	219	10.241	10.721	9.627	9.627	9.627
Sukkerroer	126	128	4.158	4.237	3.852	3.852	3.852
Vårhvede	163	162	3.260	3.230	3.575	3.743	3.403
Triticale	178	179	1.602	1.607	1.778	1.862	1.693
Andre afgrøder	161	163	24.794	25.102	25.102	25.102	25.102
Brak	0	0	0	0	0	0	0
Vedv. græs	0	0	0	0	0	0	0
Sum landbrug			432.146	434.713	425.876	419.446	432.260
Pr. ha, kg N			164	165	162	160	164
Udvikling fra 2021 til 2027				2.567	-6.270	-12.700	114

1) Se forrige afsnit for detaljeret beskrivelse.

Under standardforudsætning omkring udvikling i husdyrholdet er den samlede N-kvote på 426.876 ton N, hvilket er i overensstemmelse med estimatet i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). I nærværende rapport er det en reduktion i forhold til 2021, mens det i den tidligere rapport var en forøgelse i forhold år 2018, som var udgangspunkt i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). Årsagen hertil er en kombination af mindre ændringer i norm N-tildeling til afgrøderne og arealfordeling i de undersøgte år samt det totale landbrugsareal i de to rapporter.

Udvikling i kvælstofudbytter, kvælstofnormer og effekt på nitratudvaskning

Forfatter: Peter Sørensen

Fagfællebedømmer: Jørgen E. Olesen

Udviklingen i kvælstofbalancen, der defineres som forskellen mellem tilført kvælstof i gødning og fraført kvælstof i høstede afgrøder, vil påvirke nitratudvaskningen. Kvælstofbalancen, også kaldet kvælstofoverskuddet, på den enkelte mark giver sjældent et godt mål for nitratudvaskningen, mens der mere overordnet set forventes en god sammenhæng og faldende nitratudvaskning med faldende kvælstofoverskud. Der ses generelt en tendens til stigende udbytter og dermed også et fald i kvælstofbalancen over tid, og denne tendens forventes at fortsætte frem til 2027. I nitratudvaskningsmodellen NLES5 er indbygget en effekt af år, der beskriver en faldende dvaskning

over tid (Børgesen et al., 2020). Denne effekt kan bl.a. tilskrives den generelle stigning i udbytter. En anden vigtig faktor for nitratudvaskningen er kvælstoftilførslen og dermed kvælstofnormerne. I Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) anvendtes en tilgang, hvor effekten af ændrede normer og udbytter blev integreret og omregnet til en effekt på kvælstofoverskuddet. Her opgøres effekten af ændrede kvælstofudbytter og ændrede kvælstofnormer derimod hver for sig, idet dette vurderes at give en mere transparent beregning, da de enkelte delkomponenter hermed tydeligere fremgår med deres bidrag.

Udviklingen i kvælstof fjernet med afgrøder er her estimeret på samme måde som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) og er baseret på udviklingen i udbytter fra Danmarks Statistik og udviklingen i afgrøders proteinindhold frem til 2018. Stigningen i udbytter skyldes bl.a. forbedrede sorter og løbende forbedringer af dyrkningspraksis. Som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) antages det, at der sker en løbende stigning i høstede kvælstofudbytter på mellem 0,4 til 0,6 kg N/ha/år. Dette svarer for den seksårige periode fra 2022 til 2027 til en stigning i kvælstofudbytte på 2,4 til 3,6 kg N/ha. Fremskrivning af denne udvikling giver over perioden fra 2022 til 2027 en stigning i det samlede årlige kvælstofudbytte på 6.245 til 9.367 ton N for det samlede landbrugsareal. Dette er i princippet under forudsætning af uændret afgrødefordeling og gødskning.

Marginaludvaskningen fra ændring i kvælstofoverskuddet som følge af ændrede udbytter vil i stort omfang være knyttet til omsætningen af organisk bundet kvælstof, og denne ændring vil være knyttet til ændringer i jordens organiske kvælstofpulje. Relationen mellem kvælstofoverskud og nitratudvaskning estimeres her på samme måde som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020), der nærmere har beskrevet baggrunden for den vurderede effekt. Udvaskeeffekten af ændret kvælstofoverskud er således også her vurderet til 22 til 32 %. Den årlige stigning i kvælstofudbytte på 0,4-0,6 kg N/ha vil dermed i sig selv medføre et fald i nitratudvaskning fra rodzonen på 0,08-0,19 kg N/ha (0,4 x 0,22 kg N/ha til 0,6 x 0,32 kg N/ha). Til sammenligning blev der ved kalibrering af NLES5-modellen fundet et årligt fald i nitratudvaskning på 0,11 kg N/ha, der ikke kunne forklares med de øvrige parametre, der indgår i modellen (herunder tilført kvælstof) (Børgesen et al. 2020). Variationen i den beregnede udvaskeeffekt er vist i tabel 3.13.7, og reduktionen i nitratudvaskning er estimeret til 1.374 til 2.998 ton N fra 2021 til 2027.

Tabel 3.13.7. Effekt af øget kvælstofudbytte fra 2021 til 2027 på årlig nitratudvaskning beregnet ved lavt og højt niveau for udvikling i kvælstofudbytter kombineret med spænd for udvaskefaktorer på kvælstofoverskud (min./maks.). Positive tal angiver en reduktion i nitratudvaskningen.

	Min.		Maks.	
Andel af N-overskud udvasket	0,22		0,32	
Stigning i udbytte	Lav	Høj	Lav	Høj
Rodzoneeffekt af øget udbytte (tons N)	1.374	2.061	1.998	2.998

Reduktionen i nitratudvaskning er fordelt på hovedvandoplande i tabel 3.13.8. i forhold til fordelingen af dyrket areal på de 23 hovedvandoplande.

Tabel 3.13.8. Estimeret rodzoneeffekt (reduktion i N-udvaskning, ton N/år) i 2027 af udvikling af kvælstofudbytter og udvaskningsfaktor (min. og maks.) fordelt på hovedvandoplande. Positive tal er ensbetydende med en reduktion i udvaskning fra rodzonen.

Hovedvandopland	Arealandel	Ton N Min.	Ton N Maks.
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,0535	73	160
1.2 Limfjorden	0,1913	263	573
1.3 Mariager Fjord	0,0137	19	41
1.4 Nisum Fjord	0,0371	51	111
1.5 Randers Fjord	0,0713	98	214
1.6 Djursland	0,0206	28	62
1.7 Århus Bugt	0,0197	27	59
1.8 Ringkøbing Fjord	0,0792	109	238
1.9 Horsens Fjord	0,0151	21	45
1.10 Vadehavet	0,0953	131	286
1.11 Lillebælt/Jylland	0,0555	76	166
1.12 Lillebælt/Fyn	0,0259	36	78
1.13 Odense Fjord	0,0272	37	81
1.14 Storebælt	0,0134	18	40
1.15 Det Sydfynske Øhav	0,0183	25	55
2.1 Kalundborg	0,0219	30	66
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	0,0398	55	119
2.3 Øresund	0,0077	11	23
2.4 Køge Bugt	0,0177	24	53
2.5 Smålandsfarvandet	0,0836	115	251
2.6 Østersøen	0,0336	46	101
3.1 Bornholm	0,0130	18	39
4.1 Vidå-Kruså	0,0457	63	137
Hele landet	1,000	1.374	2.998

Udviklingen i kvælstofnormen er estimeret i forrige afsnit for tre forskellige scenarier for udvikling i husdyrhold frem til 2027 til at variere fra et fald på 12.705 ton N/år til en lille stigning på 100 ton N/år (jf. tabel 3.13.6). En meget stor del af denne ændring skyldes imidlertid en ændret afgrødefordeling med en stor stigning i vårsæd på bekostning af vintersæd som følge af forventninger om krav til øgede arealer med efterafgrøder. Udvasningen fra vintersæd er omtrent den samme som fra vårsæd uden efterafgrøder, på trods af at N-normen er større for vintersæd (Børgesen et al., 2020). Det forventes, at effekten af øgede efterafgrøder indregnes i VP3-indsats. Det vil derfor være misvisende at medregne en effekt af ændrede kvælstofnormer, der skyldes omlægning fra vintersæd til vårsæd. På denne baggrund beregnes effekten af ændrede normer udelukkende på basis af forventet ændring i N-normen til hver enkelt afgrøde kombineret med en uændret fordeling af afgrøder over perioden. Der er taget udgangspunkt i den forventede fordeling af afgrøder i standardscenariet for 2027 og den forventede ændring i afgrødenormer i perioden 2021 til 2027 (fra forrige afsnit). Dette betyder en øget kvælstofnorm på 1.688 ton N/år frem mod 2027.

Effekten heraf på nitratudvasningen er estimeret som en gennemsnitlig margineffekt af tilført N på 17 % over de første tre år efter tilførsel (Børgesen et al., 2020) plus en effekt år 4-10 efter tilførsel på 2 % (Sørensen & Christensen, 2020). Det giver en gennemsnitlig udvaskningsfaktor på ændret N-norm på 19 %, set over en 10-årig horisont. Børgesen et al. (2020) angiver en usikkerhed

på marginaludvaskningen (middel: 17 %) på 2,5 %-point, og der regnes her med et usikkerhedsinterval på 16-22 % på den gennemsnitlige udvaskningsfaktor over 10 år. Dette medfører samlet set en øget udvaskning fra rodzonen på 270-371 ton N/år (tabel 3.13.9).

Tabel 3.13.9. Ændring af kvælstofnorm og effekt heraf på nitratudvaskning fra rodzonen (tons N/år) ved en udvaskningsfaktor på 16-22 % (min., maks.) for ekstra tilført N beregnet i forhold til nitratudvaskningen i 2021. Negative tal angiver en øget udvaskning fra rodzonen.

Scenarie	Ændret N-norm	Rodzoneeffekt	
		Min.	Maks.
Standard afgrødefordeling 2027 kombineret med forventet ændring i afgrødenormer 2022-2027	1.688	-270	-371

Effekten er fordelt på 23 hovedvandoplande i tabel 3.13.10. Effekten er fordelt i forhold til det dyrkede areal, og det har ikke været muligt at tage hensyn til fordelingen af jordtyper og afgrødetyper i de enkelte hovedvandoplande. Der er endvidere heller ikke taget hensyn til, at varierende klima og nedbørsforhold i de enkelte hovedvandoplande har betydning for udvaskningsfaktoren.

Tabel 3.13.10. Estimeret rodzoneeffekt (reduktion i N-udvaskning, ton N/år) af ændringer i kvælstofnormer fordelt på 23 hovedvandoplande beregnet med varierende udvaskningsfaktor (min. og maks.). Negative tal er ensbetydende med en øget udvaskning fra rodzonen.

Hovedvandopland		Arealandel	Effekt 2022 til 2027	
			Min.	Maks.
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,0535	-14	-20
1.2	Limfjorden	0,1913	-52	-71
1.3	Mariager Fjord	0,0137	-4	-5
1.4	Nissum Fjord	0,0371	-10	-14
1.5	Randers Fjord	0,0713	-19	-26
1.6	Djursland	0,0206	-6	-8
1.7	Århus Bugt	0,0197	-5	-7
1.8	Ringkøbing Fjord	0,0792	-21	-29
1.9	Horsens Fjord	0,0151	-4	-6
1.10	Vadehavet	0,0953	-26	-35
1.11	Lillebælt/Jylland	0,0555	-15	-21
1.12	Lillebælt/Fyn	0,0259	-7	-10
1.13	Odense Fjord	0,0272	-7	-10
1.14	Storebælt	0,0134	-4	-5
1.15	Det Sydfynske Øhav	0,0183	-5	-7
2.1	Kalundborg	0,0219	-6	-8
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	0,0398	-11	-15
2.3	Øresund	0,0077	-2	-3
2.4	Køge Bugt	0,0177	-5	-7
2.5	Smålandsfarvandet	0,0836	-23	-31
2.6	Østersøen	0,0336	-9	-12
3.1	Bornholm	0,0130	-4	-5
4.1	Vidå-Kruså	0,0457	-12	-17
Hele landet		1,000	-270	-371

Konklusion

Kvælstofudvaskningen vil være afhængig af udviklingen i optimal gødningsmængde og kvælstofudbytter. Disse effekter er her estimeret med udgangspunkt i udviklingen over de seneste år samt den forventede udvikling i N-normer frem til 2027. Der beregnes en reduktion i N-overskuddet i perioden

fra 2021 til 2027 som følge af øgede udbytter på 6.245 til 9.367 ton N/år. Med usikkerheder på udvaskningsfaktoren for N-overskuddet fås en variation i reduktionen i nitratudvaskningen på 1.374 til 2.998 ton N/år over perioden fra 2021 til 2027. Derudover forventes en lille effekt af ændrede kvælstofnormer med en stigning i N-udvaskningen på 270 til 371 ton N/år frem mod 2027.

3.14 Udvikling i kvælstofdeposition og effekt på nitratudvaskningen

Udvikling i kvælstofdeposition

Forfatter: Jesper Heile Christensen og Ole-Kenneth Nielsen

Fagfællebedømmer: Thomas Ellermann

I det følgende præsenteres resultaterne af en fremskrivning af den atmosfæriske deposition af kvælstof til 117 kystvand-deloplande (se bilag 1), hvilket er en udvidelse i forhold til det tidligere baselineprojekts 23 hovedvandoplande. I VP3 inddeles landet i 109 kystvand-deloplande, men for at disse kan summeres entydigt til et hovedvandopland, er otte kystvand-deloplande underinddelt. Det giver i alt 116 delvandoplande, der ligger i Danmark og et enkelt i Tyskland (dvs. i alt 117), hvoraf de 16 summeres til otte, og derved opnås, at baselineeffekten opgøres for de 109 kystvand-deloplande, der indgår i VP3 (jf. afsnit 2.4). Fremskrivningerne er foretaget frem til 2027. Beregningerne er en opfølgning på de i 2020 gennemførte scenarieberegninger i forbindelse med beregning af baseline for 2027 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Der er sket en række ændringer i fremskrivningerne set i forhold til den seneste fremskrivning med henblik på at basere disse på det bedst mulige grundlag og de bedste og nyeste tilgængelige data. Disse ændringer og resultaterne af beregningerne fremgår af de følgende afsnit.

Metode og anvendte emissioner

Modelberegninger af deposition til hovedvandoplandene foretages med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og deposition af luftforurening i et tredimensionelt net af gitterceller. Beregningerne i de præsenterede fremskrivninger er foretaget med den seneste version af DEHM, som blev anvendt i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA ved rapporteringen for 2021 (Ellermann et al., 2023), og som også blev brugt i det seneste Baseline-projekt, dog med opdaterede emissioner for Danmark og resten af Europa samt en større opdatering af emissioner fra skibe.

Beregningerne af deposition til Danmark foretages med en domæneopsætning på fire domæner; et domæne, der dækker fra den nordlige hemisfære og med en geografisk opløsning på 150 km x 150 km, som håndterer den interkontinentale transport, et domæne for Europa med en geografisk opløsning på 50 km x 50 km, et domæne for Nordeuropa med en geografisk opløsning på 16.7 km x 16.7 km og endeligt et domæne med en geografisk opløsning på 5.7 km x 5.7 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark. Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren i form af 29 lag gitterceller, hvor det nederste lag er relativt tyndt (12 m), mens lagene herefter stiger i tykkelse op til de øverste lag, som er relativt tykke (2.000 m). Denne fordeling skyldes ønsket om en god beskrivelse af forhold tæt ved jordoverfladen.

Alle modelberegningerne er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting model). For samtlige emissionsscenarier er der anvendt samme meteorologiske data, således at den beregnede udviklingstendens alene afspejler ændringen i emissionsscenarier og ikke er en følge af naturlige variationer i meteorologi fra år til år. Endvidere er der for hvert emissionsscenarie gennemført modelberegninger

baseret på meteorologiske data for årene 2019-2021. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for derigennem at reducere effekten af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Baseret på resultaterne for 2019-2021 giver denne naturlige variation i meteorologi fra år til år en betydelig variation af depositionen for hele Danmark i forhold til gennemsnitsdepositionen for 2019-2021.

Modelberegningerne er baseret på bedst tilgængelige danske og internationale emissionsopgørelser og omfatter alle væsentlige kemiske komponenter af betydning for beregning af depositionen af kvælstof. For Danmark anvendes detaljerede emissionsopgørelser med høj geografisk opløsning (1 km x 1 km) udarbejdet af AU (Nielsen et al., 2023, Plejdrup et al., 2021). For de øvrige lande anvendes emissionsopgørelser, som er samlet og distribueret af det europæiske samarbejdsprogram EMEP (EMEP, 2023). Modelberegninger for referenceåret (2020) er udført på basis af de enkelte landes nationale opgørelser over de faktiske emissioner i det pågældende år. For Danmark er der i forhold til den seneste beregning af baseline sket en væsentlig ændring i emissionerne, da minkproduktionen i Danmark blev indstillet med udgangen af 2020 som en konsekvens af COVID-19. Minkproduktionen udgjorde en væsentlig kilde til NH₃-emission, som derved forsvandt. Selvom det igen er tilladt at holde mink, så er forventningen til den fremtidige produktion markant lavere, end det var tilfældet før 2021.

Der er lavet beregninger for to scenarier for udviklingen frem til 2027 baseret på følgende:

1. Ændringer i emissionerne svarende til landenes prognoser for 2027 (tabel 3.14.1). Da landene ikke rapporterer fremskrivninger specifikt for 2027, er der interpoleret mellem fremskrevne emissioner i 2025 og 2030.
2. Ændringer i emissionerne svarende til, at landene overholder emissionslofterne angivet i forbindelse med NEC-direktivet (EU, 2016), som forpligter landene til at reducere emissionerne i 2030 (kun for NEC-direktivet) med en fastlagt procentsats set i forhold til emissionerne i 2005. For de lande, som forventes at opnå en "overimplementering" af kravene, anvendes dog landenes egne prognoser.

I det følgende angives udviklingen i kvælstofdepositionen på basis af spændet mellem disse to scenarier.

Fremskrivningen af emissionerne til 2027 er beregnet ved interpolation mellem fremskrivningerne af danske og europæiske emissioner mellem 2025 og 2030. Dette er foretaget dels ud fra landenes prognoser og dels ud fra landenes fremtidige forpligtelser i relation til NEC-direktivet og Gøteborgprotokollen.

I forbindelse med det europæiske samarbejde om emissionsopgørelser har AU indsamlet informationer om EU-medlemslandenes egne basisfremskrivninger af emissionerne for årene 2025 og 2030. I det foreliggende projekts fremskrivning til 2027 anvendes de mest opdaterede tilgængelige prognoser, som blev indrapporteret til EU i 2023². I den tidligere fremskrivning til 2027

² Data er ikke samlet tilgængelige, men kan findes for hvert enkelt land via det Europæiske Miljøagenturs hjemmeside (<https://cdr.eionet.europa.eu/>), fx for Danmark: https://cdr.eionet.europa.eu/dk/eu/nec_revised/projected/

(Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) blev der anvendt prognoser, som var indrapporteret til EU i 2019.

Emissionslofterne i NEC-direktivet er angivet i form af relative reduktioner i emissionerne beregnet på baggrund af landenes officielt indmeldte emissioner for 2005. De absolutte emissionslofter beregnes derfor ud fra de relative reduktioner og emissionerne i 2005. De absolutte emissionslofter for 2030 er samtidig blevet justeret i forbindelse med den nærværende fremskrivning. De i tabel 3.14.3 angivne absolutte emissionslofter er baseret på de senest tilgængelige data for emissionerne i 2005 (EMEP, 2023). Bemærk, at emissioner fra landbrug (NFR-kode 3B og 3D) er undtaget fra NEC-direktivets (EU, 2016) regulering af emissioner af kvælstofoxider (NO_x). De i tabel 3.14.3 angivne absolutte emissionslofter er imidlertid korrigeret, således at landbrugsemissionerne (3B og 3D) er inkluderet, og det har den fordel, at værdierne dermed er sammenlignelige med værdierne angivet for Scenarie 1 og 2. Dette betyder, at selvom NO_x-emissionen i 2030 i scenarie 1 (tabel 3.14.1) er mindre end loftet angivet i tabel 3.14.3, er der ikke tale om en overholdelse af NECD-direktivet på EU-plan, da en del af emissionerne er undtaget reduktionsforpligtigelsen.

Tabel 3.14.1 viser en oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 1 fra de lande, som er vigtigst for depositionen af kvælstof i Danmark. Tabellen viser ligeledes de samlede emissioner for de 27 EU-medlemslande. Storbritannien er udeladt af tabellerne, da de efter udtrædelsen af EU ikke længere er omfattet af EU's reduktionsforpligtigelser. Tabel 3.14.2 viser en oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 2, og til sammenligning viser tabel 3.14.3 de konkrete emissionslofter for 2020 og 2030.

I figur 3.14.1 illustreres udviklingen i emissionerne for de to scenarier for Danmark, Tyskland og de samlede EU-medlemslande. De to lande illustrerer nogle vigtige forskelle mellem situationerne for de forskellige lande. For emissionerne fra Danmark ses det, at Danmarks prognoser peger på en forventet overholdelse af NEC-emissionslofterne, så derfor er der ikke forskel på Scenarie 1 og 2.

For emissionen af NO_x fra Tyskland ses det, at prognoserne peger på en overskridelse af emissionsloftet.

For EU-medlemslandene ses det, at medlemslandene samlet set kommer til at overholde emissionsloftet for NO_x, og at der forventes et stort fald i perioden frem mod 2027. Til sammenligning ses kun et lille fald i emissionerne af NH₃, og det fremgår, at medlemslandene på nuværende tidspunkt samlet set ikke forventes at komme til at overholde emissionslofterne angivet i NEC.

Tabel 3.14.1. Oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 1 for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 27 EU-medlemslande. Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO_x er angivet som kvælstofdioxid (NO₂).

	Danmark		Tyskland		Holland		EU-27	
	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x
2020	79	70	530	866	123	182	3.380	4.769
2025	69	79	457	834	123	196	3.193	4.937
2027	68	73	442	763	120	187	3.165	4.656
2030	66	63	421	655	116	174	3.122	4.236

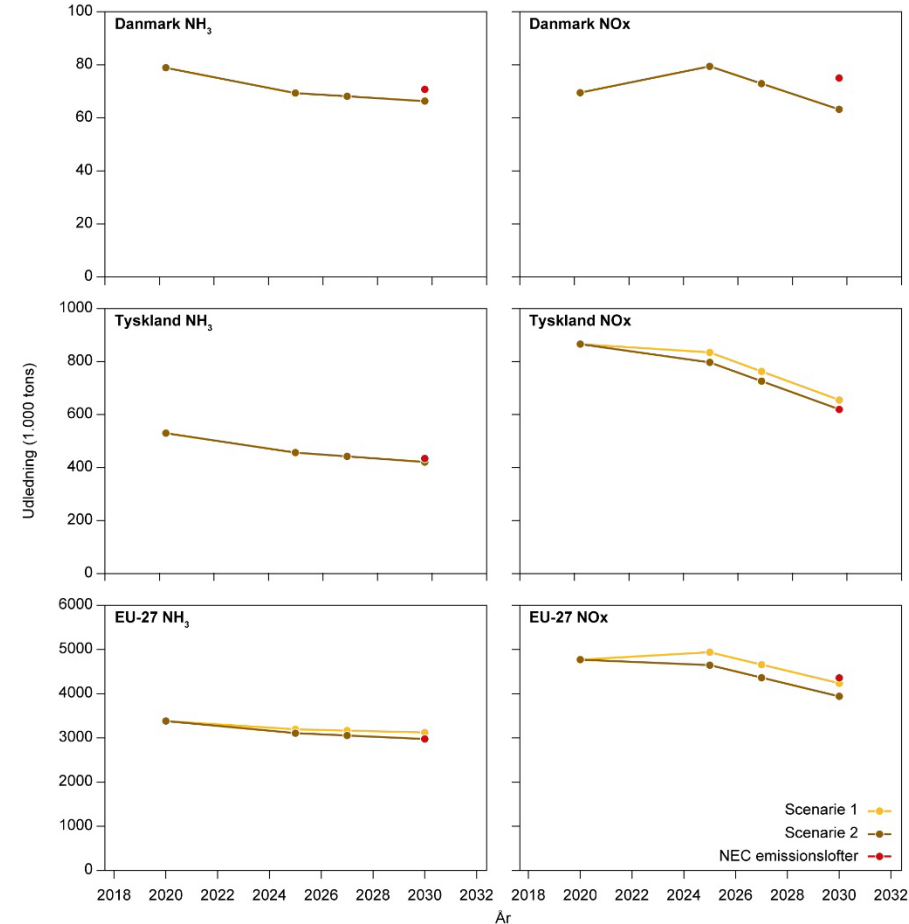
Tabel 3.14.2. Oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 2 for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 27 EU-medlemslande. Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO_x er angivet som NO₂.

	Danmark		Tyskland		Holland		EU-27	
	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x
2020	79	70	530	866	123	182	3.380	4.769
2025	69	79	457	797	123	196	3.106	4.645
2027	68	73	442	726	120	187	3.053	4.362
2030	66	63	421	620	116	174	2.974	3.939

Tabel 3.14.3. Oversigt over det absolutte emissionsloft for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 27 EU-medlemslande. NEC-direktivet angiver relative krav til reduktionen af emissionerne baseret på emissionen i 2005. De absolutte emissionslofter er baseret på de senest tilgængelige data for emissionerne i medlemslandene i 2005 (EMEP, 2023). Værdierne inkluderer emissionerne af NO_x fra landbrug (3B og 3D). Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO_x er angivet som NO₂.

	Danmark		Tyskland		Holland		EU-27	
	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x
NEC								
2030	71	75	434	620	122	188	2.974	4.355

Figur 3.14.1. Illustration af Scenarie 1 og 2 samt NEC-emissionslofter for emissionerne af NO_x og NH₃ fra Danmark, Tyskland og de samlede EU-medlemslande. Bemærk, at for emissionerne af NO_x og NH₃ fra Danmark samt NH₃ fra Tyskland er scenarie 1 og 2 identiske, hvilket er årsagen til, at man ikke kan se den gule linje.



Skibsemissioner for de forskellige scenarier er for 2020 i alle de foretagne scenarieberegninger og er identiske med de emissionsdata, der bliver anvendt i forbindelse med den igangværende rapportering af NOVANA 2023 -data for atmosfærisk deposition. Skibsemissionerne for 2020 er baseret på det globale datasæt fra Meteorologisk Institut i Finland, som baserer opgørelserne på STEAM-modellen (se Johansson et al., 2017) og <https://permalink.aeris-data.fr/CAMS-GLOB-SHIP>).

Udviklingstendens fra 2020 til 2027

I forbindelse med scenarieberegningerne er der foretaget modelberegninger for tre år af depositionen af kvælstof med emissioner for 2020 og de to scenarier for 2027 ved brug af meteorologiske data for 2019-2021. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for på den måde at udglatte effekterne af de naturlige variationer fra år til år. I forbindelse med baselineprojektet for 2021 blev det undersøgt, at forskellen mellem de meteorologiske forhold for de tre anvendte meteorologiske år gav anledning til en gennemsnitlig forskel i depositionen på ca. 12 % for beregningsåret (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020).

Den samlede deposition af kvælstof til danske landområder i referenceåret 2020 er på ca. 51.600 ton (tabel 3.14.4). Dette er ca. 9 % lavere end beregnet i forbindelse med den tidligere estimering af baseline 2027 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Årsagen til denne forskel er følgende:

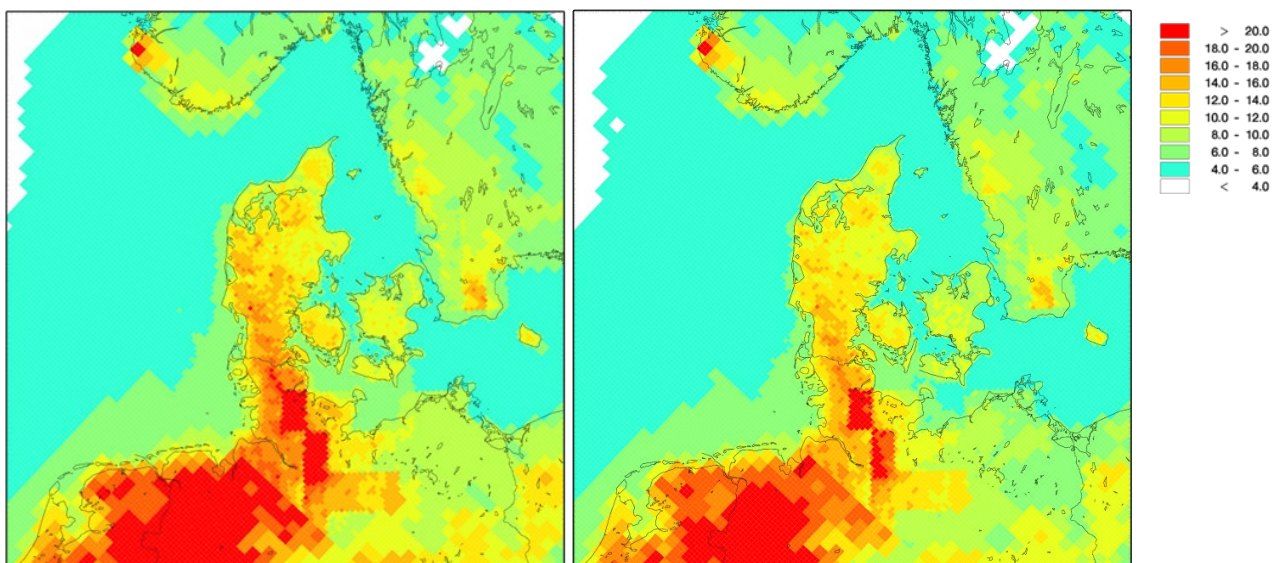
- De meteorologiske beregningsår er opdateret fra 2017-2019 til 2019-2021.
- De danske emissioner er opdateret fra 2018 til 2020 og genberegnet i overensstemmelse med internationale anbefalinger. Lignende justeringer er foretaget for de øvrige landes emissioner.
- Skibsemissioner omkring Danmark er blevet væsentligt opdateret.

Tabel 3.14.4 præsenterer resultaterne for beregningerne for basisåret 2020 og de to scenarier for 2027 med og uden opfyldelse af NEC-direktivet samt de tilsvarende resultater fra den gamle baseline. For 2027 Scenarie 1 ses et fald til 48.300 ton kvælstof frem til 2027, hvilket er et fald på 3.400 ton kvælstof (svarende til ca. 6 %). For 2027 Scenarie 2 ses et fald på 3.600 ton kvælstof (svarende til ca. 7 %), hvilket harmoniserer med, at de største emissionsreduktioner ses for dette scenarie. I forhold til det gamle baselineprojekt er det primært Scenarie 1, som har den største forskel imellem den nye og den gamle baselineberegning, hvor det nye Scenarie 1 er ca. 3.500 ton kvælstof lavere end det gamle Scenarie 1, mens den tilsvarende forskel for Scenarie 2 kun er 500 ton kvælstof. Den lille forskel på de to nye scenarier indikerer, hvor tæt de enkelte EU-medlemslandes forventede fremskrivninger er på at overholde NEC-direktivet.

Tabel 3.14.4. Den samlede deposition af kvælstof (1.000 ton N) til danske landområder i 2020 og for 2027 for Scenarie 1 og 2 samt de tilsvarende depositioner fra det tidligere baselineprojekt (Blicher-Mathiesen & Sørensen 2020). Endvidere angives den procentvise ændring frem mod 2027 set i forhold til 2020 basis. Derudover er den samlede deposition af kvælstof fra den tidligere basis samt den procentvise forskel imellem den nye og den tidligere baseline angivet. Tallene angiver gennemsnit for de meteorologiske forhold for 2019-2021 for den nye og 2017-2019 for den tidligere baseline.

	Ny baseline 2027		Tidligere baseline 2027	
	1.000 ton N/år	%-ændring i forhold til 2020 basis	1.000 ton N/år	%-ændring i forhold til ny baseline
2020 (ny baseline) /2018 (gammel baseline)	51,6		56,9	-9 %
2027 Scenarie 1	48,3	-6 %	51,7	-7 %
2027 Scenarie 2	48,0	-7 %	48,5	-1 %

Figur 3.14.2 viser den geografiske fordeling af depositionen af kvælstof til danske landområder for 2020 og for 2027 Scenarie 2. I store træk ses samme fordeling af depositionen med den højeste deposition i den vestlige og sydlige del af Jylland og den laveste deposition på Sjælland, hvor der navnlig er lav deposition i hovedstadsområdet. De to figurer viser den største forskel mellem referenceåret og de to scenarieberegninger. Det andet scenarie (2027 Scenarie 1) ligger mellem disse to yderpunkter, men er dog næsten identisk med scenarie 2 for 2027. Den største forskel imellem de to scenarier er for Bornholm med ca. 1,3 % pga. Polens forventede overskridelse af emissionsloftet for NH_3 og ned til ca. 0,4 % for Sønderjylland. For hele Danmark er forskellen ca. 0,6 %.



Figur 3.14.2. Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til danske landområder angivet som deposition af kvælstof pr. arealenhed (kg N/ha) for 2020 (venstre) og for 2027 Scenarie 2 (højre). Tallene angiver gennemsnit for beregninger med de meteorologiske forhold for 2019-2021. Den geografiske opdeling over Danmark svarer til en gitterstørrelse på 6 km x 6 km.

Tabel 3.14.5 og 3.14.6 angiver depositionen fordelt på de 23 hovedvandoplande (jf. afsnit 2.4). Der er en geografisk gradient i faldet i depositionerne for de to scenarier for 2027 i forhold til basisscenariet for 2020, fra ca. 5 % (østlige Jylland og østlige og nordlige Sjælland) og op til 10 % for Hovedopland 1.4 Nissum Fjord. De geografiske forskelle i de relative ændringer mellem basis for 2020 og de to 2 scenarier skyldes primært placeringen af de nu nedlagte minkfarme. Den procentvise ændring for den nye baseline imellem basisåret

og Scenarie 2 er ca. halveret i forhold til de tidligere baselineberegninger, hvilket skyldes, at de europæiske emissioner for 2020, som blev brugt i det nye basisscenarie, er relativt tæt på de forventede EU-landes emissioner for 2030. I den tidligere baseline havde den relative ændring en syd-nord gradient, som afspejlede de relative store ændringer i emissionerne syd for Danmark imellem den gamle emissionbasis for 2017/2018 og emissionerne i Scenarie 2.

Tabel 3.14.5. Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til hovedvandoplandene angivet som deposition af kvælstof pr. arealenhed (kg N/ha). Beregningerne for 2020 er baseret på faktiske emissioner, mens 2027 er fremskrivninger baseret på Scenarie 1 og 2. Depositionerne er gennemsnit beregnet for de meteorologiske forhold i perioden fra 2019 til 2021.

		2020	2027	2027
			Scenarie 1	Scenarie 2
Hovedvandopland		kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	10,5	9,8	9,7
1.2	Limfjorden	12,0	11,2	11,1
1.3	Mariager Fjord	12,4	11,9	11,8
1.4	Nisum Fjord	13,3	12,0	11,9
1.5	Randers Fjord	12,0	11,4	11,4
1.6	Djursland	10,2	9,8	9,7
1.7	Aarhus Bugt	10,4	9,9	9,9
1.8	Ringkøbing Fjord	13,9	12,8	12,7
1.9	Horsens Fjord	12,7	12,0	11,9
1.10	Vadehavet	14,5	13,4	13,3
1.11	Lillebælt/Jylland	13,5	12,6	12,6
1.12	Lillebælt/Fyn	12,4	11,6	11,5
1.13	Odense Fjord	12,0	11,2	11,1
1.14	Storebælt	10,9	10,2	10,1
1.15	Det Sydfynske Øhav	11,7	11,0	10,9
2.1	Kalundborg	9,6	9,1	9,1
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	9,2	8,8	8,7
2.3	Øresund	9,2	8,8	8,7
2.4	Køge Bugt	9,7	9,3	9,2
2.5	Smålandsfarvandet	10,4	9,8	9,7
2.6	Østersøen	9,8	9,2	9,1
3.1	Bornholm	10,9	10,3	10,2
4.1	Vidå-Kruså	15,7	14,5	14,5
4.1 Int	Int Vidå-Kruså	15,5	13,9	13,8
Middel for hele Danmark		12,1	11,3	11,2

Tabel 3.14.6. Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til hovedvandoplandene angivet som samle/t deposition til hovedoplandet (1.000 ton N). Beregningerne for 2020 er baseret på faktiske emissioner, mens 2027 er fremskrivninger baseret på Scenarie 1 og 2. Depositionerne er gennemsnit beregnet for de meteorologiske forhold i perioden fra 2019 til 2021.

		2020	2027	2027
			Scenarie 1	Scenarie 2
Hovedvandopland		1.000 ton N	1.000 ton N	1.000 ton N
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	2,79	2,6	2,58
1.2	Limfjorden	9,13	8,51	8,46
1.3	Mariager Fjord	0,71	0,68	0,68
1.4	Nissum Fjord	2,18	1,97	1,96
1.5	Randers Fjord	3,90	3,72	3,70
1.6	Djursland	1,03	0,99	0,98
1.7	Aarhus Bugt	0,98	0,93	0,93
1.8	Ringkøbing Fjord	4,82	4,45	4,42
1.9	Horsens Fjord	0,79	0,75	0,75
1.10	Vadehavet	5,66	5,23	5,20
1.11	Lillebælt/Jylland	3,24	3,02	3,00
1.12	Lillebælt/Fyn	1,28	1,19	1,19
1.13	Odense Fjord	1,43	1,34	1,33
1.14	Storebælt	0,58	0,54	0,53
1.15	Det Sydfynske Øhav	0,86	0,80	0,80
2.1	Kalundborg	0,95	0,90	0,89
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	1,79	1,71	1,70
2.3	Øresund	0,86	0,82	0,81
2.4	Køge Bugt	0,86	0,82	0,81
2.5	Smålandsfarvandet	3,40	3,20	3,17
2.6	Østersøen	1,23	1,15	1,14
3.1	Bornholm	0,64	0,61	0,60
4.1	Vidå-Kruså	2,55	2,36	2,35
4.1 Int	Int Vidå-Kruså	0,40	0,35	0,35
Total for hele Danmark		51,6	48,3	48,0

Konklusion og diskussion af usikkerheder

Fremskrivningerne til 2027 viser, at den samlede deposition til danske land-områder vil ligge omkring 48.000 – 48.300 ton kvælstof, hvor det angivne spænd er baseret på forskellen mellem Scenarie 1 (landenes egen fremskrivning af udvikling i emissioner) og Scenarie 2 (hvor det forudsættes, at direktivkrav som minimum er overholdt). Det forventede fald i depositionen beregnes til ca. 3.500 ton kvælstof, hvilket svarer til et fald på knap 7 % set i forhold til referenceåret 2020. Det største fald ses for hovedvandoplandene i det vestlige Jylland og det mindste fald i det østlige Jylland og det østlige og nordlige Sjælland. Den geografiske fordeling af ændringerne afspejler placeringen af de nu nedlagte minkfarme, samt at de europæiske emissioner for 2020, som blev brugt i basisscenariet, er relativt tæt på de forventede EU-landes emissioner for 2030.

Fremskrivninger af emissionerne til 2027 for de to scenarier er den faktor, som giver den største usikkerhed. Det er også derfor, at der ved de præsenterede fremskrivninger er anvendt to scenarier. De to scenarier kan anvendes til at give en indikation af, hvor stor betydning det har, om EU's medlemslande kommer til at overholde de direktivbundne reduktionskrav set i forhold til landenes egne prognoser. Det skal bemærkes, at der i forhold til den tidligere

beregning af baseline for 2027 er en væsentligt mindre forskel mellem landenes egne fremskrivninger og de forpligtende reduktionsmål, og som følge deraf er der også mindre forskel på de to scenarier.

Usikkerheden på selve fremskrivningerne af emissionerne kan illustreres ved at sammenligne medlemslandenes fremskrivninger fra EU-indrapporteringen i 2021 med den tilsvarende indrapportering i 2023. Som eksempel er de tyske indberetninger af den forventede emission af NH_3 i 2030 faldet med 19 % mellem indberetningen i 2021 og indberetningen i 2023. De tyske fremskrivninger følger internationale standarder på området, så eksemplet skal alene tjene til at illustrere, hvor hurtigt viden på området samt udviklingen i samfundsmæssige forhold kan ændre sig. En yderligere usikkerhed i forhold til 2027 er, at der som nævnt ikke er et reduktionsmål for præcist dette år, og at emissionerne er beregnet ved en interpolation mellem 2025 og 2030. Hvis der er en non-lineær reduktion, vil emissionen beregnet for 2027 kunne være over- eller underestimeret.

Alt i alt vurderes det, at usikkerhederne på fremskrivningerne af emissioner er store, hvilket igen betyder, at usikkerheden på beregning af den forventede deposition i 2027 er stor, formentligt større end det angivne spænd i depositioner. Hvor stor er vanskeligt at vurdere, men umiddelbart vurderes det, at usikkerheden på fremskrivningen vil være mindst lige så stor eller større end den ændring, som forventes fra 2020 til 2027, og som er sammenlignelig med år-til-år variationen af depositionen som følge af år-til-år variationen i meteorologien.

Estimering af betydningen af reduceret deposition af kvælstof for nitratudvaskningen

Forfatter: Peter Sørensen

Fagfællebedømmer: Ingrid K. Thomsen

Kvælstof fra atmosfæren afsættes på hele landarealet, og en del deponeres direkte i vandmiljøet. Effekten af den afsatte kvælstofmængde på nitratudvaskningen må forventes at afhænge af både arealtype og tidspunkt på året for afsætningen. I Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) blev der beregnet en udvaskningsfaktor for deponeret kvælstof baseret på arealanvendelsen i 2018, dog korregeret for en atypisk fordeling af vår- og vintersæd i 2018. Udvaskningsfaktoren blev, som beskrevet i Blicher-Mathiesen et al. (2020), estimeret til 34 % med et usikkerhedsinterval på 31-37 %, som dækker et vægtet gennemsnit for det samlede areal og inkluderer byer, veje, skov, natur, søer og vandløb samt landbrugsarealer. Selvom der er sket små ændringer i arealanvendelsen efter 2018, vurderes disse at have ubetydelig effekt på udvaskningsfaktoren, hvorfor der i det følgende bruges samme udvaskningsfaktorer som i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020). Den gennemsnitlige udvaskningsfaktor er anvendt på alle kystvand-deloplande uden at tage hensyn til arealfordeling, jordtype og nedbør i de enkelte oplande.

I tabel 3.14.7 er effekten af reduceret deposition på N-udvaskningen beregnet for hvert enkelt hovedvandopland med to scenarier for deposition i 2027: 1) landenes egne fremskrivninger for ammoniakemissioner og 2) overholdelse af NEC-direktivet. Som basisscenarie til beregning af udvaskning fra deponeret N i 2021 bruges de sidst indrapporterede emissioner fra 2020. Når der ses på den samlede effekt for Danmark, er der kun en lille forskel mellem de to

scenarier. Den samlede reduktion i depositionen er beregnet til 3.354 ton N/år i scenarie 1 og 3.645 ton N/år i scenarie 2. I scenarie 1 giver det en reduktion i nitratudvaskningen fra rodzonen fra 2021 til 2027 på mellem 1.040 og 1.241 ton N/år og i scenarie 2 en reduktion på 1.130 til 1.349 ton N/år for hele landet. Dette usikkerhedsinterval medtager ikke usikkerhed på vejrforhold, der også vil påvirke depositionen. Den relative usikkerhed på de enkelte kystvand-delojplande må endvidere forventes at være betydeligt større end angivet, idet der ikke er taget højde for, at både jordtyper og klima, og dermed udvaskningsfaktoren, varierer for de enkelte kystvand-delojplande. Det har ikke været muligt at vurdere størrelsen af denne usikkerhed. Derudover er der også usikkerheden på estimering af N-depositionen som jf. forrige kapitel vurderes at være betydeligt større end det angivne spænd i deposition. En tabel over effekterne fordelt på de 109 (117) kystvand-delojplande kan ses i bilag 3.

Den estimerede deposition for hele landet i 2027 er i begge scenarier på samme niveau som i scenarie 2 i seneste baselinerapport (ca. 48.800 ton N), men lavere end i scenarie 1 (ca. 52.100 ton N) (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020). Tilsvarende er depositionen i basisscenariet for 2020 i nærværende rapport på samme niveau som den estimerede prognose for deposition i 2021 i scenarie 2 i den seneste baselinerapport. I den seneste rapport estimeredes effekten af ændret deposition over perioden 2018 til 2027, mens der i nærværende opdatering er estimeret over perioden 2021 til 2027. Det kortere tidsrum medfører, at den samlede effekt også er mindre end i Blicher-Mathiesen & Sørensen (2020) for begge scenarier.

Tabel 3.14.7. Atmosfærisk kvælstofdeposition på 23 hovedvandoplande beregnet for 2020 samt i et scenarie, hvor Danmarks nuværende (2023) prognoser for ammoniakemission i 2027 antages (Scenarie 1), og i et scenarie, hvor det antages, at NEC overholdes i 2027 (Scenarie 2). Effekten af reduceret atmosfærisk deposition på nitratudvaskningen i 2027 i forhold til 2021 (baseret på deposition i 2020) er beregnet for hvert hovedvandopland. Positive tal angiver en reduceret udvaskning fra rodzonen, og Min. er beregnet med en udvaskningsfaktor på 31 % og Maks. med en udvaskningsfaktor på 37 %.

	Deposition (ton N/år)				Reduceret N udvaskning i 2027 (ton N/år)				
	Basis sce- narie 2020	Scenarie 1 2027	Scenarie 2 2027	Reduktion Scenarie 1	Reduktion Scenarie 2	Scenarie 1		Scenarie 2	
						Min.	Maks.	Min.	Maks.
Hovedvandopland									
Nordlige Kattegat, Skager-	2.787	2.597	2.579	190	208	59	70	65	77
1.1 rak									
1.2 Limfjorden	9.128	8.507	8.462	622	666	193	230	207	247
1.3 Mariager Fjord	712	679	675	33	37	10	12	11	14
1.4 Nissum Fjord	2.184	1.973	1.963	211	221	65	78	68	82
1.5 Randers Fjord	3.896	3.719	3.699	177	197	55	65	61	73
1.6 Djursland	1.034	990	983	45	52	14	17	16	19
1.7 Aarhus Bugt	977	932	926	45	51	14	17	16	19
1.8 Ringkøbing Fjord	4.821	4.446	4.423	375	397	116	139	123	147
1.9 Horsens Fjord	795	752	748	43	47	13	16	15	18
1.10 Vadehavet	5.656	5.229	5.204	427	452	132	158	140	167
1.11 Lillebælt/Jylland	3.238	3.020	3.004	218	234	67	81	72	86
1.12 Lillebælt/Fyn	1.275	1.192	1.186	83	89	26	31	28	33
1.13 Odense Fjord	1.426	1.336	1.328	90	98	28	33	30	36
1.14 Storebælt	577	539	535	39	43	12	14	13	16
1.15 Det Sydfynske Øhav	856	803	798	53	58	16	20	18	22
2.1 Kalundborg	946	896	890	50	57	16	19	18	21
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	1.792	1.713	1.699	78	92	24	29	29	34
2.3 Øresund	856	820	811	37	46	11	14	14	17
2.4 Køge Bugt	855	816	809	39	46	12	14	14	17
2.5 Smålandsfarvandet	3.401	3.198	3.173	203	228	63	75	71	84
2.6 Østersøen	1.228	1.151	1.141	77	87	24	29	27	32
3.1 Bornholm	642	609	602	33	40	10	12	13	15
4.1 Vidå-Kruså	2.545	2.358	2.347	188	198	58	69	61	73
Total for hele Danmark	51.628	48.275	47.983	3.354	3.645	1.040	1.241	1.130	1.349

3.15 Udtagning af lavbundsarealer og vådområder

Forfatter: Carl Christian Hoffmann

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

I nærværende opdatering af baseline 2027 indgår en forventet effekt på N-udledning til nærmeste recipient af godkendte og ansøgte projekter for lavbundsprojekter og vådområder og med økonomiske støtte fra VP2. Alle ansøgte projekter er efterfølgende også godkendte (kommunikation med Miljøstyrelsen, 6/7-2023). P-vådområder har også været en del af vurderingen, men da der ikke er data for P-vådområder, idet der, så vidt vides, kun er etableret mellem et og tre projekter, hvor N-effekten er ukendt, og arealernes udstrækning er meget begrænset, har det ikke været muligt at inkludere en effekt heraf i nærværende baseline. Opgørelsen af N-effekten for disse godkendte, men endnu ikke realiserede lavbundsprojekter og vådområder er foretaget for to scenarier. Et scenarie, hvor det antages, at alle de planlagte vådområder når at blive realiseret inden 2027 (100 % realiseret), samt et i AU's øjne mere realistisk scenarie, hvor effekten nedjusteres ift. en forventning om,

hvor mange af de ansøgte og godkendte projekter der når at blive realiseret inden 2027. Denne nedjustering sker på baggrund af en analyse af, hvor mange godkendte projekter, der er mere end fem år undervejs, før de bliver realiseret. Det blev undersøgt, hvor mange godkendte projekter der er mere end fem år undervejs, før de bliver realiseret. Til dette formål blev de seneste 79 godkendte og realiserede projekter gennemgået. Resultatet heraf var, at 25 % af de godkendte projekter var mere end fem år om at blive realiseret. På det grundlag er de beregnede kvælstofeffekter reduceret med 25 % for godkendte og ansøgte projekter.

De angivne ton kvælstof, der er vist i tabellerne 3.15.1 og 3.15.2, er beregnet og godkendt af Miljøstyrelsen på baggrund af de kriterier, der er vist på Miljøstyrelsens hjemmeside (se under kvælstof og fosforvådområder og lavbundsprojekter): <https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/tilskudsordninger/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter>.

Ud over ovennævnte vådområder og lavbundsprojekter indgår yderligere 18.700 ha klima-lavbundsprojekter (Miljøstyrelsen + Naturstyrelsen) med en forventet kvælstofeffekt på 748 ton N.

I opdatering af baseline 2027 er effekten opgjort på baggrund af fremsendte data for perioden 2016 til 10/10-2022 fra Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen. Der indgår endvidere fire projekter fra VP1, der er afsluttet i 2022. Det er Miljøstyrelsens opdeling på hovedvandoplande og kystvand-delooplande, der er anvendt.

For vådområderne viser opgørelserne, at der er ansøgt og godkendt projekter svarende til 904,6 ton N. Hvis 75 % af projekterne realiseres inden 2027 svarer det til 678,6 ton N. Hertil skal lægges VP2 projekter realiseret i 2022 på 22,9 ton N samt fire VP1-projekter på 24,2 ton N, hvilket samlet giver en kvælstofreduktion på 725,7 ton N (tabel 3.15.1).

Opgørelsen for lavbundsprojekterne viser, at der er godkendte og ansøgte projekter svarende til 106,7 ton N. Hvis 75 % af projekterne realiseres inden 2027, svarer det til 80 ton N. Hertil skal lægges projekter realiseret i 2022, 5,1 ton N. Samlet set kan forventes en kvælstofreduktion på 85,1 ton N (tabel 3.15.1)

Ifølge aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015 skulle der i 2021 være etableret N-vådområder svarende til 1.250 ton N. Der er ifølge Miljøstyrelsen (15/11 - 2022) i 2022 etableret N-vådområder, svarende til 22,9 ton N. (VP2) + 24,2 ton N (VP1). Med de allerede etablerede N-vådområder i 2022 samt den fremdaterede prognoseberegning vil der i 2027 være etableret N-vådområder svarende til 725,7 ton N.

For lavbundsprojekterne skulle der ifølge aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015 være etableret projekter svarende til 150 ton N. Der er ifølge Miljøstyrelsen (22/11-2022) i 2022 etableret lavbundsprojekter svarende til 5,1 ton N, og inkluderes den fremdaterede beregning, vil der være etableret lavbundsarealer svarende til 85,1 ton N i 2027.

Hvorledes de 18.700 ha klima-lavbundsarealer med en N-effekt på 748 ton N skal fordeles på hovedvandoplande, samt hvor mange der reelt vil blive etableret frem mod 2027, er behæftet med stor usikkerhed. AU har derfor ikke neddelt denne effekt på de 23 hovedvandoplande. Tidligere erfaringer med

implementering af vådområder har vist, at tidshorisonten for at nå et så stort areal er meget lang, dvs. op mod 15-20 år, så længe det foregår ad frivillighe-
dens vej. Afslutningsvis skal det nævnes, at vådområder og lavbundsprojek-
ter, der godkendes og etableres for VP3-midler og således indgår i VP3-ind-
satsen i perioden frem til 2027, ikke indgår i ovennævnte opdatering af base-
line 2027.

Tabel 3.15.1. Effekt af afsluttede og planlagte vådområdeprojekter frem mod 2027 fordelt på de 23 hovedvandoplande (tons N/år). Tabellen viser afsluttede vådområdeprojekter i 2022 – i parentes VP 1-vådområdeprojekter afsluttet i 2022 – samt godkendte og ansøgte projekter. Retention i store søer nedstrøms områderne er indregnet i effekten, men ikke den forholdsvis lille retention i det øvrige ferskvandssystem. Den samlede effekt er angivet for et scenarie, hvor det antages, at den fulde effekt af de godkendte og ansøgte projekter er realiseret i 2027 (100 % realiseret), mens det i AU's vurdering er antaget, at 75 % af de godkendte og ansøgte projekter realiseres inden 2027.

Hovedvandopland	Afsluttede projekter 2022	Godkendte projekter	Ansøgte projekter	Godkendte, som forventes etableret 2027 (AU's vurdering)	Ansøgte, som forventes etableret 2027 (AU's vurdering)	Total for AU's vurdering	Total for 100 % realiseret
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak							
1.2 Limfjorden	1,4	448,6	44,8	336,4	33,6	371,4	494,8
1.3 Mariager Fjord		16,5		12,4		12,4	16,5
1.4 Nissum Fjord		11,9		8,9		8,9	11,9
1.5 Randers Fjord	5,9	73,3	5,0	55,0	3,7	64,5	84,1
1.6 Djursland							
1.7 Aarhus Bugt							
1.8 Ringkøbing Fjord	(5,3)	10,7		8,0		13,3	16,0
1.9 Horsens Fjord		14,3		10,7		10,7	14,3
1.10 Vadehavet		59,3	3,0	44,5	2,3	46,7	62,3
1.11 Lillebælt/Jylland	(1,6)	53,5		40,1		41,7	55,1
1.12 Lillebælt/Fyn		34,9	0,6	26,1	0,4	26,6	35,4
1.13 Odense Fjord	5,80 + (16,5)	42,8	2,2	32,1	1,7	56,1	67,3
1.14 Storebælt		15,8	3,9	11,9	2,9	14,8	19,7
1.15 Det Sydfynske Øhav		10,4	0,5	7,8	0,4	8,1	10,8
2.1 Kalundborg							
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	2,65					2,7	2,7
2.3 Øresund		1,3		1,0		1,0	1,3
2.4 Køge Bugt							
2.5 Smålandsfarvandet		21,7	21,3	16,3	16,0	32,2	43,0
2.6 Østersøen	(0,8)					0,8	0,8
3.1 Bornholm							
4.1 Kruså-Vidå	7,2	8,9		6,7		13,9	16,1
Summer	22,9	823,4	81,3	617,7	61,0	725,7	951,9
Afsluttede VP1-projekter i 2022	24,2						
Godkendte + ansøgte		904,6		678,6			
Samlet forventet effekt i 2027 forventet godkendt + ansøgt + 2022 + VP1 2022 (AU's vurdering)						725,7	
Potentiel effekt i 2027: Total 2022 + VP1 + godkendte + ansøgte (optimistisk vurdering)							951,9

Tabel 3.15.2. Effekt af afsluttede, godkendte og ansøgte lavbundsprojekter frem mod 2027 fordelt på de 23 hovedvandoplande (tons N/år). Retention i store søer nedstrøms områderne er indregnet i effekten, men ikke den forholdsvis lille retention i det øvrige ferskvandssystem. Den samlede effekt er angivet for et scenarie, hvor det antages, at den fulde effekt af de godkendte og ansøgte projekter er realiseret i 2027 (100 % realiseret), mens det i AU's vurdering er antaget, at 75 % af de godkendte og ansøgte projekter realiseres inden 2027. Effekten er angivet i ton N pr. år, hvor positive tal angiver en reduktion i kvælstofudledningen.

Hovedvandopland	Afsluttede projekter 2022	Godkendte projekter	Ansøgte projekter	Godkendte som forventes etableret 2027 (AU's vurdering)	Ansøgte som forventes etableret 2027 (AU's vurdering)	Total for AU's vurdering	Total for 100 % realiseret
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak							
1.2 Limfjorden	1,3	29,2	19,0	21,9	14,2	37,5	49,5
1.3 Mariager Fjord							
1.4 Nisum Fjord	2,6	6,1		4,6		7,2	8,7
1.5 Randers Fjord		21,2		15,9		15,9	21,2
1.6 Djursland							
1.7 Aarhus Bugt							
1.8 Ringkøbing Fjord							
1.9 Horsens Fjord							
1.10 Vadehavet		2,2		1,7		1,7	2,2
1.11 Lillebælt/Jylland		0,6		0,5		0,5	0,6
1.12 Lillebælt/Fyn			1,3		1,0	1,0	1,3
1.13 Odense Fjord							
1.14 Storebælt			2,7		2,0	2,0	2,7
1.15 Det Sydfynske Øhav							
2.1 Kalundborg							
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord		0,78	0,0	0,6		0,6	0,8
2.3 Øresund							
2.4 Køge Bugt							
2.5 Smålandsfarvandet	1,1	3,6		2,7		3,8	4,7
2.6 Østersøen		2,1		1,6		1,6	2,1
3.1 Bornholm							
4.1 Kruså-Vidå		17,9		13,4		13,4	17,9
Summer	5,09	83,8	22,9	62,8	17,2	85,1	111,8
Godkendte + ansøgte		106,7		80,0			
Total forventet etableret inden 2027 + 2022 (AU's vurdering)						85,1	
Potentiel etableret: Total 2022 + godkendte + ansøgte							111,8

3.16 Minivådområder

Forfatter: Bo Vangsø Iversen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Etablering af minivådområder, der er en frivillig indsats, indgår under den kollektive ordning under den nuværende vandområdeplan (VP3). I nærværende opdatering af baseline 2027 indgår en forventet effekt på N-udledning til nærmeste recipient af godkendte og ansøgte projekter for minivådområder. Det antages i opdateringen, at alle ansøgte projekter godkendes. I modsætning til reetablering af naturlige lavbundsarealer og større vådområder er projektperioden for åbne miniområder relativt kort, hvilket betyder, at man

som udgangspunkt fra ansøgningstidspunktet har to år til at gennemføre minivådområdeprojektet. Opgørelsen af kvælstofreduktionerne er derfor baseret på en antagelse om, at alle projekter bliver realiseret inden for denne tidsramme, og at alle godkendte og ansøgte projekter, der er givet tilsagn til i perioden 2018 til 2022, derfor også vil være etableret i 2027. De opgjorte reduktionseffekter skal derfor tillægges en vis usikkerhed og kan samlet være mindre end det forudsagte, hvis det viser sig, at tidsrammen for anlæggelsen overskrides for enkelte af minivådområderne.

Opgørelsen for baseline 2027 er lavet på baggrund af fremsendte data for perioden 2018 til 15/11-2022 fra Miljøstyrelsen, og det er således også Miljøstyrelsens opdeling på hovedvandoplande og kystvand-delooplande, der er anvendt. Nedenstående tabel viser opgørelsen foretaget på hovedoplandsniveau (tabel 3.16.1).

Opgørelsen viser, at der samlet set kan forventes, at der inden udgangen af 2027 vil være etableret nye minivådområder svarende til en kvælstofreduktion på 221 ton N. Med de etablerede minivådområder frem til 15/11 2022 (29 ton N) samt den fremdaterede opgørelse (221 ton N) vil der være etableret minivådområder svarende til en kvælstofreduktion på 250 ton i 2027.

Tabel 3.16.1. Opgørelse pr. 15/11 2022 over den beregnede effekt af minivådområdeprojekter fordelt på hovedvandoplande, der er enten afsluttede, godkendte eller ansøgte projekter. Godkendte og ansøgte projekter forventes at være afsluttede i 2027. Nederst i tabellen samt i sidste kolonne er de samlede forventede bidrag opgjort. Positive tal angiver en reduktion i N-udledningen. Effekten er opgjort til kyst.

Hovedvandopland	Afsluttede projekter, tons N pr. år	Godkendte projekter, ton N pr. år	Ansøgte projekter, ton N pr. år	Ansøgte + godkendte projekter, ton N pr. år	Samlet effekt i 2027, ton N pr. år
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,0	6,8	0,3	7,2	7,2
1.2 Limfjorden	9,9	55,7	10,1	65,8	75,8
1.3 Mariager Fjord	0,0	1,8	0,3	2,1	2,1
1.4 Nisum Fjord	1,6	9,3	2,0	11,3	12,9
1.5 Randers Fjord	2,5	13,0	1,7	14,7	17,2
1.6 Djursland	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1.7 Aarhus Bugt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1.8 Ringkøbing Fjord	0,0	2,8	0,6	3,4	3,4
1.9 Horsens Fjord	0,6	6,6	0,9	7,5	8,1
1.10 Vadehavet	2,2	11,7	2,9	14,6	16,8
1.11 Lillebælt/Jylland	5,1	24,6	6,6	31,2	36,3
1.12 Lillebælt/Fyn	1,3	7,5	1,0	8,6	9,9
1.13 Odense Fjord	1,0	5,3	0,7	6,0	7,0
1.14 Storebælt	1,3	5,0	0,0	5,0	6,3
1.15 Det Sydfynske Øhav	0,5	3,4	0,0	3,4	3,9
2.1 Kalundborg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	0,6	4,0	1,4	5,4	5,9
2.3 Øresund	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2.4 Køge Bugt	1,3	0,0	0,0	0,0	1,3
2.5 Smålandsfarvandet	0,4	24,8	2,6	27,4	27,8
2.6 Østersøen	0,2	6,0	0,0	6,0	6,2
3.1 Bornholm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4.1 Kruså-Vidå	0,6	1,0	0,0	1,0	1,6
Hele landet	29	189	31	221	250

3.17 Samlet effekt i 2027 fordelt på hovedvandoplande

Tabel 3.17.1, tabel 3.17.2 og tabel 3.17.3 viser den samlede effekt af baseline-elementerne beskrevet i de foregående kapitler fordelt på de 23 hovedvandoplande. Forventede ændringer i udvaskningen er, hvor det er muligt, angivet som et interval, hvor minimum indikerer "den mindst mulige reduktion af udvaskningen", og maksimum indikerer "den højest mulige reduktion af udvaskningen". Basis for dette interval afhænger af det konkrete baselineelement. For nogle elementer bruges en variation i den estimerede udvaskning pr. ha til at angive et spænd (fx nedgang i dyrket areal, skovrejsning), for andre en kombination af forskellige scenarier for udvikling kombineret med et spænd i udvaskningseffekterne (fx økologi, effekt af kvælstofudbytter og kvælstofnormer, atmosfærisk deposition), mens andre igen ikke har et spænd tilknyttet (fosforeffekter), men derimod en beskrivelse af usikkerheder under det enkelte kapitel. Tallene i samletabellerne skal derfor ses som en samlet oversigt, hvor brug af tallene kræver, at man konsulterer de relevante kapitler og forudsætningerne heri.

Der gøres opmærksom på, at de angivne hovedvandoplande ikke stemmer fuldstændig overens med den opdeling, der benyttes i VP3-genbesøg, jf. afsnit 2.4. Dette vurderes dog ikke at have betydning for den kvælstofeffekt af disse virkemidler, der indregnes i VP3, da Miljøstyrelsen ikke bruger effekten på hovedvandopland men på de 109 kystvand-deloplande, som ikke er påvirket af deraf. Ligeledes har AU har beregnet en lidt anden fosfor-baselineeffekt for de to hovedvandoplande 1.7 Aarhus Bugt og 1.9 Horsens Fjord ud fra DCE's afgrænsning af de to hovedvandoplande, end hvis MST's afgrænsning af disse var anvendt. MST kan, på baggrund af en vurdering af variationen i transportvejene indenfor hovedvandoplande, vælge at opgøre fosfor-baselineeffekt dis-aggregeret indenfor hovedvandoplande, f.eks. for kystvand-deloplande eller søoplande. Dette kan gøres på grundlag af den eksisterende kortlægning af fosforrisiko, idet kortlægningen foreligger på ID15-oplandsniveau.

Tabel 3.17.1. Fremskrivning af effekten af baselineelementer på nitratudvaskningen til rodzonen i 2027 fordelt på de 23 VP3-hovedvandoplande (tons N). Effekter af bioforgasning og organisk affald er ikke opdelt på hovedvandoplandsniveau og indgår derfor ikke i denne tabel. Min.- og maks.-værdier kan afhængig af baselineelement, dække over en udregning med flere alternative scenarier for udvikling, et spænd i udvaskningsfaktor, en kombination af dette eller en anden form for usikkerhedsvurdering. Brug af tallene kræver derfor, at man konsulterer de relevante kapitler. Positive værdier angiver et fald og negative en stigning i nitratudvaskningen.

Nr.	Hovedvandopland	Nedgang i dyrket areal		Skovrejsning		Økologi		Kvælstof- mængde i hus- dyrgødningen		Forbud mod fast gødning i efteråret		Ændring i udbyt- ter		Ændring i N- normer		Deposition	
		Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
1.1	Nordlige Kattegat, Skager- rak	31	31	19	23	0	74	30	131	69	115	73	160	-14	-20	59	77
1.2	Limfjorden	107	108	57	71	0	384	55	558	262	436	263	573	-52	-71	193	247
1.3	Mariager Fjord	6	7	6	7	0	41	-5	45	18	31	19	41	-4	-5	10	14
1.4	Nissum Fjord	27	24	32	38	0	101	7	97	49	82	51	111	-10	-14	65	82
1.5	Randers Fjord	33	36	30	39	0	114	46	133	69	115	98	214	-19	-26	55	73
1.6	Djursland	10	11	9	12	0	30	15	49	25	41	28	62	-6	-8	14	19
1.7*	Århus Bugt	8	9	4	5	0	32	14	30	12	20	27	59	-5	-7	14	19
1.8	Ringkøbing Fjord	59	53	83	98	0	198	13	178	79	131	109	238	-21	-29	116	147
1.9*	Horsens Fjord	6	7	4	5	0	9	14	31	12	21	21	45	-4	-6	13	18
1.10	Vadehavet	67	62	68	81	0	230	-13	238	126	210	131	286	-26	-35	132	167
1.11	Lillebælt/Jylland	26	29	22	28	0	93	48	120	62	103	76	166	-15	-21	67	86
1.12	Lillebælt/Fyn	11	12	5	7	0	24	24	50	26	44	36	78	-7	-10	26	33
1.13	Odense Fjord	11	13	8	10	0	23	19	37	18	30	37	81	-7	-10	28	36
1.14	Storebælt	4	6	4	6	0	14	14	25	8	13	18	40	-4	-5	12	16
1.15	Det Sydfynske Øhav	6	8	2	4	0	22	10	34	19	31	25	55	-5	-7	16	22
2.1	Kalundborg	7	9	5	7	0	46	11	26	13	22	30	66	-6	-8	16	21
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	13	17	7	10	0	88	10	27	28	47	55	119	-11	-15	24	34
2.3	Øresund	2	3	3	5	0	19	0	4	8	14	11	23	-2	-3	11	17
2.4	Køge Bugt	5	7	2	3	0	9	8	15	7	12	24	53	-5	-7	12	17
2.5	Smålandsfarvandet	24	34	10	15	0	57	34	80	35	58	115	251	-23	-31	63	84
2.6	Østersøen	10	14	3	5	0	37	15	35	15	24	46	101	-9	-12	24	32
3.1	Bornholm	5	6	3	4	0	12	14	31	8	14	18	39	-4	-5	10	15
4.1	Vidå-Kruså	35	31	13	15	0	142	-12	178	87	144	63	137	-12	-17	58	73
	Hele landet	513	538	400	498	0	1.800	371	2.153	1.056	1.760	1.374	2.998	-270	-371	1.040	1.349

* Afgrænsning af hovedvandopland 1.7, 1.9 afviger lidt fra den afgrænsning Miljøstyrelsen benytter i VP3-genbesøg, hvilket kan påvirke fordelingen af baselineeffekten mellem disse to hovedvandoplande en smule. Da baselineeffekten indregnes på kystvand-deloplandsniveau, vurderes det dog ikke at have betydning for den effekt, der indregnes i VP3 (se afsnit 2.4).

Tabel 3.17.2. Fremskrivning af effekten af baselineelementer på fosforudledning i 2027 fordelt på de 23 VP3-hovedvandoplande. Positive værdier angiver et fald i fosforudledningen i kg P til vandløbskant.

Nr.	Hovedvandopland	Nedgang i dyrket areal (kg P)	Skovrejsning (kg P)	Pløjefri dyrkning (kg P)
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	240	30	96
1.2	Limfjorden	680	45	138
1.3	Mariager Fjord	25	5	5
1.4	Nissum Fjord	100	15	18
1.5	Randers Fjord	290	60	112
1.6	Djursland	80	10	17
1.7*	Århus Bugt	55	10	35
1.8	Ringkøbing Fjord	230	30	24
1.9*	Horsens Fjord	50	10	27
1.10	Vadehavet	290	35	59
1.11	Lillebælt/Jylland	220	60	161
1.12	Lillebælt/Fyn	75	10	34
1.13	Odense Fjord	80	15	25
1.14	Storebælt	40	10	12
1.15	Det Sydfynske Øhav	60	5	23
2.1	Kalundborg	95	10	16
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	120	15	42
2.3	Øresund	25	10	19
2.4	Køge Bugt	45	5	14
2.5	Smålandsfarvandet	230	25	54
2.6	Østersøen	90	5	21
3.1	Bornholm	10	5	32
4.1	Vidå-Kruså	180	5	24
Hele landet		3.310	430	1.008

*Afgrænsning af hovedvandopland 1.7, 1.9 afviger lidt fra den afgrænsning Miljøstyrelsen benytter i VP3-genbesøg, hvilket kan påvirke fordelingen af baselineeffekten mellem disse to hovedvandoplande en smule (se afsnit 2.4).

Tabel 3.17.3. Effekten på nitratudvaskning af vådområdeprojekter, lavbundsprojekter og minivådområder. Effekten af minivådområder er vurderet til kyst, mens der i effekten af vådområder og lavbundsarealer er indregnet retentionen af store søer nedstrøms områderne, men ikke den forholdsvis lille retention i det øvrige ferskvandssystem. For vådområder og lavbund indgår to scenarier, et scenarie, hvor det antages, at alle godkendte og ansøgte projekter er fuldt etableret i 2027 (100 % realiseret), og AU's vurdering, der antager, at 75 % af disse er etableret. Bemærk, at effekten af klima-lavbundsprojekter på 748 ton ikke er neddelt på de 23 hovedvandoplande og derfor ikke indgår i denne tabel. Positive tal angiver en reduktion i udvaskningen. Effekten er angivet i ton N pr. år*.

Hovedvandopland	Vådområder (ton N/år)		Lavbundsprojekter (ton N/år)		Minivådområder (ton N/år)
	AU's vurdering	100 % realiseret	100 % realiseret	AU's vurdering	Samlet effekt i 2027
1.1 Nordlige Kattégat, Skagerrak					7,2
1.2 Limfjorden	371,4	494,8	37,5	49,5	75,8
1.3 Mariager Fjord	12,4	16,5			2,1
1.4 Nissum Fjord	8,9	11,9	7,2	8,7	12,9
1.5 Randers Fjord	64,5	84,1	15,9	21,2	17,2
1.6 Djursland					
1.7 Aarhus Bugt					
1.8 Ringkøbing Fjord	13,3	16,0			3,4
1.9 Horsens Fjord	10,7	14,3			8,1
1.10 Vadehavet	46,7	62,3	1,7	2,2	16,8
1.11 Lillebælt/Jylland	41,7	55,1	0,5	0,6	36,3
1.12 Lillebælt/Fyn	26,6	35,4	1,0	1,3	9,9
1.13 Odense Fjord	56,1	67,3			7,0
1.14 Storebælt	14,8	19,7	2,0	2,7	6,3
1.15 Det Sydfynske Øhav	8,1	10,8			3,9
2.1 Kalundborg					
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	2,7	2,7	0,6	0,8	5,9
2.3 Øresund	1,0	1,3			
2.4 Køge Bugt					1,3
2.5 Smålandsfarvandet	32,2	43,0	3,8	4,7	27,8
2.6 Østersøen	0,8	0,8	1,6	2,1	6,2
3.1 Bornholm					
4.1 Kruså-Vidå	13,9	16,1	13,4	17,9	1,6
Hele landet	725,7	951,9	85,1	111,8	250,0

*Nærværende estimat af effekt er uafhængig af den benyttede oplandsafgrænsning i hovedvandopland 1.7 og 1.9.

4 En vurdering af virkemidlerne i kombination

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømmer: Mette Thorsen

Som nævnt i indledningen er det vanskeligt at adskille effekterne af virkemidler fra effekter af den generelle udvikling i landbruget. Økologi indgår i denne rapport som et baselineelement, og effekten af de forskellige scenarier for økologi er ikke indregnet i effekten for andre baselineelementer, fx i tallene for proteinimport, og ej heller i mulig indflydelse på ændringer i udbytter og gødningsnormer. I beregning af reference for nitratudvaskning indgår husdyrhold, afgrødefordeling og gødningsanvendelse for året 2021, hvor konventionelt landbrug og økologi indgår i det forhold, der var gældende i dette år.

Det er desuden vanskeligt stringent at adskille effekt af virkemidler i VP3 og effekt af baselineelementer.

VP3's kvælstofindsats er beregnet ud fra data i det seneste udgivne virkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2020). Heri udgjorde referenceudvaskning 61 kg N/ha opgjort for 2017, mens referenceudvaskning genberegnet med NLS5 for 2021 nu udgør 53 kg N/ha og derfor er noget mindre i denne opdatering af baseline 2027.

I VP3 indgår effekt af CAP-reformen (Miljøministeriet, 2023). Det forventes, at der kommer mere brak i 2023 jf. CAP-reformen, idet 4 % af det dyrkede omdriftsareal skal udgøre ikke-produktive elementer såsom brak, markbræmmer og småbiotoper. Dette krav antages at opfylde God Landbrugs- og Miljømæssig stand, GLM8-kravet. Landbrugsstyrelsen har vurderet, at det vil kræve lige knap 82.000 ha at opfylde GLM8-kravet, forudsat at 10.000 ha overgår til bioordningen biodiversitet og bæredygtighed (Landbrugsstyrelsen, pers. komm.). Heraf har Landbrugsstyrelsen indregnet, at 33.500 ha brak og markbræmmer fra den tidligere MFO-ordning fortsætter og bidrager til at opfylde dette krav, og derfor forventes der ikke en selvstændig effekt af MFO. Ligeledes forventes arealer med eksisterende markkrat, GLM-søer og GLM-fortidsminder på ca. 16.200 ha at bidrage til at opfylde GLM8-kravet. Landbrugsstyrelsen vurderer, at der derfor i 2023 vil komme yderligere knap 33.000 ha med ikke-produktive elementer fordelt på brak, blomster- og bestøverbrak, småbiotoper og markbræmmer, ændringer, som giver en indregnet effekt i VP3. Som en del af CAP-reformen kan landmanden endvidere søge ekstra støtte inden for miljø- og klimavenligt græs ved at sikre, at græsmarker først opløjes efter tre år.

Et andet element i CAP-reformen er ekstensivering med slæt på lavbundsarealer, der har til formål at fremme ekstensiv drift af omdriftsarealer på kulstofrige jorder og i ådale for derved at reducere udledning af drivhusgasser og kvælstof fra arealerne. Ordningen skal bl.a. bidrage til at udpine næringsstofindholdet i jorden gennem slæt og bortfjernelse af biomassen samt forbud mod gødskning.

En større andel af brak i det dyrkede areal, mindre ompløjning af græsmarker samt ekstensivering af omdriftsarealer på lavbund vil give en lavere gennemsnitlig nitratudvaskning end den beregnede referenceudvaskning for 2021,

som anvendes i denne opdatering af baseline 2027. Hvis brakarealet stiger med knap 33.000 ha og erstatter arealer, der dyrkes gennemsnitligt, vil det for 2021 nedsætte den gennemsnitlige årlige nitratudvaskning fra det samlede areal med ca. 0,5 kg N/ha. Det betyder, at de vurderede effekter i denne opdatering af baseline 2027 af nedgang i det dyrkede areal grundet udvikling af byer og infrastruktur samt skovrejsning kan ligge i overkanten af, hvad den reelle effekt udgør.

Generelt er effekten af de forskellige virkemidler fastsat i forhold til en reference, dvs. i en situation, hvor det pågældende virkemiddel ikke er taget i anvendelse. For mange virkemidler kan referencen ikke entydigt defineres, men den bør som udgangspunkt afspejle den mest udbredte praksis på et veldefineret tidspunkt. Praksis og dermed referencen vil imidlertid ofte ændre sig efter en årrække. Eksempelvis vil effekt af projekter med vådområder og udtagning af lavbund godkendt under VP1 eller VP2 have andre beregningsforudsætninger og derfor en anden beregnet effekt end vådområder godkendt under VP3-ordningen

Denne opdatering af baseline 2027 er bygget op omkring de enkelte elementer/virkemidler. En større grad af målretning og fremadrettet langsigtet planlægning forudsætter en mere detaljeret tilgang, hvor dyrkningsforhold, sædskifte og drænforhold tænkes ind på markniveau. En optimeret og kombineret anvendelse af de beskrevne flade-, dræn- og vandløbsvirkemidler til opfyldelse af et givet indsatskrav vil kræve omfattende analyser, der tager hensyn til samspillet mellem de enkelte virkemidler på en given lokalitet. En sådan analyse ligger uden for det opdrag og rammerne for denne opdatering af baseline 2027.

5 Tidsforsinkelse for effekt af virkemidler

Forfatter: Gitte Blicher-Mathiesen

Fagfællebedømmer: Jørgen Windolf

Indledning

Baselineopgørelsen giver en prognose for effekten af allerede vedtagne virkemidler på ændring i nitratudvaskning fra rodzonen og for nogle virkemidler på kvælstof- og fosforudledning til vandløb.

De fleste virkemidler virker ikke 100 % dagen efter, at de er implementeret. Ændringer i landbrugspraksis og gødningsforbrug påvirker afgrødevæksten, og efter høst vil den optagne kvælstof i den underjordiske biomasse, bl.a. efter ompløjning, blive omsat over tid og vil i de efterfølgende år give anledning til kvælstofudvaskning i perioder med afstrømning. Udvasning af dette kvælstof vil især ske, hvis der ikke vokser efterafgrøder, fodergræs, vinterraps eller vinterkorn, som vil kunne optage noget af den omsatte kvælstof i det tidlige efterår.

I dette afsnit beskrives den forventede tidshorisont for effekten af virkemidler:

- i. Fra virkemidlet vedtages, indtil det er implementeret.
- ii. Den forventede tidshorisont, fra der sker en ændring på dyrkningsfladen, og den forventede tid, inden effekt slår igennem på nitratudvaskning fra rodzonen.
- iii. Den naturgivne tidsforsinkelse i transporten af kvælstof fra bunden af rodzonen til vandløbet.

De nævnte punkter i-iii giver en naturlig forklaring på, at den samlede effekt i baseline ikke kan forventes at ske i slutåret 2027, hverken hvad angår nitratudvaskning fra rodzonen eller udledning af kvælstof til kystvande. I baseline beskrives de virkemidler, der forventes at blive implementeret i baselineårene 2022-2027, men selve effekten på nitratudvaskning og kvælstofudledning til kystvande vil have en tidshorisont, der rækker længere end slutåret 2027. Tidseffekten vil endvidere variere mellem hovedvande- og kystvand-deloplande som følge af variationer i de naturgivne tidsforsinkelser (ovenstående punkt iii).

Tidshorisont, fra virkemidler politisk er besluttet, til de er implementeret

Virkemidler ligger ikke på dyrkningsfladen eller i et vandløbsopland dagen efter, at de er politisk vedtaget. Ofte går der to til tre år, fra at der politisk er vedtaget ændringer i jordbrugets gødningsanvendelse, til at landmændene reelt har fulgt bekendtgørelsen omkring årets aktuelle gødningsforsyning til afgrøderne. Responsen på udvasning vil da ofte være i afstrømningsåret, efter at afgrøderne er høstet i sensommeren eller efteråret.

Effekten af andre virkemidler, som fx reetablering af vådområder, kan tage endnu længere tid, idet dette virkemiddel ofte er afhængig af enighed blandt flere lodsejere om, at deres jord kan overgå til et vådområde eller lignende.

Tidshorisont for angivet effekt af virkemidler på dyrkningsfladen

Omsætning af organisk stof i jorden er en proces, der tager tid. Organisk bundet kvælstof, der tilføres jorden, fx med husdyrgødning, frigives gradvist over en længere årrække. Det har naturligvis betydning for, hvornår der kan ske nitratudvaskning fra den tilførte organiske gødning. Sørensen et al. (2017) har udviklet en simpel empirisk baseret model, der beskriver nettomineraliseringen fra organisk bundet N i svine- og kvæggylle i de første år efter tilførslen (tabel 5.1).

Efter de første fem år er mineraliseringen langsom og på niveau med øvrigt organisk bundet N i jorden. I tabel 5.1 er der antaget en årlig mineraliseringsrate fra det resterende N i jorden på 2 % pr. år i år 5 til 10. Det betyder, at der efter 10 år samlet er frigivet ca. 56 % af det organiske N tilført med kvæggylle og ca. 75 % af det organiske N tilført med svinegylle.

En række andre virkemidler har også betydning for omfanget af inputtet af organisk stof til jorden og dermed for ændringer i puljen af organisk kvælstof i jorden. Det gælder bl.a. dyrkning af græs, efterafgrøder og energiafgrøder. Tidshorisonten for effekten heraf varierer med kvaliteten af det organiske stof, der indgår, og dermed, hvor hurtigt mineraliseringen foregår. Eksempelvis kan der for nogle typer af efterafgrøder være en mineralisering på omkring 50 % inden for det første år, mens mineraliseringen er langsommere for andre typer af efterafgrøder (Thomsen et al., 2016). Andre organiske input har en N-mineralisering, der mere ligner den for organisk N i husdyrgødning.

Tabel 5.1. Kumuleret netto-mineralisering af organisk bundet kvælstof i svine- og kvæggylle i de første fem år efter tilførslen ifølge model beskrevet af Sørensen et al. (2017) – samt forventet mineralisering efter 10 år (Sørensen & Christensen, 2020).

År	1	2	3	4	5	10
Mineralisering af organisk N i kvæggylle %	17	34	42	47	51	56
Mineralisering af organisk N i svinegylle %	26	53	63	68	72	75

Kulstof og organisk bundet kvælstof fra husdyrgødning og ændringer i organisk input, der stabiliseres i jorden, bidrager til jordens samlede pulje af organisk stof, der er vigtig for at opretholde en frugtbar jord med gode dyrknings-egenskaber. Det er ikke muligt at kvantificere denne effekt, men det må forventes, at en frugtbar jord bidrager til dybere rodvækst, der også kan bidrage til en reduktion af nitratudvaskningen. Der tages ikke hensyn til denne effekt ved beregning af nitratudvaskningen, da der ikke findes noget godt grundlag for at estimere denne. I tabel 5.2 er der for hvert element i denne opdatering af baseline angivet en tidshorisont for, at den vurderede effekt vil kunne forventes at slå igennem på nitratudvaskningen fra rodzonen. For de kollektive virkemidler udtagning af lavbund, vådområder og mini-vådområder vil effekten forventelig ske inden for en kortere tidshorisont, da disse arealer ligger tæt på et vandløb, hvor grundvand og nitrat/kvælstof fra vådområde eller lavbund afstrømmer fra.

Tabel 5.2. Baselineelementer og år for fremskrivning samt vurderet tidsforsinkelse fra, at virkemidlet er implementeret på dyrkningsfladen, indtil vurderet effekt på nitratudvaskning fra rodzonen.

	År for fremskrivning	Tidshorisont for vurderet effekt
Nedgang i dyrket areal ¹	2022-2027	5-10 år
Skovrejsning		Omdrift af skovbeplantning
Statslig og klimaskovfond	2022-2027	
Privat skovrejsning, realiseret	2022	Middel for 20-30 år
Økologi	2022-2027	5-10 år
Bioforgasning	2022-2027	10 år
Organisk affald	2022-2027	10 år
Ændret N i husdyrgødning	2022-2027	10 år
Kvælstofudvaskning som følge af ændring i N-normer og udbytter	2022-2027	5-10 år
Deposition	2022-2027	5-10 år

¹ Kun arealer til byudvikling og infrastruktur.

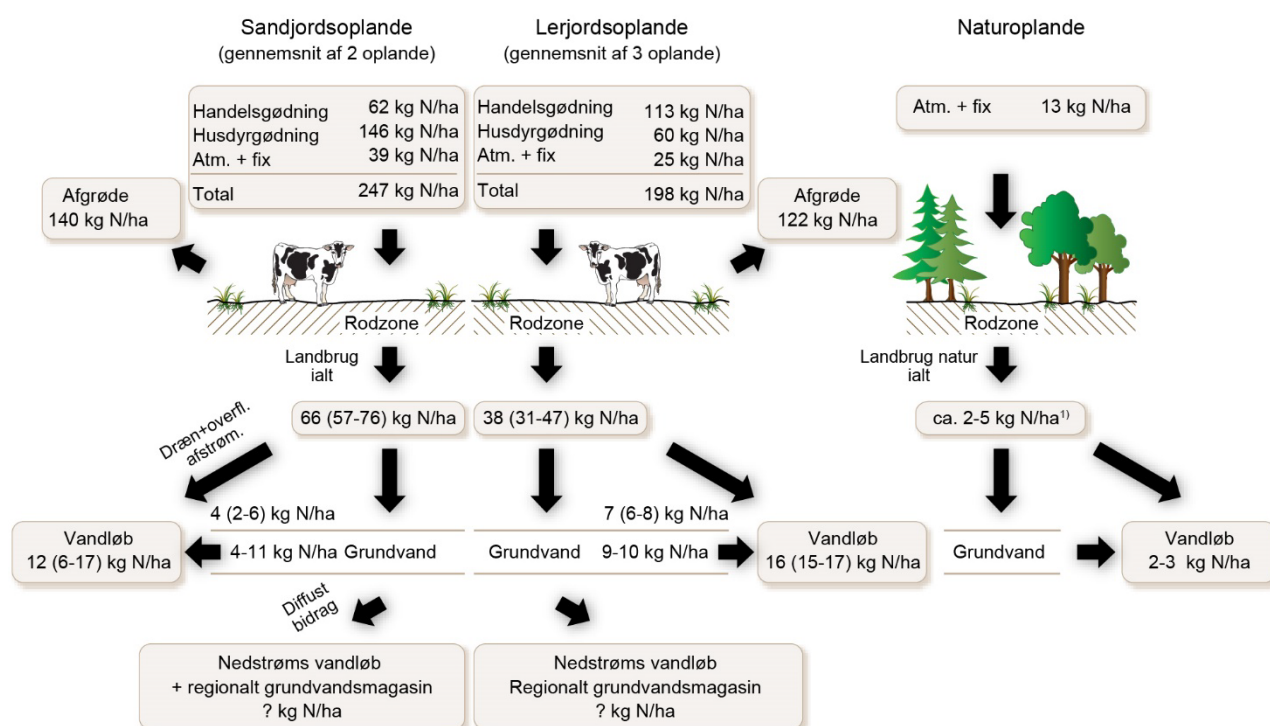
Tidsforsinkelse i kvælstoftransport fra bunden af rodzone til vandløb

Data fra landovervågningen viser, at dræned oplande naturligt har en hurtig transportvej fra mark til vandløb (Blicher-Mathiesen et al., 2023). Her bidrager den overfladenære transportvej bl.a. via dræn forholdsvis meget til vandløbs-transporten af kvælstof (figur 5.1). Modsat tager transporten til ikke-dræned oplande, som ofte også er domineret af sandjord, længere tid, idet den overfladenære transportvej er forholdsvis mindre.

I fire lerjordsdominerede oplande afstrømmer en betydelig andel af det nedsi-vende vand til vandløb via overfladenær afstrømning. Afstrømningen sker hurtig-tigt via dræn, og i løbet af et par år vil en betydelig del af det vand, der forlader rodzonen, være nået ud til vandløbet. En effekt af reduceret nitratudvaskning fra rodzonen vil derfor inden for få år kunne måles i vandløb fra dræned ler-jordsområder.

I to sandjordsdominerede oplande sker afstrømningen til vandløb for en stor dels vedkommende gennem grundvand. Der vil typisk gå 12-15 år, inden ca. halvdelen af det vand, der forlader rodzonen, når ud til vandløbet. En stor del af det ældste grundvand er allerede reduceret for kvælstof, og derfor vil det kvælstof, der strømmer til vandløb, have en kortere transporttid end den trans-porttid, der kan opføres for alt grundvand, både iltet med nitrat og reduceret. I nogle oplande vil der således også kunne være en relativ hurtig respons på ændret nitratudvaskning fra rodzonen. Omvendt vil der i oplande, hvor redox-zonen ligger langt under terræn - som det ofte er tilfældet i oplande med over-fladenær kalkrig undergrund - kunne være meget lang tidsforsinkelse før effekt af ændret nitratudvaskning slår fuldt igennem i kvælstoftransporten i vandlø-bene. Det gælder f.eks. Himmerlandsområdet, oplande i det nordvestlige Thy m.v. (Kronvang et al., 2023).

Det årlige kvælstofkredsløb (2016/17 – 2020/21)



Figur 5.1 Skematisering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande samt for naturoplande for årene 2016/17-2020/21. Kvælstofbalancen er fra interviewundersøgelsen 2016-2021, mens udvaskningen er NLES5-modelberegnet for alle marker i oplandene, hvor der i beregningen er kompenseret for, at klimaet varierer fra år til år. Vandløbstransport for oplandene er korrigeret for spildevandsudledning, dvs. at transporten repræsenterer den diffuse udledning fra dyrkede arealer inkl. spredt bebyggelse og baggrundsbidrag (Blicher-Mathiesen et al., 2023).

For nogle oplande tager det meget længere tid for vand og kvælstof at strømme fra rodzonen til vandløb. Eksempler herpå er oplandet til Mariager Fjord, hvor vandet i vandløbet formentlig i gennemsnit er 20-30 år gammelt (Vervloet et al., 2018, Wiggers et al., 2002).

Den nationale kvælstofmodel er blevet anvendt til at beregne alder for det iltede vand i vandløb og dermed for det vand, der bærer kvælstof frem til overfladevandet og senere til kystvande (Højbjerg et al., 2015). I nogle oplande tager det mere end otte år for vandet at nå fra rodzonen til vandløbet, men denne relative lange transportvej findes især i Himmerland og på Djursland (figur 5.2). Oplande med en hurtig transport fra mark til vandløb på et til to år udgør bl.a. kystnære oplande med afstrømning til østvendte fjorde i Jylland og området nord for Limfjorden i det vestlige hjørne omkring Thisted.

Ved at anvende ELEMeNT-modellen opgjorde Dessirier et al. (2023) forsinkelser for selve rodzonen/fra rodzone til udløb fra oplandet/og totalt for disse to elementer til 1,9/0,4/2,3 år for tre lerjords- og dræned vandløbsoplande, henholdsvis oplandet til Gudenå, 5,0/1,0/6,0 år for oplandet til Odense å og 3,0/0,4/3,5 for oplandet til Susåen. Også i dette studie blev der fundet relative korte transporttider fra bunden af rodzonen til udløbet ved målestation for de tre vandløbsoplande, mens forsinkelser i jordens omsætningsdynamik i selve rodzonen varierer mellem to og fem år.

Kronvang et al. (2023) har estimeret tidsforsinkelsen mellem bunden af rodzonen og til målestation for fire målte vandløbsoplande, der afvander til kystvandene Hjarbæk Fjord, samt fire vandløbsoplande, der afvander til Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt.

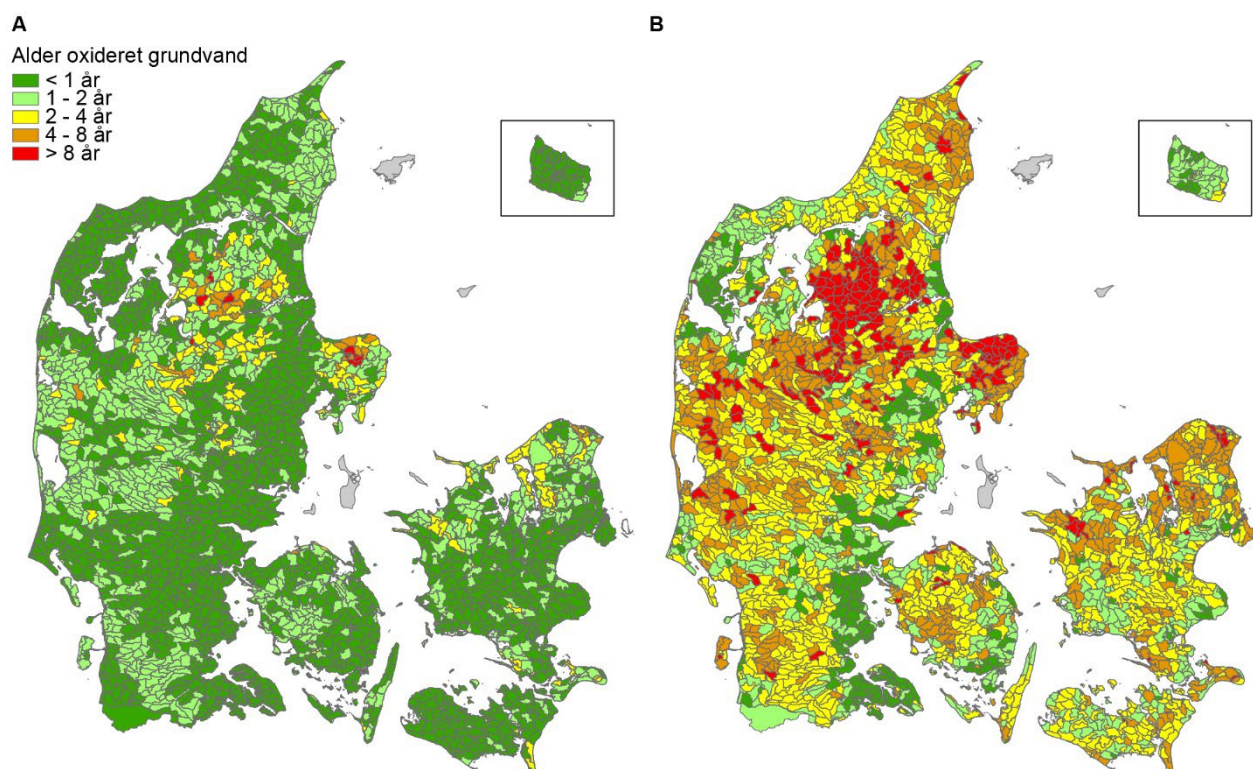
Tidsforsinkelsen er estimeret ud fra en relativ analyse af tidsforløbet mellem en årlig modelberegnet rodzonekoncentration af nitrat og en årlig målt afstrømningsvægtet kvælstofkoncentration.

Der er udarbejdet en regressionsanalyse mellem nationalt erhvervsoverskud af kvælstof og en beregnet årlig afstrømningsvægtet nitratkoncentration ved bunden af rodzonen (ca. 1 mut.), sidstnævnte beregnes ved at dividere NLES5-modelberegnet nitratudvaskning for hvert vandløbsopland med Daisy-modelberegnet perkolation (Højberg et al., 2021). De oplandsspecifikke sammenhænge herfor anvendes til at estimere den årlige nitratkoncentration for bunden af rodzonen for årene før 1990, hvor der ikke er gennemført NLES5-modelberegninger.

Ud fra den lange tidsserie for årlige afstrømningsvægtede nitratkoncentrationer for bunden af rodzonen er der opstillet en oplandsspecifik regressionsmodel til prædiktions af den målte diffuse afstrømningsvægtede kvælstofkoncentration i førnævnte otte målte vandløb. Den fremkomne model kan anvendes til at estimere tidligere års kvælstofkoncentration, altså før 1989, hvor mange nye vandløbsmålinger startede i NOVA-overvågningsprogrammet. Modellen kan desuden anvendes til at fremskrive, hvor meget kvælstof der endnu ikke er målbart i vandløbsvandet, givet en fastholdt nitratkoncentration i bunden af rodzonen, eller hvor denne nitratkoncentration nedsættes, evt. med en forventet effekt af nye virkemidler.

Resultatet af analyserne af tidsforsinkelser viser, at der i de målte vandløb stadig mangler at måles en fuld effekt af gennemførte tiltag til reduktion af nitratudvaskning fra rodzonen. I de to kystvandområder Hjarbæk Fjord og Skive Fjord, Lovns og Risgårde Bredning samt Bjørnholms Bugt er det estimeret, at der i 2030 vil mangle en reduktion i vandløbstransporten på henholdsvis 48-97 ton N og 15-71 ton N ved en fastholdt nitratkoncentration ved bunden af rodzonen for 2019 og beregnet for de målte oplande, der udgør henholdsvis 82 og 71 % af de to kystvand-deloplande. De estimerede forsinkelser svarer til henholdsvis 9-17 % og 3-13 % af VP3-indsatsen, der for Hjarbæk Fjord udgør 561 ton N og for Skive fjord, Lovns og Risgårde Bredning samt Bjørnholms Bugt 548 ton N (Kronvang et al., 2023, Miljøministeriet, 2023).

Den lange transportvej fra rodzone til kystvande betyder, at den fulde respons i kvælstofudledning til kystvande ikke vil kunne registreres i det samme afstrømningsår, hvori der kan registreres en ændring i nitratudvaskningen fra rodzonen. Her betyder de naturgivne forhold, at der sker en vis forsinkelse. Dog kommer 75 % af det iltede grundvand inden for et til fire år, mens transportvejen for de næste 25 % tager længere tid. Der skal dog tages det forbehold, at beregningerne er modelbaserede, og netop de lange tidsforsinkelser, har været svære at kalibrere i modellen (A.L. Højberg, pers. medd.).

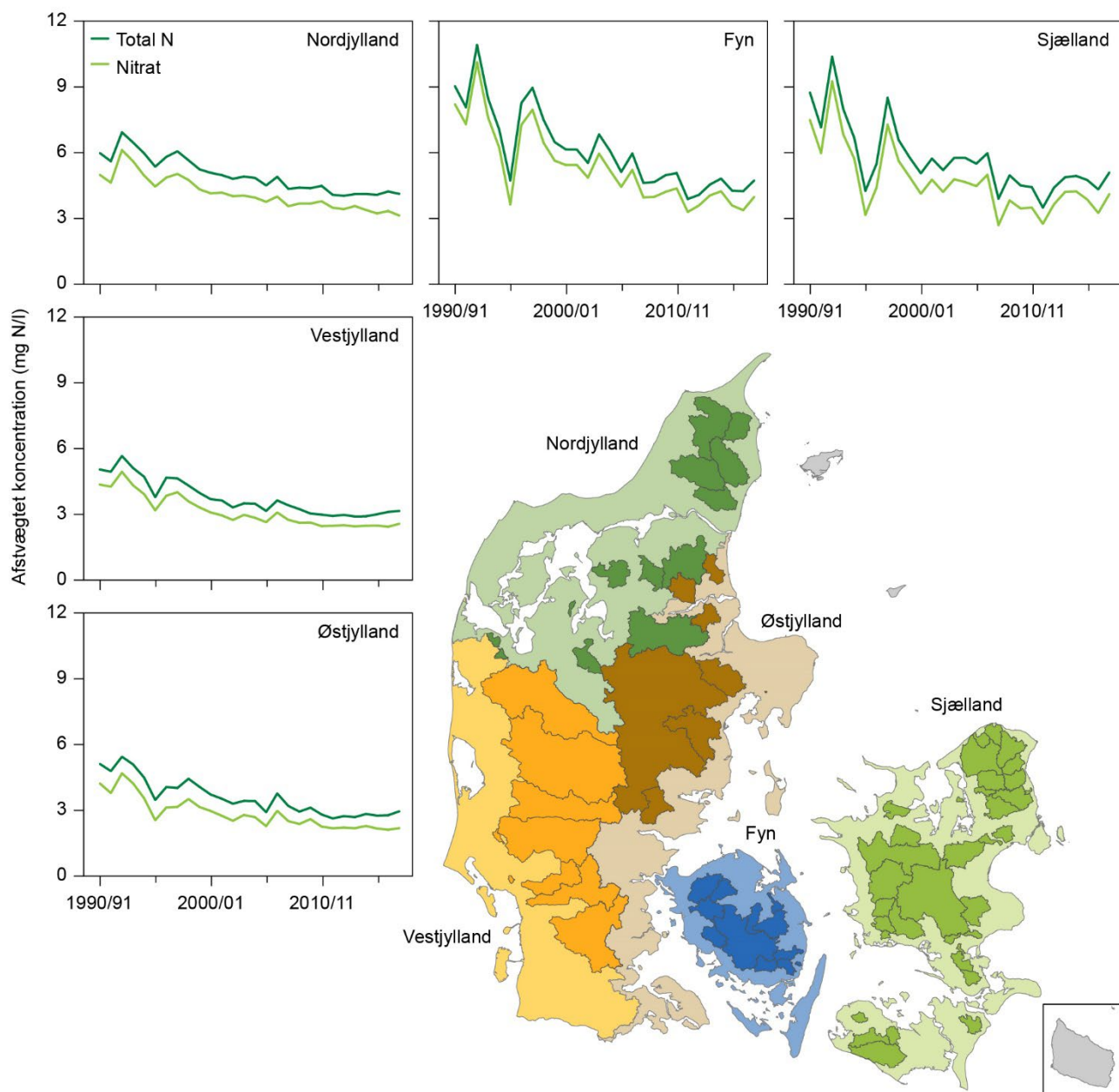


Figur 5.2. Alder af det iltede grundvand, når 75 % (kort t.v.) og 95 % (kort t.h.) af det iltede grundvand er strømmet til vandløb for ID15-oplande (topografiske oplande (polygoner) med en størrelse på ca. 1.500 ha) (baseret på data fra kvælstofmodellen i Højberg et al., 2021 og Blicher-Mathiesen et al., 2020).

Regionale forskelle i tidsserier for udledning af total kvælstof og nitrat er vist for fem regioner i Danmark i figur 5.3. Af figuren fremgår det, at der er stor forskel i år-til-år variationen i de viste afstrømningsvægtede koncentrationer opgjort for 77 havbelastningsstationer mellem de fem regioner. De største år-til-år variationer forekommer i de to regioner Fyn og Sjælland, hvor drænafrømningen vil påvirke de målte koncentrationer. For Nordjylland, som har den største tidsforsinkelse i kvælstoftransporten mellem rodzone og vandløb (se figur 5.3), ses et kontinuerligt fald i nitratkoncentrationen i hele perioden 1990/91-2017/18, mens faldet for de øvrige regioner aftager efter 2005/06. For de sidste 10 år ses desuden et større fald i den afstrømningsvægtede koncentration af nitrat end i total kvælstof, hvilket formentlig skyldes, at total kvælstof ikke er målt med den samme metode i hele perioden, da de viste koncentrationer for total kvælstof ikke er opdateret med nye korrektioner for forkert anvendt oplukningsmetode (Larsen et al., 2021). Frem til 2004 er vandføringsmålinger udelukkende foretaget med vingeinstrumenter, men i årene herefter er der sket en gradvis overgang til primært to nye typer af måleinstrumenter. Skiftene i instrumenttyperne har betydet, at der er introduceret homogenitetsbrud i vandføringstidsserierne, idet de nye instrumenter har systematiske afvigelser i forhold til de tidligere anvendte vingeinstrumenter (Ovesen et al., 2023). Det er endnu ikke udredt, i hvilket omfang metodeskift til måling af vandføring påvirker de viste afstrømningsvægtede koncentrationer, men generelt vil metodeskiftet have en større betydning for den absolutte transport end for de beregnede afstrømningsvægtede koncentrationer.

Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total kvælstof- og nitratkoncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser, at netop år-til-år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer derfor bør ses over en årrække, når man skal evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledningen til kystvande. Dette

gælder særligt, når også klimaparametre, som nedbør og temperatur, kan give anledning til store år-til-år variationer, samt at de vurderede elementer i denne opdatering af baseline 2027 forventes at blive implementeret på dyrkningsfladen inden 2027, mens noget af effekten forventes at ligge efter 2027, jf. tidshorisont for de vurderede effekter vist i tabel 5.2.



Figur 5.3. Afstrømningsvægtet koncentration af total kvælstof og nitrat opgjort for 77 målte havstationer med en fuldstændig tids-serie for begge koncentrationer vist for fem regioner i Danmark (t.v. og øverst). Data er opgjort for det hydrologiske år 1. juni til 31. maj for perioden 1990/91-2017/18. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet. De viste koncentrationer for total kvælstof er ikke opdateret med nye korrektioner for forkert anvendt oplukningsmetode (Larsen et al., 2021), da de viste data blev opgjort til den forudgående baselinerapport (Blicher Mathiesen & Sørensen 2020, kap 2.3), hvor disse korrektioner endnu ikke var gennemført.

6 Konklusion

Nærværende vurdering af baselineelementer viser et forventet fald i nitratudvaskningen frem mod 2027 bl.a. som følge af, at kvælstofindholdet i husdyrgødning bliver mindre, forventning om øgede udbytter, nedgang i dyrket areal, skovrejsning, øget areal med økologi samt nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof, som afhænger af, hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne af kvælstof holder stik, og af at EU-landene overholder de med NEC-direktivet vedtagne emissionslofter for 2027/2030. Derudover bidrager de kollektive virkemidler som vådområder, lavbundsprojekter og minivådområder også til et fald i kvælstofudvaskningen.

I forhold til fosfor estimeres ligeledes et fald i fosforudledningen frem mod 2027 som følge af udtagning af landbrugsjord, skovrejsning og øget areal med pløjefri dyrkning.

Hvis man sammenligner baseline for de elementer, der blev vurderet i baseline 2027 (Blicher-Mathiesen & Sørensen, 2020) samt i nærværende opdatering af baseline 2027, kan man helt overordnet se et fald i den vurderede baselineeffekt for langt de fleste elementer, således at effekten i nærværende opdatering af baseline er mindre end i den oprindelige baselineberegning for 2027.

Helt generelt er det forventeligt, at effekten af baseline vil blive mindre, eftersom den i den forrige rapport inkluderede den samlede effekt over en ni-års fremskrivningsperiode, mens den i denne opdatering bygger på det fald, der sker over en seksårig periode. Når antal af år i fremskrivningsperioden er færre, vil det i sig selv, alt andet lige, give en mindre effekt på nitratudvaskning af de samme baselineelementer.

Derudover bygger nærværende opdatering på den nyeste fremskrivning af landbrugsudviklingen fra 2023 (Jensen, 2023), hvor udviklingen i udtagning af landbrugsjord er markant mindre end antaget i den foregående baselinerapport, og derved bliver den beregnede effekt af udtagning tilsvarende mindre.

Det skal bemærkes, at der er betydelige usikkerheder knyttet til en sådan fremskrivning af de enkelte elementer, der bl.a. afhænger af internationale konjunkturer, den samfundsmæssige udvikling, udviklingen i landbruget, politiske tiltag og ambitioner, udvikling i vejr og klima og mange andre faktorer. En del af disse usikkerheder er nærmere beskrevet i afsnit 2.4 "Forudsætninger, metode og datagrundlag" samt under de enkelte afsnit.

En væsentlig del af den forventede baselineeffekt vil ikke have fuld virkning i 2027, idet den forventede effekt på nitratudvaskningen er vurderet som effekten, der fremkommer inden for en tidshorisont på 5-10 år. Hertil skal yderligere lægges, at der optræder en vis tidsforsinkelse fra, at virkemidler implementeres, til de reelt har en effekt på udvaskning fra rodzone og udledning til kystvande, samt at den aktuelle udledning desuden er påvirket af år-til-år variation i vejrforhold, jf. afsnit om tidshorisont og tidsforsinkelser.

Desuden kan forventes en vis øget nitratudvaskning grundet øget afstrømning betinget af klimaændringer, og de seneste år har desuden vist, at tørke og lave udbytter er hændt oftere i de seneste 10 år end tidligere, hvilket ligeledes vil øge nitratudvaskningen efter disse specifikke år. Sådanne effekter er svære at kvantificere og forudsige størrelsen af og er derfor ikke indregnet i nærværende baseline.

7 Referencer

Abrahamsen, P. & Hansen, S. 2000. Daisy: An open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling Software* 15(3): 313-330. doi: 10.1016/S1364-8152(00)00003-7.

Altinget. 2023. Om få år skal solceller i Danmark fylde ligeså meget som 315.000 parcelhusgrunde: "Så skal vi skrive hele højskolesangbogen om". 10 s. <https://www.altinget.dk/forsyning/artikel/om-faa-aar-skal-solceller-i-danmark-fylde-ligesaa-meget-som-315000-parcelhusgrunde-saa-skal-vi-skrive-hele-hoejskolesangbogen-om>

Anonym. 2018. Procedurer for indstilling af kvælstof- og udbyttенormer ("Dregebogen"). Rapport fra Normudvalget. Aarhus Universitet, SEGES og København Universitet. https://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Drejbog_Gældende_fra_november_2018.pdf

Anonym. 2023. Ny aftale understøtter produktion af dansk biogas. Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. 4. April 2023. <https://kefm.dk/aktuelt/nyheder/2023/apr/ny-aftale-understoetter-produktion-af-dansk-biogas>

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (red.). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397. <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Andersen, H.E. & Rolighed, J. 2016. Ændret husdyrregulering: Effekter af loft for tilførsel af fosfor med husdyrgødning. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s., 5. september 2016.

Bech-Larsen T., Christensen T., Denver S., Jensen J.D. & Ruders J. 2023. Markedet for økologiske produkter 2023 – drivkræfter og barrierer for vækst. 68 s. Vidensyntese fra ICROFS – Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer, Aarhus Universitet.

Blicher-Mathiesen, G. & Sørensen, P. (red.). 2020. Baseline 2027 for udvalgte elementer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 120 s. - Teknisk rapport nr. 184 <http://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf>

Blicher-Mathiesen, G., Windolf, J., Larsen, S.E., Rolighed, J., Carstensen, M.V., Højbjerg, A.L., Tornbjerg, H. & Kronvang, B. 2020. The effect of nitrogen mitigation measures evaluated by monitoring of nitrogen concentrations and loadings in Danish mini-catchments – 1990-2015. *Water Science and Technology. Water Supply* 20, 2: 586-593.

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G.H., Hutchings N.J., Hasler, B. & Martinsen, L. 2020. Permanent udtagning og kortvarig brak. S. 115-126. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). 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>

- 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>
- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (red.). 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA-rapport nr. 31, 153 s. Aarhus Universitet.
- Børgesen, C.D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, Kristensen, K.M., 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. DCA report 163. Aarhus University.
- Børgesen C.D., Pullens J. W., Zhao. J., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G. og Olesen J.E. (2022). NLES5 - An empirical model for estimating nitrate leaching from the root zone of agricultural land. European Journal of Agronomy 134, 126465. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126465>
- Børsting, C.F., Hellwing, A.L.F., Sørensen, M.T., Lund, P., Van der Heide, M., Møller, S.H., Kai, P., Nyord, T., Aaes, O., Clausen, E., Tybirk, P., Holm, M., Hansen, M.N., Jensen, H.B., & Bækgaard, H. 2021. Normtal for Husdyrgødning. DCA Rapport Rådgivning nr. 191 Aarhus Universitet. 306 s.
- Børsting, C.F. & Hellwing, A.L.F. 2022. Normtal for husdyrgødning – 2022/23. 40 s. Aarhus Universitet. https://anivet.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/normtal/Normtal_lagt_paa_i_2022/Normtal_2022_23_V1_290822.pdf
- Christianson L.E., Harmel R.D., Smith D., Williams M.R. & King K. 2016. Assessment and synthesis of 50 years of published drainage phosphorus losses. Journal of Environmental Quality 45: 1467-1477.
- COWI. 2023. SECOND OPINION FASE III, STYRKET MODELGRUNDLAG PUNKTKILDER. Rapport udgivet for Miljøstyrelsen. 53 sider. <https://edit.mst.dk/media/4vzflaua/second-opinion-fase-iii-styrket-modelgrundlag-punktkilder-final-version.pdf>
- Danmarks Statistik. 2021. Opslag via <https://www.statistikbanken.dk/>
- Danmarks Statistik. 2023. Opslag via <https://www.statistikbanken.dk/>
- Djodjic F., Bergström L. & Ulén B. 2002. Phosphorus losses from a structured clay soil in relation to tillage practices. Soil Use Management 18: 79-83.
- Dessirier, B., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Gustafson, B., Müller-Karulis, B., Van Meter, K., Basu, N.B. & Humborg, C. 2023. A century of nitrogen dynamics in agricultural watersheds of Denmark. Environmental Research Letters (In press). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acf86e>
- Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A.S., Geels, C. & Poulsen, M.B. 2023. Atmosfærisk deposition 2021. NOVANA. Aarhus

Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 78 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525.
<http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>

EMEP. 2023. EMEP emissionsdatabase https://www.ceip.at/web-dab_emepdatabase/

Energistyrelsen. 2023. Klimastatus og – fremskrivning. Energistyrelsen. 117 s.
https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Basisfremskrivning/kf23_hovedrapport.pdf

Eriksen, J., Askegaard, M. & Søegaard, K. 2008. Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotation: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. *Soil Use and Management*, 24: 373-382.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00178.x>

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>

Eriksen, J. 2001. Nitrate leaching and growth of cereal crops following cultivation of contrasting temporary grasslands. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 136: 271-281.

EU. 2016. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016 om nedbringelse af nationale emissioner af visse luftforurenende stoffer, om ændring af direktiv 2003/35/EF og om ophævelse af direktiv 2001/81/EF. *Den Europæiske Unions Tidende* 17.12.2016 L 344/1.

Fontaine, D., Rasmussen, J. & Eriksen, J. (2023). Marginal increase in nitrate leaching under grass-clover leys by slurry and mineral fertilizer. *Nutr. Cycle Agroecology*, <https://doi.org/10.1007/s10705-023-10327-4>

Gundersen, P., Blicher-Mathiesen, G., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G. H., Hutchings, N.J. & Jacobsen, B.H. 2020. Skovrejsning. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA-rapport; Nr. 174) s. 152-164.

Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen. 2022. BEK nr. 1102 af 29.02.2022. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/1102>

Hansen, J.P., Eriksen, J. & Jensen, L.S. 2005. Residual nitrogen effect of a dairy crop rotation as influenced by grass-clover ley management, manure type and age. *Soil Use and Management* 21: 278-286.

Hansen, C. 2022. National average productivity of Danish pig farms 2021. Seges Notat 2204. https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/e/2/c/notat_2204_average_productivity_danish_pig_farms_2021.pdf

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernsten, V. (2015). National

Kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. Revideret udgang 2015. GEUS. 111 s. <https://www.geus.dk/media/13243/national-kvaelstofmodel-oplandsmodel-til-belastning-og-virkemidler-sep2015.pdf>.

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Troldborg, 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, Metoderapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. 104 s. GEUS Specialrapport. https://www.geus.dk/Media/637576521860083405/NKM2020_Rapport_18_maj2021_web.pdf

Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P. & Vinther, F.V. 2016. Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr 67. 59 s.

Jensen, J.D. 2019. Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030 IFRO Udredning, Nr. 2019/02. 14 s. Københavns Universitet.

Jensen, J. D., 2022. Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2040 - efteråret 2021, 45 s., IFRO Udredning Nr. 2022/04. https://curis.ku.dk/portal/files/299208491/IFRO_Udredning_2022_04.pdf

Jensen, J.D. 2023. Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2040 – efteråret 2022. IFRO Udredning Nr. 2023/11. 29 s. Københavns Universitet.

Johansson, L., Jalkanen, J.-P. & Kukkonen, J. 2017. Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution Atmospheric Environment 167: 403-415, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.042>, 2017

Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Bentsen, N.S. & Vesterdal, L. (2019). Danish National Forest Accounting Plan 2021-2030 – resubmission 2019. IGN report, December 2019. Department of Geosciences and Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 112 p. ill.

Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T. & Bentsen, N.S. 2022. Opdatering af skovfremskrivning: Forventet drivhusgasregnskab for de danske skove 2020-2050. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport Nr. februar 2022. https://static-curis.ku.dk/portal/files/298732868/KF22skov_drivhusgasregnskab_rapport.pdf

Klima- forsyning og energiministeriet. 2023. Faktaark- Firedobling af VE på land. 4s. <https://kefm.dk/Media/637917337888630707/Faktaark%20land%20VE.pdf>

Kronvang, B., Tornbjerg, H., Larsen, S.E. & Windolf, J. 2023. Opgørelser af belastning, kilder, udvikling og tidsforsinkelser i næringsstofbelastning til kystvandene Hjarbæk fjord og Skive fjord, Lovns bredning, Risgårde bredning og Bjørnsholm bugt. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Teknisk rapport nr. 285

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen. 2017. Vejledning om målrettede efterafgrøder 2017. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Efterafgroeder/Vejledning_om_maalrettede_etterafgroeder_2017_revideret_september_2017.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2018a. Vejledning om tilskud til målrettede efterafgrøder 2018. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Efterafgroeder/Vejledning_om_tilskud_til_maalrettede_etterafgroeder_2018.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2018b. Vejledning om tilskud til målrettet kvælstofregulering 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Efterafgroeder/Vejledning_om_maalrettet_kvaelstofregulering_2019.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2019. Vejledning om grøn støtte 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2019/Vejledning_om_groen_stoette_2019.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2020a. Vejledning om tilskud til målrettet kvælstofregulering 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2020_miljoe_og_oekologitilskud/Vejledning_om_maalrettet_kvaelstofregulering_2020_Endelig.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2020b. Vejledning om tilskud til målrettet kvælstofregulering 2021. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Vejledning_om_tilskud_til_maalrettet_kvaelstofregulering_2021_1.2.2021.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2021a. Teknisk beskrivelse af beregningsgrundlag for husdyrefterafgrødekrav. Notat fra Landbrugsstyrelsen, 10. December 2021. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Notat_Teknisk_beskrivelse_af_beregningsgrundlag_for_husdyrefterafgroedekrav_2021.pdf

Landbrugsstyrelsen 2021b. 1,13 Udbringningsperioder for gødning, https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Kontrol/Jordbrug/Krav_1.13-1.17_-_efteraar_2021.pdf

Landbrugsstyrelsen. 2023. Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologisk_jordbrugsbedrifter_2021.pdf

Landbrug og Fødevarer. 2023. Klimaplan 2030. <https://lf.dk/klimaplan2030>

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb i to perioder med henblik på at udvikle en korrektionsformel for perioden 2009-2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 115 s. – Fagligt notat nr. 2021 | 29 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_29.pdf

Lund, P. (red.). 2018. Normtal for husdyrgødning. https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/Forskning/Normtal/Normtal_2018_1.pdf

Lund, P., Børsting, C.F. & Martinussen, H. 2023. Næringsstofudskillelse fra kvæg, ab dyr – Normtal for husdyrgødning 2023/2024. Notat, Aarhus Universitet, 66 s.

Miljøministeriet. 2020. Lov om den danske klimaskovfond. Lov nr 2186.

Miljøministeriet. 2023. Vandområdeplanerne 2021-2027. 276 s. <https://mim.dk/media/235166/vandomraadeplanerne-2021-2027-5-7-2023.pdf>

Miljø- og Fødevareministeriet. 2015. Aftale om Fødevare- og landbrugspakke. 22. december 2015. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Indsatser/Foedevare-og_landbrugspakke/Aftale_om_foedevare-og_landbrugspakken.pdf

Miljø- og Fødevareministeriet. 2020. Vurdering af kvælstofindsatsen. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Landbrug/Afrapportering_af_kvaelstofudvalgets_arbejde.pdf

Miljøstyrelsen (2017). Teknisk beskrivelse af beregningsgrundlag for husdyr-efterafgrøder i ny husdyrregulering. Miljø- og Fødevareministeriet. 10 s. <https://mst.dk/media/143671/notat-om-beregning-af-husdyrefterafgroede-krav.pdf>

Munkholm, L.J. & Heckrath, G. Effekter på jordressourcen af dyrkningsformerne indenfor CA. I: Munkholm, L.J., Hansen, E.M., Melander, B., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Heckrath, G., Ravnskov, S., Axelsen, J.Å. (red.) 2020. Videnssynthese om Conservation Agriculture. Aarhus Universitet, DCA-rapport nr. 177, 128 s. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport177.pdf>

Munkholm, L.J., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N. & Jakobsen, B.H. Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, -tidspunkt, bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379 <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

NaturErhvervstyrelsen. 2015. Vejledning om direkte arealstøtte 2015. Grundbetaling, grønne krav, ø-støtte og støtte til unge nyetablerede landbrugere. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2015/Ikke_gyldig_Vejledning_endelig_udgave_januar_2015.pdf

NaturErhvervstyrelsen. 2016. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2016 til 31. juli 2017. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-og_harmoniregler_2016_2017.pdf

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K.H. & Bruun, H.G. 2023. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2021. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 603 pp. Scientific Report No. 540. <http://dce2.au.dk/pub/SR540.pdf>

Nørgaard, J.V. & Hellwing, A.L.F. 2022. Fremskrivning af grises N udskillelse fra dyr, stald og lager i år 2025, 2030, 2035 og 2040. Institut for Husdyr og Veterinærvidenskab, Aarhus Universitet

Olesen, J.E. 2013. Vurdering af vægte for EFA-elementer. Notat til NaturErhvervstyrelsen 17. oktober 2013. https://pure.au.dk/ws/files/85297879/EFAv_gte.pdf

Olesen, J.E., Kristensen, T., Kristensen, I. S., Børgesen, C.D., Eriksen, J., Pedersen, B.F. & Kongsted, A.G. 2020a. Opdatering af kvælstofudvaskning fra økologiske bedrifter. DCA-rapport nr. 176, Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 55 s. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCA-rapport176.pdf>

Olesen, J.E., Kristensen, T., Kristensen, I.S., Børgesen, C.D., Eriksen, J., Pedersen, B.F. & Kongsted, A.G. 2020b. Opdatering af kvælstofudvaskning fra økologiske bedrifter. Notat DCA Nr. 2019-760-001009, 36 s.

Ovesen, N.B., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2023. Betydning af skift i instrument-typer til vandføringsmåling ved hydrometrystationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Teknisk rapport nr. 258 <http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkerne, S. & Bruun, H.G. 2021. Spatial highresolution distribution of emissions to air – SPREAD 3.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 208 pp. Technical Report No. 215 <http://dce2.au.dk/pub/TR215.pdf>

Poulsen, H.D. (red.). 2012. Normtal for husdyrgødning. https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/Forskning/Normtal_2012_august_ny_2012_opdateret_2014_pels.pdf

Regeringen, Venstre, Dansk Folkeparti, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Nye Borgerlige, Liberal Alliance og Kristendemokraterne. 2021. Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug. https://fm.dk/media/25302/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug_a.pdf

Rolighed, J. 2023. Oparbejdning af landbrugsregisterdata og beregning af referenceudvaskning for nitrat med NLES5. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - – Fagligt notat nr. 2023 | 62

Rubæk, G.H., Gundersen, P., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Jakobsen, B.H. Skovrejsning. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379. <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

RYK. 2023. Data fra ydelseskontrollen 01-01-2022 til 31-12-2022. 6 s.
<https://irp.cdn-website.com/f8599f2b/files/uploaded/MSTAT%20Alle%2C%20KONV%20og%20%C3%98KO%20Bes%C3%A6tninger.pdf>

Shipitalo M.J., Dick W.A. & Edwards W.M. 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. Soil and Tillage Research 53: 167-183.

Sørensen, P. & Børgesen, C.D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA-rapport nr. 65. 46 s.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1203>

Sørensen, P., Thomsen, I.K. & Schröder, J.J. 2017. Empirical model for mineralisation of manure nitrogen in soil. Soil Research, 55, 500-505.

Sørensen, P., Poulsen, H.D., Rubæk, G.H., Vinther, F.P., Pedersen, B.F. & Kristensen, I.S. 2019. Udredning om anvendelse af gødning i dansk landbrug i relation til indførslen af fosforlofter. DCA-rapport nr. 160, 61 s., august 2019.

Sørensen, P. & Christensen, B.T. 2020. Bilag 2. Langtidseffekter af kvælstofvirkemidler (10-års perspektiv). I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA-rapport nr. 174. p. 429-439. Aarhus Universitet.

Sørensen, P., Kudsk, P., Bruus, M., Strandberg, B., Rubæk, G.H. Hutchings, N. & Jacobsen, B. 2020. 9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA-rapport nr. 174. p 242-255. Aarhus Universitet.

Tal om kvæg. 2021. Opslag via <https://www.ryk-fonden.dk/statistik>

Tampio, E., Tapio, S. & Rintala, J. 2016. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. Journal of Environmental Management 169: 293-

Thomsen, I.K., Elsgaard, L., Olesen, J.E. & Christensen, B.T. 2016. Nitrogen release from differently aged *Raphanus sativus* L. nitrate catch crops during mineralization at autumn temperatures. Soil Use and Management 32: 183-191.

Vervloet, L.S.C., Binning, P.J., Børgesen, C.D. & Højbjerg, A.L. 2018. Delay in catchment nitrogen load to streams following restrictions on fertilizer application. Science of the Total Environment 627: 1154-1166.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.255>

Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. & Müller-Wohlfeil, D. 2002. Mariager Fjord – Tilførsel af næringsstoffer fra land. Rapport fra Århus Amt. 92 s.

Bilag 1 Bestilling



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Østjylland
J.nr. 2022 - 54639
Ref. PEKJE/HEHOS
Den 8. oktober 2022

Opgavebeskrivelse: Opdateret vurdering af baseline 2027 til vandområdeplan III.

Problemstilling

MIM ønsker foretaget en opdateret vurdering af effekten af kvælstofbaseline 2027, jf. beskrivelserne i Aarhus Universitets rapport, "Baseline 2027 for udvalgte elementer" nr. 184, 2020.

Opgave – opdatering af baseline 2027

Baggrund og opgaveafgrænsning

Aarhus Universitets har i rapporten "Baseline 2027 for udvalgte elementer" nr. 184, 2020, opgjort den forventede effekt af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet, som kan få indflydelse på næringsstoffabet til vandmiljøet. Rapporten kan ses her: <https://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf>. I bilag 1 vises en oversigt over hvilke elementer, der indgår i rapporten og hvilke elementer, der blev beregnet af det daværende Miljø- og Fødevareministerie. I denne opdatering forventes alle de i bilag 1 nævnte elementer at indgå i Aarhus Universitets baseline, ligesom andre relevante emner kan inddrages.

Rapporten er udarbejdet i 2020 med udgangspunkt i en fremskrivning for perioden fra 2018 til 2027. Det fremgår i rapporten, at der kan være behov for en revurdering af de opgjorte effekter:

"Baselineeffekten er udarbejdet som en fremskrivning for udviklingen, og der er derfor knyttet en vis usikkerhed til, om den aktuelle udvikling afviger fra denne forudsatte udvikling. Derfor anbefaler AU, at der løbende følges op på, om udviklingen sker som forventet. Det er desuden vigtigt at se på, om der kommer nye tiltag, der vil reducere nitratudvaskning og fosforudledning, bl.a. nye tiltag til at opfylde Danmarks målsætning om mindre CO₂-udledning" (side 103)

I aftale om grøn omstilling af dansk landbrug (oktober 2021) beskrives opgaven således:

"En second opinion skal også omfatte en opdateret vurdering af effekten af kvælstofbaselinen og betydningen af opgørelser af kvælstofudledningen på baggrund af senest tilgængelige data. ... Gennemgangen skal være afsluttet mhp. at kunne indgå i genbesøget i 2023/2024."

Der bør ved opdatering lægges vægt på revurdering i fh.t. udledningen af kvælstof, jf. rapporten "Baseline 2027 for udvalgte elementer" nr. 184, 2020.

Som det første bør der udarbejdes en oversigt over de elementer, som skal indgå i en opdateret baseline. Der bør inddrages en vurdering af de elementer, som fremgår af rapporten fra 2020, plus de elementer, som før blev beregnet af MFVM, idet der også henvises til nedenstående liste. Der skal tages stilling til den forventede effekt i lyset af de tidshorisonter, som er anvendt for de forskellige elementer. I forhold til vurderingen af effekten af depositionen skal også inddrages de målte værdier fra NOVANA overvågningen.

Som den første leverance udarbejdes et projektoplæg med bl.a. en oversigt over, hvilke elementer, der forventes at kunne indgå i en kvantificering af baseline 2027 for hhv. N og P, tidsplan, organisering m.v.

Som produkt af projektet forventes udarbejdet en rapport med beskrivelse af effekterne af hvert af elementer i baseline fremskrivningen, herunder en kvantificering af effekten i 2027. Sammen med rapporten, skal de bagvedliggende data leveres, så MST kan gennemgå data. Data skal leveres som fx shape fil eller Excel, skala drøftes med MST.

Effekten neddeles geografisk på hvert af de 108 kystvandoplande (om muligt ID15-oplande), der anvendes i vandområdeplanlægningen. Sammen med rapporten, skal de bagvedliggende data leveres, så resultaterne kan gennemgås af MST.

Tidsplan

Projektoplæg bedes udarbejdet, så et udkast kan drøftes med MIM senest d. 15. november 2022. Opgaven skal gennemføres, så projektet er afsluttet i andet kvartal 2023 med henblik på anvendelse til genbesøget 2023/2024 jf. landbrugsaftalen af 4. oktober 2021. I tidsplanen skal indgå tidsforbrug til MSTs gennemgang af data for at sikre overensstemmelse med de datalag, der skal benyttes til genbesøget.

Organisering:

Arbejdet er forankret i MST. Der nedsættes en tværministeriel følgegruppe med deltagelse af MST, MIM, LBST og FVM, som følger udarbejdelsen af baseline.

Foruden følgegruppemøder inddrages også interessenterne, hvor der afholdes 2 interessentmøder med gennemgang af projektindhold og resultater. Dette kan evt. ske i regi af forelæggelser for Faglig Referencegruppe.

Bilag 2 Datagrundlag modtaget fra Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen

Informationer modtaget fra MFVM

Nærværende bilag indeholder de vigtigste afklaringer foretaget mellem DCE, LBST og MST ift. tolkning af data, beregning af effekt og afklaringer ift. hvilke effekter, der skal indregnes i baseline og hvilke, der indgår med effekt i vandområdeplanerne for især de kollektive virkemidler, der primært blev håndteret af MST ved udarbejdelsen af sidste baselinerapport (Blicher-Mathiesen og Sørensen 2020). Materialet fra MST/LBST er sendt som både notater, mails og excelark. Notaterne er vedlagt i deres fulde form, mens de vigtigste oplysninger er uddraget fra mailkorrespondancerne.

Informationer modtaget om Miljøfokusområder fra LBST

Beskrivelse af LBSTs håndtering af MFO:

I medfør af forrige reformperiode blev landbrugerne pålagt gennem de grønne krav under den direkte støtte at udlægge mindst 5 pct. Miljøfokusområder (MFO). Dette krav er i forbindelse med den nye reform fra 2023-2027 ophørt. I stedet er der kommet et nyt konditionalitetskrav GLM 8, der pålægger alle landbrugere at udlægge mindst 4 pct. ikke-produktive elementer. Heraf kan landbrugerne vælge at genanvende allerede udlagt brakarealer og markbræmmer fra MFO. Det er derfor i forbindelse med landbrugsaftalen besluttet, at der ikke skulle beregnes miljøeffekt af de brakarealer og markbræmmer, der allerede var udlagt under MFO. Der er således udelukkende beregnet miljøeffekt på de yderligere ikke-produktive elementer og arealer som landbrugerne bliver pålagt at udlægge for at leve op til GLM8-kravet. Det giver derfor ikke mening at fortsætte med at inkludere effekten af MFO (også kaldet MFO-klippet) til baseline 2027.

Der er i medfør af MFO udlagt 33.500 ha brak og markbræmmer. Behovet under GLM8 er lidt under 82.000 ha, hvilket forudsætter at halvdelen af landbrugerne indgår i en bioordning om biodiversitet og bæredygtighed og forpligter sig til at udlægge yderligere ikke-produktive elementer hvorved deres GLM8 krav falder fra 4 % til 3%. De stabile elementer i medfør af eksisterende markkrat, GLM-søer og GLM-fortidsminder svarende til ca. 16.200 ha indgår ikke med effekt, da de er beliggende på arealerne i forvejen. Hertil fratrækkes også de allerede udlagt arealer med brak og markbræmmer under MFO på ca. 33.500 ha, hvorved 32.200 ha indgår med effekt frem mod 2027 under GLM8 – se N-effekten og forventede antal hektar af GLM8 i tabellen herunder. N-effekterne er taget fra virkemiddelskataloget. Der gøres opmærksom på, at idet det er op til landbrugeren selv at vælge hvilke af de mulige elementer, der årligt skal anvendes til opfyldelse af kravet på bedriften, er estimatet baseret på en vis usikkerhed.

Tabel 1: N-effekt og forventede antal hektar af konditionalitetskrav GLM8 (krav om udlæg af mindst 4 % ikkeproduktive elementer)

	Ha nye elementer i forhold til 2019	N-effekt pr. ha. (kyst) (kg N/ha)	N-effekt i 2027 (kyst) (ton N/år)
Udlæg af 4 pct. ikke-produktive elementer (GLM8)	32.200		373
Brak incl. blomsterbrak	20.000	9,86	197
Bestøverbrak	200	9,86	2
Nye småbiotoper	10.000	14,5	145
Markbræmmer og bræmmer	2.000	14,21	28

Tabel 2: Omfanget af MFO-brak og MFO markbræmmer i 2021 og 2022 -som anmeldt i fællesskema

MFO-type	Anmeldt i Fælleske- maet 2015, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2016, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2017, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2018, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2019, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2020, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2021, ha	Anmeldt i Fælles- skemaet 2022, ha
MFO-randzoner/bræmmer*	15.575	3.265	2.272	1.654	1.567	1.657	2.014	1.669
MFO-bestøverbrak**				209	356	864	1.124	1.172
MFO-brak	19.660	25.872	28.932	33.293	31.160	33.015	33.121	33.826
GLM-fortidsminder	143	156	59	112	131	127	126	125
GLM-søer	520	815	398	660	696	706	696	685
MFO-lavskov***	3.887	3.517	2.995	2.897	2.437	2.238	2.241	2.159
Behov for MFO-efterafgrø- der/græsudlæg	217.810	254.325	235.090	213.792	228.674	218.159	216.800	209.917
Anmeldt MFO-græsudlæg	205.965	260.973	202.252	173.508	154.848	151.587	152.987	146.008
Anmeldt MFO-efterafgrøder	1.168.542	869.369	414.031	387.425	237.981	194.384	198.846	186.046

*Fra 2018 blev randzoner lavet om til bræmmer (tallet er inkl. 2m-MFO-bræmmer)

**Bestøverbrak blev introduceret i 2018

*** Vægtningfaktor hævet til 0,5 i 2018

Tabel 3: Omfanget af MFO-brak og MFO markbræmmer i 2021 og 2022 - vægtning

MFO-type	Anvende- ligt som MFO 2015 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2016 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2017 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2018 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2019 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2020 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2021 med vægt- ning, ha	Anvende- ligt som MFO 2022 med vægt- ning, ha
MFO-randzoner/ bræmmer*	23.363	4.898	3.408	2.481	2.351	2.486	3.021	2.504
MFO-bestøver- brak**	0	0	0	314	534	1.296	1.686	1.758
MFO-brak	19.660	25.872	28.932	33.293	31.160	33.015	33.121	33.826
GLM-fortidsmin- der	143	156	59	112	131	127	126	125
GLM-søer	520	815	398	660	696	706	696	685
MFO-lavskov	1.166	1.055	899	1.449	1.219	1.119	1.121	1.080
Behov for MFO- efterafgrø- der/græsudlæg	65.343	76.298	70.527	64.138	68.602	65.448	65.040	62.975
Anmeldt MFO- græsudlæg	61.790	78.292	60.676	52.052	46.454	45.476	45.896	43.802
Anmeldt MFO-ef- terafgrøder	350.563	260.811	124.209	116.228	71.394	58.315	59.654	55.814

Desuden har DCE fra LBST modtaget nedenstående beskrivelse af hvordan CAP-indgår i VP3 (sammenskrivet fra mailkorrespondance)

I VP3 indgår CAP med følgende indsatser og effekt som vist i tabellen, Nedenfor ses baggrunden for vurderingen på GLM8.

CAP	Ha (nye arealer)	Effekt til kyst (tons N/år)
GLM8***	32.939	370
Bruttoarealmodel	25.000	360
ES miljø og klimagræs****	71.700	248
ES biodiversitet*****	50.000	604
Øvrige		
Ekstensivering	38.000	492

***Vægtet gmsn. Af brak, bestøverbrak, bræmmer og småbiotoper (allerede eksisterende MFO-arealer er fratrasket inkl. Stabile elementer (fortidsminder, markkrat, søer))

****Areal fratrasket dødvægt

*****Fladt gmsn. Af brak, bestøverbrak, bræmmer og småbiotoper

I medfør af forrige reformperiode blev landbrugerne pålagt gennem de grønne krav under den direkte støtte at udlægge mindst 5 pct. Miljøfokusområder (MFO). Dette krav er i forbindelse med den nye reform fra 2023-2027 ophørt. I stedet er der kommet et nyt konditionalitetskrav GLM 8, der pålægger alle landbrugere at udlægge mindst 4 pct. ikke-produktive elementer på bedriftens omdriftsarealer. Heraf kan landbrugerne vælge at genanvende allerede udlagt brakarealer og markbræmmer fra MFO. Det er derfor i forbindelse med landbrugsaftalen besluttet, at der ikke skulle beregnes miljøeffekt af de brakarealer og markbræmmer, der allerede var udlagt under MFO. Der er således udelukkende beregnet miljøeffekt på de yderligere ikke-produktive elementer og arealer som landbrugerne bliver pålagt at udlægge for at leve op til GLM8-kravet. Det giver derfor ikke mening at fortsætte med at inkludere effekten af MFO (også kaldet MFO-klippet) til baseline 2027, da denne effekt i øvrigt også er blevet udvandet gennem tiden.

Der er i medfør af MFO udlagt 33.500 ha brak og markbræmmer. Behovet under GLM8 er lidt under 82.000 ha, hvilket forudsætter at halvdelen af landbrugerne indgår i en bioordning om biodiversitet og bæredygtighed og forpligter sig til at udlægge yderligere ikke-produktive elementer hvorved deres GLM8 krav falder fra 4 % til 3%. De stabile elementer i medfør af eksisterende markkrat, GLM-søer og GLM-fortidsminder svarende til ca. 16.200 ha indgår ikke med effekt, da de er beliggende på arealerne i forvejen. Hertil fratrækkes også de allerede udlagt arealer med brak og markbræmmer under MFO på ca. 33.500 ha, hvorved 32.200 ha indgår med effekt frem mod 2027 under GLM8 – se N-effekten og forventede antal hektar af GLM8 i tabellen herunder. N-effekterne er taget fra virkemiddelskataloget.

	Ha nye elementer i forhold til 2019	N-effekt pr. ha. (kyst) (kg N/ha)	N-effekt i 2027 (kyst) (ton N/år)
Udlæg af 4 pct. ikke-produktive elementer (GLM8)	32.200		373
Brak incl. blomsterbrak	20.000	9,86	197
Bestøverbrak	200	9,86	2
Nye småbiotoper	10.000	14,5	145
Markbræmmer og bræmmer	2.000	14,21	28

Der gøres opmærksom på, at idet det er op til landbrugeren selv at vælge hvilke af de mulige elementer, der årligt skal anvendes til opfyldelse af kravet på bedriften, er estimatet baseret på en vis usikkerhed.

Information om lavbundsordninger

I dette kapitel gengives data og afklaringer modtaget fra MST pr mailkorrespondance vedr. igangsatte lavbundsprojekter og beregning af effekt, og derudover et notat udarbejdet af MST med oversigt over lavbundsordninger i VP3.

MST oplyser følgende:

Effekt: De 40 kg N/ha på lavbund er beregnet på baggrund af erfaringstal for CAP lavbund, se vedhæftet projektliste fra 2020.

Lavbundordningen har eksisteret siden 2015 som et virkemiddel til CO₂-reduktion, hvor den oprindelige N-arealeffektivitet var på 13 kg N/ha med udgangspunkt i et forsigtigt effektestimat. I 2016 blev lavbundsordningen omfattet af Vandområdeplanerne og der blev indført et samlet effektmål på 150 t N for lavbundsindsatsen i VP2 samt besluttet at projekterne skulle være "aktiv" udtagning. På baggrund af gennemførte forundersøgelser i 2015 for lavbundsordningen blev nøgletallet for N-arealeffekt konsolideret resulterende i et nyt effekttal på 40 kg N/ha/år i kystzonen (2016) som er den effekt, som blev anvendt i omkostningseffektiviteten i VP2-arbejdet. CAP lavbundsordningen har under VP2 været et af de kollektive virkemidler til N-reduktion i kystvande og ordningen har derfor haft et minimumskrav på 30 kg N/ha for lavbundsprojekter. Kravet har siden 2019 kunne fraviges hvis projektet var tilknyttet et særligt Natura2000-område, hvorfor nogle projekter kan have en lavere effekt end de 30 kg N/ha. Vedhæftet denne mail er listen over de 26 lavbundsprojekter der i 2020 jf. Miljøstyrelsens dataopgørelse havde opnået tilsagn til etablering eller var ansøgte og under sagsbehandling. De 26 projekter har en gennemsnitlig beregnet arealeffektivitet for N-reduktion på ca. 49 kg N/ha i gennemsnit.

Notat fra MST om lavbundsordninger:

Beskrivelse af fordelingen af lavbundsordninger som indsatser og baseline i Vandområdeplan 3

I forbindelse med opdatering af baseline i genbesøget fra landbrugsaftalen, er der brug for at få opdateret den samlede effekt af de realiserede lavbundsprojekter frem til og med 2021, idet statusbelastningen for genbesøget i VP3 vil tage udgangspunkt i 2021. Derudover er der behov for at få et overblik over hvilke ordninger, som indgår i VP3 som indsats eller som baselineelement frem mod 2027. Det er besluttet at de kollektive virkemidler, som der blev givet tilsagn til i 2022 medregnes til VP2. Efter 2022, dvs. fra og med 2023, vil indsatsen være en del af VP3.

I dette notat beskrives, hvordan de i VP3 anførte effekter af lavbund og vådområder har ophæng i den økonomi, som fulgte med landbrugsaftalen, denne oversigt (bilag 1) er modtaget fra FVM. Bemærk, at tabellerne er udarbejdet under forudsætning af at VP3 trådte i kraft i 2022. Da indsatsprogrammet i VP3 forventes at træde i kraft i 2023, vil det samme skulle nås i perioden 2023-2027 (begge år inklusiv), hvordan dette håndteres, er der ikke taget stilling til i dette notat. I vandområdeplan 3 indgår lavbund og vådområder, som flere elementer, både som indsats eller som baselineelement:

Indsatser og elementer i baseline i VP3 lavbund (VP3 – høringsversion)

VP3	Element	Effekt i tons N	Hektar
Indsats	Vådområder. Kollektiv indsats	763	8.481
Indsats	Ekstensivering	492	38.000
Indsats	Klima-lavbund	880	22.000
Indsats	CAP-lavbund. Kollektiv indsats	90	2.256
Baseline	Lavbundsprojekter2021 (VP2)	128 ¹	1.422
Baseline	LavbundsprojekterII	748	18.700

1) Ved seneste status over den kollektive indsats i VP2, er effekten nedjusteret til 123 tons N. Oversigt over lavbundsøkonomien fra landbrugsaftalen (fra FVM) se i bilag 1.

Data til VP3 er fremkommet således med henvisning til oversigten i bilag 1:

Element	Ha henviser til i bilag 1	Ansvarlig styrelse	Udmøntet i ordning
Indsats			
Vådområder. Kollektiv indsats	Summen af "KV vådområder (N)" fra 2022-2027 (6*1414 ha) = 8481 ha	LBST er ansvarlig for hektartal MST er ansvarlig for N-effekt	Kvælstofvådområder ³
Ekstensivering	Som "Ekstensivering" på 38.003 ha.	LBST	Tilskud til ekstensivering med slæt
Klima-lavbund	Fremgår som "ekstra LDP lavbund" på 6.940 ha + "statslige midler" 15.038 ha = 21.978 ha	NST og LBST er ansvarlig for hektartal MST er ansvarlig for N-effekt	Klima-lavbundsprojekter (NST) ⁴ Lavbundsprojekter (LBST) ⁵ ("rene" klimaprojekter)
CAP-lavbund. Kollektiv indsats	Summen af "KV lavbund" fra 2022-2027 (6*376) = 2.256 ha	LBST er ansvarlig for hektartal MST er ansvarlig for N-effekt	Lavbundsprojekter (LBST) (se note 3)
Baseline			
Lavbundsprojekter2021	Lavbundsprojekter fra VP2, og fremgår ikke af bilag 1.	LBST er ansvarlig for hektartal MST er ansvarlig for N-effekt	Lavbundsprojekter (LBST) (se note 3)
LavbundsprojekterII	Summen af FL20 nationale midler (2021-2026) 13.534 ha + FL21 nationale midler/FRO 4.962 ha = 18.496 ha. Plus klimaskovfonden på 285 ha	NST og MST	Klima-lavbundsprojekter (NST) (se note 2) Klima-Lavbund (MST)

³ Der er linket til 2022-ordningen idet 2023 ansøgningsrunden ikke er åbnet. Tilsagn givet i 2022 indgår i opgørelsen af VP2 og bliver medregnet i baseline.

⁴ NST's klimalavbundsordning har en målsætning om i alt 18.500 ha (se slide 4 [her](#)). Ordningen indgår både i baseline og som VP3 indsats.

⁵ Den del af CAP-lavbundsordningen, hvor der gives tilsagn til projekter, som er prioriteret af hensyn til klimaeffekt. Bemærk, der er linket til 2022-ordningen, idet 2023 ansøgningsrunden ikke er åben. Tilsagn givet i 2022 indgår i opgørelsen af VP2 og bliver medregnet i baseline

**Lavbundsøkonomi efter landbrugsaftalen 2021
plus FL2020 og FL2021**

11-okt-21

mio. kr.	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	I alt
<u>Søjle 1, 1 årig tilskud</u>												
Ekstensivering			134	134	134	134	134	134	134	134	134	1.206
<u>Søjle 2 CAP</u>												
ekstra LDP lavbund			325			200	199	199				923
KV lavbund LDP			50	50	50	50	50	50	50	50	50	450
KV vådområder (N)			188	188	188	188	188	188	188	188	188	1.692
statslige midler lavbund				1.000	1.000							2.000
Reserve ekstra KV				500	500							1.000
Pulje erstatningsjord LBST		75	50	50	4	4	4	4	- 55	-55	-56	-50
Ekspertgruppe			3	3	3							9
udtagningskonsulenter			10	10	10	10	10	10				60
FL20 nationale midler	200	200	200	200	200	515	485					1.600
FL21 nationale midler/FRO		165	165	165	165							495
I alt			1.125	2.300	2.254	1.101	1.070	585	317	317	316	9.385

Tabel med oversigt over ansøgning om etablering

Lavbundsindsatsen - Ansøgninger om Etableringer

Revisionsdato: 21. oktober 2020 (berth)

MST J.nr.	F2 sags nr.	LBST J.nr.	Ansøgnings-runde	Status
MST-3031-00002		16-0146398	2016-1	Udtalelse givet
MST-3031-00004		16-0265007	2016-2	Udtalelse givet
MST-3031-00005		16-0234739	2016-2	Tilsagn NAER
MST-3031-00008		16-0354370	2016-2	Tilsagn NAER
MST-3031-00006		16-0368148	2016-2	Tilsagn NAER
MST-3031-00011		17-0205686 (tidl.17)	2017-1	Tilsagn NAER
MST-3031-00009	2020-55356	17-0204047 (tidl.17)	2017-1	Tilsagn LBST
MST-3031-00015	2020-3135	17-0365944	2017-2	Tilsagn LBST
MST-3031-00016	2020-956	17-0366628	2017-2	Tilsagn LBST
MST-3031-00018		18-0123414	2018-1	Tilsagn LBST
MST-3031-00019		18-0136278	2018-1	Tilsagn LBST
MST-3031-00027	2019-3664	19-0157547	2019-01	Tilsagn LBST
MST-3031-00023	2019-3724	19-0144901	2019-01	Tilsagn LBST
MST-3031-00024	2019-3711	19-0133504	2019-01	Tilsagn LBST
MST-3031-00025	2019-3699	19-0174093	2019-01	Tilsagn LBST
MST-3031-00026	2019-3685	19-0138017	2019-01	Tilsagn LBST
MST-3031-00022	2019-3717	19-0141850	2019-01	Tilsagn LBST
	2020-5453	19-0350879	2019-02	Tilsagn LBST
	2020-5452	19-0368454	2019-02	Tilsagn LBST
	2020-5417	20-000398	2019-02	Tilsagn LBST
	2020-5420	20-0084939	2019-02	Modtaget
	2020-22510	20-0085810	2019-02	Modtaget
	2020-42460	20-0252251	2020-02	Modtaget
	2020-42466	20-0237350	2020-02	Modtaget
	2020-42467	20-0218960	2020-02	Udtalelse givet
	2020-42469	20-0220304	2020-02	Modtaget

Ansøger	Projektnavn	Hovedvandopland
Naturstyrelsen Trekantsomr	Runkenbjerg	1.11 Lillebælt/Jylland
Naturstyrelsen Himmerland	Heltzen Pumpelag og Enge	1.5 Randers Fjord
Lemvig Kommune	Strande Enge	1.2 Limfjorden
Silkeborg Kommune	Stenholt Mose NØ	1.2 Limfjorden
Favrskov Kommune	Galten Enge	1.5 Randers Fjord
Lemvig Kommune	Damhus Å	1.4 Nissum Fjord
Syddjurs Kommune	Termestrup Enge	1.5 Randers Fjord
Jammerbugt Kommune	Hellede Sø	1.2 Limfjorden
Tønder Kommune	Kogsbøl Mose	4.1 Kruså-Vidå
Lolland Kommune	Syd for Kidnakken, Maribo	2.5 Smålandsfarvandet
Herning Kommune	Fuglkjær Å Naturprojekt	1.4 Nissum Fjord
Naturstyrelsen Storstrøm	Førslevgaard Gods og Tybjergg	2.5 Smålandsfarvandet
Viborg Kommune	Skals Å-dalen ved Hærup Sø	1.2 Limfjorden
Naturstyrelsen Vadehavet	Lobæk ved Øbjerg	1.10 Vadehavet
Faxe Kommune	Svalebæk (tidl. Gammellung)	2.5 Smålandsfarvandet
Silkeborg Kommune	Levring Bæk	1.5 Randers Fjord
Syddjurs Kommune	Karlby Enge	1.5 Randers Fjord
NST vestsjælland	Toftholm	2.2 Isefjord og Roskilde Fjord
NST Himmerland	Svoldrup Kær og Enge	1.2 Limfjorden
Vejen kommune	Vejen Mose	1.10 vadehavet
NST Sønderjylland	Burkal	4.1 Kruså-Vidå
NST Vestjylland	Vosborg Enge	1.4 Nissum Fjord
Syddjurs Kommune	Bendstrup Enge	1.5 Randers Fjord
Syddjurs Kommune	Sigkjær	1.7 Århus Bugt
Tønder Kommune	Kogsbøl Øst	4.1 Kruså-Vidå
Struer Kommune	Møgelsig, Venø	1.2 Limfjorden

Delvandopland	Projektareal i alt (ha)	N-reduktion i alt (kg N pr. år) KUN VRD-implementerede!	N-Arealeffekt ivitet (kg N/ha/år)	VRD-implementerende	Tilsagn fra LBST (dato)
Vejle inderfjord (nr. 123)	18,47	839	45,43	ja (VP1+2)	03-08-2016
Randers Fjord, Ydre (nr. 137)	139,81	5694	41	ja (VP2)	21-12-2016
Nisum Bredning, Thisted Bredning	19,77	2017	102,02	ja (VP2)	22-12-2016
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning	15,56	575	37	ja (VP2)	22-12-2016
Randers Fjord, Ydre (nr. 137)	49,36	2752	55,75	ja (VP2)	22-12-2016
Nisum Fjord (129,130,131)	31,89	1785	55,97	ja (VP2)	28-09-2017
Randers Fjord (135, 136, 137)	87,99	3488	40	Ja (VP2)	28-08-2017
Nisum Bredning, Thisted Bredning	49,22	1627	33	ja (VP2)	04-05-2018
Lister Dyb, Vidå-Kruså delen (1)	34,84	1055	30,82	ja (VP2)	03-05-2018
Smålandsfarvandet, syd (34)	21,18	1143	53,97	ja (VP2)	31-08-2018
Nisum Fjord (129,130,131)	26,03	2614	100	ja (VP2)	05-10-2018
Karrebæk Fjord (35)	32,4	2001	61,76	Ja (VP2)	13-09-2019
Hjarbæk Fjord (158)	114,75	4310	37,56	ja (VP2)	11-10-2019
Juvre Dyb, Lister Dyb, Knudedyb	221,27	13870	63	ja (VP2)	14-08-2019
Karrebæk Fjord (35)	78,16	653	8,35	ja (VP2)	23-10-2019
Randers Fjord (135, 136, 137)	27,68	2285,25	82,5	ja (VP2)	24-01-2020
Randers Fjord (135, 136, 137)	162	8106	50	ja (VP2)	28-11-2019
Isefjord ydre og indre (24, 165)	16,1	779	48,39	ja	15-05-2020
Bjørnsholm Bugt, Riisgårde Bredning	383,27	16398	42,78	ja	06-04-2020
Juvre dyb, Lister Dyb, knudedyb	140,25	2296	16,37	ja	03-04-2020
Lister dyb (111), Vidå-Kruså del	129,54	3644	28	ja (VP2)	
Nisum Fjord (129,130,131)	101,44	4304	42	ja (VP2)	
Randers Fjord (135, 136, 137)	159,11	9970	62,66	ja	
Århus Bugt, Kalø Vig, Begtrup	36,18	1453	40,16		
Lister dyb (111), Vidå-Kruså del	18,04	578	32,04	ja	
Nisum Bredning, Thisted Bredning	25,4	1402	55,2		
SUM (26 projekter)	2.140	95.638	1.266		
Gennemsnit N-arealeffekt			49		

Kollektive virkemidler

DCE har fra MST modtaget en række excel-filer med data og informationer ift. placering ansøgningsstatus, og forventet effekt af de kollektive virkemidler (Laobundsprojekter CAP, Minivådområder, Privat skovrejsning og Kvælstofvådområder), som er brugt til at beregne baselineeffekten af disse. Datamaterialet er forholdsvis stort så excel-filerne (benævnt nedenfor som bilag 1-4) er ikke vedlagt, men nedenfor den ledsagende information, der har været benyttet til ifb. med estimering af effekt.

Tekst fra følgemail der ledsagede excel-data (benævnt bilag1-4)

Som aftalt er her data til brug for genbesøg af baseline 2027. Der er taget udgangspunkt i alle relevante tilskudsordninger, og deres forventede effekt i 2027. Derudover er der opgjort realiserede projekter til og med 2021, idet effekten af disse projekter forventes at være afspejlet i statusbelastningen for 2021. Det er derudover forudsat at VP3-indsatserne først starter fra og med 2023, dvs VP2-indsatserne er opgjort for perioden 2016-2022 (begge år inklusiv).

Bilag 1 viser en samlet oversigt over de ordninger, der skal indgå i genbesøg af baseline 2027.

I bilag 1 er medtaget forventet effekt af lavbundsprojekter i 2027 fra styrelserne og de projekter, som forventes etableret i regi af Klimaskovfonden. Klimaskovfonden har oplyst, at de forventer i størrelsesordenen 285 ha i 2027. Der er generelt ikke realiseret projekter i 2021 på tværs af ordningerne.

Det bemærkes, at Klimaskovfondens skovrejsningsprojekter sammen med skovrejsningsprojekter finansieret af andre store fonde (Nyskovfonden, Kirkbi (Lego) mv) ikke er medtaget i oversigten, da effekten af denne type projekter indgår i scenarieberegninger for udvikling af arealet med skovrejsning.

Bilag 2 viser fordeling af forventet effekt fordelt på opland af det ene projekt, hvor der er givet tilsagn til realisering i Klima-Lavbundsordningen (MST).

Bilag 3a og 3b viser fordeling af forventet effekt fordelt på opland af de kollektive virkemidler (Lavbundsprojekter CAP, Minivådområder, Privat skovrejsning og Kvælstofvådområder). I bilag 3a er status opgjort pr. oktober 2021. Dette bilag kan bruges til at se fordeling af projekter der er realiseret til og med 2021 (se kolonne F). I bilag 3b er status opgjort pr. oktober 2022. Dette bilag kan bruges til at se fordelingen af alle tilsagn givet under VP2 (2016-2022).

Bilag 4 viser oversigt og placering af kvælstofvådområdeprojekter, hvor der er givet tilsagn tilbage i VP1 (2007-2015), men som af forskellige grunde har været længere undervejs. Tilsagnsår er vist i kolonne C og etablerings (slutår) er givet af kolonne D. Projekter der er etableret i 2021 eller før er filtreret fra i kolonne D (slutår). Det ses af oversigten, at der er 4 projekter som er etableret i 2022. Disse er medtaget sammen med projekter som ikke er afsluttet, da opgørelse af baseline tager udgangspunkt i statusbelastningen fra 2021. Effekten er dels angivet under forudsætning af en standardeffekt på 90 kg N/ha, hvor samlet effekt er 196 tons N, mens den samlede effekt er vurderet til 262 tons N, hvis der tages udgangspunkt i vurderingen i de enkelte projekter.

Supplerende oplysninger om de forskellige ordninger

Klima-lavbundsprojekter (MST)

Tilskudsordning, hvor der gives tilsagn om forundersøgelse, men samtidig reserveres midler til realisering, dvs der skal ikke søges om særskilt om tilsagn til realisering, og realiseringsfasen kan opstartes hurtigere i forlængelse af forundersøgelsen

Klima-lavbundsprojekter (NST)

Engangskompensation/jordfordelingsordning, der forløber i 4 faser: Fase 1 (Projektidé) - Fase 2 (forundersøgelse) - Fase 3 (realisering) - Fase 4 (Fastholdelse). Efter fase 2 er det afklaret om projektet kan realiseres.

Klimaskovfonden

Tilskudsordning med mulighed for tilskud til små projekter under 10 ha (simple projekter) samt større projekter med fuld forundersøgelse

Lavbundsprojekter (CAP) og kvælstofvådområdeprojekter:

Begge skal igennem samme projektfaser, dvs forundersøgelse, realisering og opretholdelse af projektet efter at det er afsluttet. Administrativt kan vi i MST og LBST nemt skelne mellem de projekter der har fået tilsagn til hhv. forun-

dersøgelse og realisering og de projekter der er helt afsluttede efter realisering. Derefter har ansøgerne typisk 4 år til at realisere projektet medmindre de søger om forlængelse (hvilket har været tilfældet for VP1 vådområdeprojekterne, der er vist i bilag 4).

Minivådområdeprojekter

Tilskudsordning, hvor der gives tilsagn til etablering, med krav om simple forundersøgelser på visse arealer.

Privat skovrejsning

Tilskudsordning, hvor der gives tilsagn til etablering uden egentlige forundersøgelser.

Skovrejsning

DCE har modtaget to notater fra MST med afklaring på en række spm. ifb. med estimering af effekten af skovrejsning, herunder afklaringer af hvilke ordninger der skal indregnes i baseline.

Begge notater er inkluderet nedenfor

Derudover har DCE haft en del mailkorrespondance, med afklaring af yderligere spørgsmål samt datagrundlag. De vigtigste informationer herfra er ligeledes gengivet.

Notat 1



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Hav- og Vandmiljø
J.nr. 2022 - 54639
Ref. sushj
Den 27. april 2023

Svar til på spørgsmål vedrørende skovrejsning til brug for genbesøg af baseline 2027

Svar – Beregning af effekt af skovrejsning i VP2

LBST oplyser, at de beregner kvælstofeffekt på ordningen privat skovrejsning af VP2-projekter efter følgende formel:

- Effekt i N tons = $(1 - \text{retentions\%/100}) * 0,05 \text{ tons N/år/ha}$ (konstant fra virkemiddelkatalog 2015) * arealet i hektar.

Metodisk har LBST valgt at videreføre den regnemetode, som MST anvendte 2016-2018 da de administrerede ordningen, dvs:

- At anvende retentionsintervaller (0-20 %, 20-40 %) og ikke den præcise retention med to decimaler. Herefter regnes videre med medianværdien. Dvs hvis retentionen f.eks. er 38 % falder den ind i intervallet 20-40 % og der regnes med 30 %.
- At anvende kvælstofkonstanten 0,05 tons N/ha/år fra virkemiddelkataloget 2014. Konstanten i virkemiddelkataloget 2020 er 0,053 N/ha/år, som forventes anvendt fremadrettet for VP3-projekter.

LBST oplyser, af hvis de i stedet havde anvendt konstanten fra virkemiddelkataloget 2020 (53 kg N/ha) og havde regnet retentionen med to decimaler ville den samlede effekt være ca. 108,6 tons N mod de nuværende 104,5 tons N.

Notat 2



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Hav- og vandmiljø
J.nr. 2022 - 54639
Ref. sushj
Den 3. maj 2023

Svar til på spørgsmål vedrørende skovrejsning til brug for genbesøg af baseline 2027

Spørgsmål fra AU -Skovrejsning

Det er endnu ikke afklaret, præcis hvilke projekter, der allerede indgår i skovstatistikken og derfor indregnes i VP3. En del af den statslige samt private skovrejsning forventes dog at ligge udover og skal derfor muligvis indregnes i baseline. MST vil afklare dette og vende tilbage ift. hvad der skal medgå hvor. Derudover undersøges, hvilken effekt der er brugt i beregning af VP2 skovrejsning.

Svar – Beregning af effekt af skovrejsning i VP2

Er besvaret i særskilt mail om lavbund.

Svar - Skovrejsning som indsats i VP3, som skal trækkes ud af skovstatistikken

I den baseline 2027 for udvalgte elementer, er der taget udgangspunkt i følgende to scenarier udvikling af skovarealet i Danmark:

1. En fortsættelse af den hidtidige stigning i arealet med skovrejsning opgjort til 1.900 ha årligt (Johansen et al., 2019),
2. En årlig stigning i skovarealet på 3.200 ha, som er den vedtagne målsætning om, at skovarealet skal udgøre 20-25 % af Danmarks areal i 2070-2090

Da VP3 indeholder skovrejsning som indsats, har I spurgt ind til hvordan disse projekter indgår i skovstatikken.

I klimafremskrivningen fra januar 2023¹ er udviklingen i skovarealet opdelt i følgende:

- Statslig skovrejsning
- Privat skovrejsning med tilskud
- Klimaskovfonden.

(se tabel 3.1 side 40, som også er gengivet nedenfor)

¹ [Klimastatus og –fremskrivning 2023, Landbrugsprocesser, landbrugsarealer og skov, sektorforudsætningsnotat](#)

Privat skovrejsning er LBST's skovrejsningsordning som indgår som VP3 indsats

Tabel 3.1: "Frozen policy"-antagelser vedrørende skovrejsning og rydning (ha)

	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Sum
¹ Statslig skovrejsning	210	250	280	300	270	270	270	270	270	880	1.850
² Privat skovrejsning med tilskud	1.000	2.000	2.000	2.000	2.570	2.570	2.570	2.570	2.570	880	20.730
³ Klima-skovfonden	0	100	400	500	655	700	700	700	800	800	5.355
⁴ Sum nye initiativer	1.210	2.350	2.680	2.800	3.495	3.540	3.540	3.270	3.370	1.680	27.935
⁵ Konkret indregnet nye initiativer	2.507	2.507	2.507	2.507	2.507	3.080	3.080	3.080	3.080	3.080	27.935
Skovrydning	-205	-205	-205	-205	-205	-205	-205	-205	-205	-205	-2.050

Anm.:

¹Plantning af statslig skovrejsning sker mindst 2 år efter bevilling pga. arealkøb, samarbejder med kommuner og borgerinddragelse mv. Baseret på ordinære FL midler (MIM), midler fra minkaftale (FVM) og regeringens udspil "Tættere på – grønne byer og en hovedstad i udvikling" (IBM).

²Plantning antages at ske ca. 2 år efter bevilling pga. adm. af regler for tilskudsordninger samt af ansøgningsrunder mv. Baseret på ordinære CAP-midler (FVM) og Landbrugsaftale af 041021 (FVM).

³Klimaskovfonden er under etablering. Bedste bud på indfasning er forbundet med usikkerhed. Det forudsættes af bevillingerne bruges senest i 2030. Baseret på FL20-midler (MIM) og budget forudsættes fordoblet af private midler. Herudover bidrag (Klimakompensation) for statslige flyrejser (KEPM) jf. FL22.

⁴Herudover indregnes 880 ha, privat skovrejsning med tilskud årligt i 2031 og 2032, idet bevillinger fra 2029 og 2030 først udmøntes i plantning 2 år efter bevillingsårene.

⁵At beregningstekniske årsager indplaceres skovrejsningsarealerne lidt anderledes henover årene i IGN's skovfremskrivningsmodel. Det skyldes, at modellen ikke har årlige tal, men i stedet opererer med 5-års aldersklasser.

Bemærk dog, at der allerede fra 2023 jf. landbrugsaftalen, er afsat 90 mio til privat skovrejsning, kr svarende til ca. 2.570 ha. Da der i klimfremskrivningen er forudsat at plantning sker 2 år efter bevilling (se note 2 ovenfor), forventes skovrejsningen først fuldt at slå igennem i 2025.

De 90 mio. fordeler i landbrugsaftalen fordeler sig med 39 mio målrettet kvælstofindsats, 31 mio. er målrettet klimaindsats og 20 mio. er som noget nyt målrettet kommunal skovrejsning. Dvs ordningen udvides fra og med 2023, således at kommunerne også kan søge ind i ordningen.

Landbrugsaftalen ses her. https://fm.dk/media/25302/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug_a.pdf hvor relevant økonomi er gengivet nedenfor

Tabel 2 Økonomi											
Mio. kr.	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028 ¹	2029	2030	I alt
Søjle I (eco-schemes)											
Økologisk arealstøtte	-	-	113	226	472	529	554	554	554	554	3.556
Miljø- og klimavenligt græs	-	-	297	297	297	297	297	297	297	297	2.378
Ekstensivering af lavbundsjord (søjle II i 2022)	-	134	134	134	134	134	134	134	134	134	1.206
Ny reguleringsmodel	-	-	-	-	-	302	489	489	489	489	2.258
Eco-scheme planter	-	-	116	116	116	116	116	-	-	-	580
Eco-scheme biodiversitet og bæredygtighed	-	-	137	137	137	137	137	137	137	137	1.096
Søjle II											
Udtag af lavbundsjord	-	325	-	-	200	199	199	-	-	-	923
Målrettet regulering ¹	-	185	185	185	185	-	-	-	-	-	740
Kollektive virkemidler ¹ mv. (eks. privat skovrejsning)	-	392	386	386	386	386	386	-	-	-	2.320
Privat skovrejsning	-	-	70	90	90	90	90	31	31	31	613
Forventet udvirkning	-	-	42	42	42	42	42	42	42	42	350

Forudsætningen for at der kan opnås ca 2.750 ha/år er en forudsat hektarpris på 35.000 kr/ha samt fuldt afløb på ordningen. LBST oplyser, at der generelt har været god søgning på ordningen. De oplyser dog samtidig, at hektarprisen på 35.000 kr/ha er under pres, og der er drøftelse i gang om at genbesøge tilskudsstørrelse.

Da klimafremskrivningen fra 2023, dels er nyeste opdaterede prognose for skovrejsning i DK sammenholdt med der er en opdeling i statslig skovrejsning, skovrejsning med tilskud og Klimaskovfonden, finder MST, at det er mest retvisende, at AU anvender samme scenarie til brug for genbesøg af baseline 2027, dog således, at LBST's tilskudsordning trækkes ud af scenariet, som således udelukkende vil bestå af statslig skovrejsning og Klimaskovfonden. Dette vil svare til en skovrejsning på i alt 4.695 ha for perioden 2022-2027 (begge år inklusiv).

Anbefaling

Med andre ord anbefaler MST, at AU anvender samme scenarie for skovrejsning, som anvendt i klimafremskrivningen, i stedet for de to scenarier for skovrejsning, som AU har anvendt i "Baseline 2027 for udvalgte elementer" fra 2020.

Supplerende oplysninger om skovrejsning

Nedenstående oplysninger er lettere omskrevet fra mailkorrespondance med MST, hvor DCE modtog regneark med oversigt over tilhørende bevilling til den skovrejsning, der er anvendt i klimaskovrejsningen (tabel 1.4.1 og 1.4.2).

Regnearket indeholder bevillinger inkl. FL22 og ikke FL23. FL23 indeholder meget få nye bevillinger, da der ikke er ny skovrejsning i den politiske aftale. Der er en forlængelse af bevillingerne til statsligskovrejsning på 210 ha i 2026 (plantning i 2028) og ca. 200 ha til klimaskovfonden som kompensation for statslige flyrejser foretaget (og opgjort) 7,2 mio. kr. i 2021.

Finansloven 2023 ses her https://fm.dk/media/26924/ffl23_23.pdf

Vedr. Statslig skovrejsning se side 88. Den ordinære statslige skovrejsning består af 3 tal. I 2023 er det 28,8+0,3+4,4 linje 10, 22 og 46 (160.000 kr/ha) = 210 ha + særlig bevilling til skovrejsning i hovedstadsområdet linje 15 og 16, 2 mio. kr. (ca. 250.000 kr/ha) = ca. 60 ha

Vedr. Klimaskovfonden se side 111-112 hvor det fremgår at de tildeles 7,2 mio. kr. i 2023.

Ift. omkostning til skovrejsning pr. ha: Som nævnt er der i tilskudsordningen regnet med 35.000 kr./ha, hvilket kan genfindes ved at de 70. mio. kr forventes at give 2.000 ha. Tilskudsstørrelse fremgår videre af LBST's vejledning tabel 3.1, side 12, som kan ses her: https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Projekttilskud/Landdistrikter/PrivatSkovrejsning/Vejledning_om_Tilskud_til_privat_skovrejsning_2022.pdf. Her ses at tilskuddet varierer lidt afhængig af hvordan projektet er sat sammen, - de 35.000 kr/ha er derfor en gennemsnitsbetragtning. Prisen pr. ha skov i tilskudsordningen er lav, da ansøger forsat er ejer og fremadrettet har råderet og indtægt fra arealet.

I forhold til Klimaskovfonden, er der ligeledes regnet med en hektarpris på 35.000 kr.

I den statslige skovrejsning er omkostningerne væsentligt højere, da der her er tale om opkøb af jord, ligesom skovrejsningen designes til at forfølge flere formål, herunder anlæg der tilgodeser friluftsinteresser. I den statslige skovrejsning regner man med en omkostning på 240.000 kr./ha. For nogle af de statslige skovrejsningsprojekter går vandforsyningsselskaber ind og medfinansierer med 80.000 kr./ha således at omkostningen for staten kommer ned på 160.000 kr./ha. Det er dog ikke alle projekter, og er f.eks. ikke tilfældet for de 50 mio. kr., der var afsat til bynær skov. Disse er alene finansieret af staten og bevillingen på de 50 mio. kr til bynær skov svarer derfor kun til ca. 200 ha over 4 år og er således fuldt inkluderet i klimafremskrivningen.

Tabel 1.4.1 Bevillinger til skovrejsning frem til 2030 inkl FL22 (pr. 31.12.21) siden regeringens tiltræden.

Skovrejsning, ha	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Sum
¹ Statslig skovrejsning	250	280	300	270	270	270						1640
² Privat skovrejsning med tilskud	2000	2000	2000	2570	2570	2570	2570	2570	880	880	880	21490
³ Klima-skovfonden	0	500	855	500	500	500	500	500	500	500	500	5355
Sum nye initiativer	2250	2780	3155	3340	3340	3340	3070	3070	1380	1380	1380	28485

¹Ordinære FL-midler (MIM) 2020-22 250 ha/år - ca. 40 mio. kr/år + 210 ha/år i 2023-25 - ca. 33 mio. kr./år + midler fra minkaf-tale (FVM) af 140421. 5 mio. kr./år i 2021 og 2022 ca. 30 ha/år.

¹ Inkl. regeringens udspil "Tættere på – grønne byer og en hovedstad i udvikling" (IBM) af 260421. 50 mio. kr. til skovrejsning i hovedstadsområdet. 20 ha i 2022 og 60 ha/år i 2023-2025 i alt ca. 200 ha over 4 år.

²Ordinære CAP-midler (FVM). 35 mio. kr/år + ekstra 35 mio. kr/år i 2020 og 2021. I alt 2.000 ha pr. år

²Landbrugsaftale af 041021 (FVM). 70 mio. kr i 2022, 90 mio. kr./år i 2023-2027, 31 mio. kr./år i 2028-2030. I alt 17.490 ha.

³FL20 100 mio. kr. (MIM). Budget forudsat fordoblet af private midler. I alt 200 mio. kr. - 3% adm. -10% til lavbudsprojekter. I alt 5000 ha frem til og med 2030.

³Bidrag (klimakompensation) for statslige flyrejser (KEFM). Dækker perioden fra regeringen tiltrådte til, til og med 2020: 12,8 mio. i 2022 jf FL22 (-3% adm.). I alt 355 ha

Tabel 1.4.2: Klimafremskrivning 2022 - skov

Skovrejsning - faktisk plantning (besluttet politik 31.12.2021)

Skovrejsning, ha	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	Sum
	ha													
¹ Statslig skovrejsning	265		210	250	280	300	270	270	270					2115
² Privat skovrejsning med tilskud	1000		1000	2000	2000	2000	2570	2570	2570	2570	880	880	880	23490
³ Klima-skovfonden				100	400	500	655	700	700	700	800	800		5355
Sum faktisk plantning	1265		1210	2350	2680	2800	3495	3540	3540	3270	3370	1680	880	30960

¹Plantning i 2020 og 2021 vedr. bevillinger fra henholdsvis 2018 (ca. 42 mio. kr) og 2019 (ca. 33 mio. kr.)

¹Plantning af statslig skovrejsning sker mindst 2 år efter bevilling pga. arealkøb, samarbejder med kommuner og borgerinddragelse mv.

²Plantning sker ca. 2 år efter bevilling pga. adm. af regler for tilskudsordninger samt af ansøgningsrunder mv.

³Klimaskovfonden er under etablering. Bedste bud på indfasning er forbundet med usikkerhed. Det forudsættes af bevillingerne bruges senest i 2030.

I forhold til de 200 ha til Klimaskovfonden for klimakompensation for statslige flyrejser står der i klimafremskrivningsrapporten: "*Desuden afsættes i 2023 midler til ca. 200 ha (under uændrede forudsætninger) til Klimaskovfonden til klimakompensation for statslige flyrejser foretaget i 2021. Disse initiativer er ikke indregnet, da skovfremskrivningen fra KF22 som nævnt genanvendes, men det vurderes*

umiddelbart, at der er tale om relativt begrænset skovrejsning, som ikke vil have målbar effekt på det samlede fremskrivningsresultat."

Afvejning har været drøftet i sammenhæng med klimafremskrivningen og ovennævnte tilgang er valgt, da der er stor usikkerhed på volumen. På den baggrund finder MST, at det er mest hensigtsmæssigt at anvende samme tilgang i forbindelse med genbesøg af baseline til VP3.

Bilag 3 Neddeling af effekt på 109 (117) kystvand-deloelande

I bestillingen blev der efterspurgt en neddeling af effekter på kystvand-deloelande, hvor dette var muligt (jf. bilag 1). I nærværende bilag er vedlagt tabeller for en sådan neddeling af referenceudvaskningen for nitrat samt effekten af atmosfærisk deposition. For en nærmere beskrivelse af grundlag for beregning af effekterne henvises til de respektive afsnit. Der gøres opmærksom på, at usikkerhederne generelt øges, jo mindre den geografiske skala er, som effekten opdeles på. Det har ikke i nærværende projekt været muligt at kvantificere denne usikkerhedskomponent, som derfor ikke er indregnet i de spænd, der angives for effekten i tabellerne.

Referenceudvaskning for nitrat

Tabel 1. Dyrket areal, tildelt handelsgødning, husdyrgødning, N-fiksering og referenceudvaskning for nitrat fordelt på kystvand-delo-plande. Kun danske kystvand-delvandoplande indgår i tabellen.

Kystvand-delvandopland	Dyrket areal (1.000 ha)	Handelsgødning	Husdyrgødning (kg N/ha/år)	N-fiksering	Udvaskning
1	30	97	17	10	38
2	26	107	29	12	36
6	9	59	15	12	26
16	2	113	38	16	29
17	3	127	22	10	30
18	1	91	47	22	30
24	6	102	27	10	39
25	2	125	14	11	29
28	16	73	48	15	32
29	3	95	66	14	32
34	30	116	29	9	36
35	67	109	37	11	35
36	3	119	20	11	37
37	10	102	26	15	33
38	18	107	33	8	37
44	7	97	42	11	33
45	13	110	35	7	32
46	14	126	30	8	36
47	10	107	27	20	32
48	14	104	33	15	32
49	1	107	43	14	31
56	34	80	95	14	43
57	0	0	0	0	0
59	6	89	76	8	44
62	1	116	44	5	37
68	3	103	59	7	36
72	2	91	60	10	31
74	6	70	82	14	45
80	4	78	114	10	44
82	6	90	72	11	46
83	15	87	66	13	44
84	1	100	61	3	27
85	1	110	55	5	36
86	1	56	35	20	30
87	12	70	71	13	45
89	1	108	56	7	31
90	19	86	75	15	40
92	5	95	60	8	39
93	56	84	71	11	45
95	10	107	50	8	34
96	8	99	62	14	36
101	2	48	117	22	55
102	4	45	99	20	48
103	8	66	92	12	49
104	3	74	122	8	50
105	6	86	76	8	44
106	12	74	98	13	56
107	20	51	121	26	64
108	3	82	82	14	51
109	8	93	64	11	52
110	3	68	111	13	52
111	120	61	119	22	73
113	2	55	102	18	57
114	7	71	93	17	44
119	12	35	117	28	59
120	106	63	113	19	70
121	110	53	119	22	68
122	21	94	66	8	46
123	20	75	71	13	52
124	18	75	69	15	52
125	2	70	67	17	47
127	2	76	69	10	32
128	30	86	79	9	48
129	18	46	118	23	62
130	7	62	121	19	72
131	70	64	103	20	72

132	207	61	112	20	72
133	1	64	145	14	62
136	175	74	77	14	49
137	11	92	53	11	51
138	10	87	54	15	48
139	2	0	0	5	11
140	42	81	69	13	52
141	1	49	21	27	26
142	1	84	21	33	35
144	1	115	24	13	40
145	10	91	49	17	39
146	7	94	64	8	42
147	21	93	55	12	48
154	4	35	29	28	25
157	89	60	119	21	61
158	79	59	105	21	54
159	16	46	100	28	48
160	19	71	61	16	50
165	43	98	36	10	39
201	46	115	32	12	33
205	0	0	0	0	0
206	10	110	19	10	29
207	19	133	24	4	36
209	22	107	36	7	38
212	1	85	54	11	41
214	22	90	55	11	37
221	63	62	110	19	60
222	47	64	85	18	60
224	22	85	73	10	47
225	26	64	76	16	58
232	38	56	111	19	56
233	52	60	113	14	58
234	40	56	116	21	54
235	148	67	85	17	56
236	36	67	111	14	58
238	19	47	123	26	52
2001	11	84	29	15	38
2002	2	94	43	11	44
2041	36	100	49	11	38
2042	35	113	41	12	36
2081	6	132	21	3	34
2082	19	131	20	6	38
2161	10	88	69	10	38
2162	17	74	91	11	50
2171	7	80	73	11	46
2172	6	105	39	9	44
2191	3	101	80	4	42
2192	19	102	44	12	39
2311	1	80	93	9	36
2312	1	97	74	10	42

Effekt af atmosfærisk deposition

Nedenfor vises effekt af atmosfærisk deposition på deloplande. For beskrivelse af datagrundlag usikkerheder mv. henvises til afsnit 3.14.

Tabel 2. Atmosfærisk kvælstofdeposition på kystvand-delooplande beregnet for 2020 samt i et scenarie, hvor Danmarks nuværende (2023) prognoser for ammoniakemission i 2027 benyttes (Scenarie 1), og et scenarie hvor det antages, at NEC overholdes i 2027 (Scenarie 2). Effekten af reduceret atmosfærisk deposition på nitratudvaskningen i 2027 i forhold til 2021 (baseret på deposition i 2020) er beregnet for hvert kystvand-deloopland. Positive tal angiver en reduceret udvaskning fra rodzonen. Min. er beregnet med en udvaskningsfaktor på 31 % og maks. med en udvaskningsfaktor på 37 %. Den totale deposition er angivet både med og uden den internationale del af hovedvandopland (kystvand-deloopland 1112).

Kystvand-deloopland	Basis-scenarie 2020 Tons N	Deposition				Reduceret N-udvaskning i 2027 (tons N/år)			
		Scenarie 1 2027 Tons N	Scenarie 2 2027 Tons N	Reduktion Scenarie 1 Tons N	Reduktion Scenarie 2 Tons N	Scenarie 1		Scenarie 2	
						Min.	Maks.	Min.	Maks.
1	647	624	619	23	28	7,1	8,4	8,8	10,5
2	424	404	400	20	24	6,3	7,5	7,4	8,8
6	560	535	529	25	31	7,8	9,3	9,6	11,5
16	29	27	27	2	2	0,6	0,7	0,6	0,8
17	45	42	42	3	3	0,9	1,1	1,0	1,2
18	20	19	19	1	1	0,4	0,4	0,4	0,5
24	102	97	96	4	5	1,4	1,7	1,7	2,0
25	25	23	23	2	2	0,5	0,6	0,6	0,7
28	270	256	254	14	16	4,4	5,2	5,0	6,0
29	58	55	54	3	4	1,0	1,2	1,1	1,3
34	434	405	402	29	32	8,9	10,6	9,9	11,8
35	1.209	1.144	1.136	65	74	20,2	24,1	22,9	27,3
36	44	41	41	2	3	0,8	0,9	0,9	1,0
37	133	125	124	8	9	2,5	2,9	2,8	3,3
38	270	253	251	17	19	5,3	6,3	6,0	7,1
44	102	96	95	6	7	1,8	2,2	2,1	2,5
45	186	175	174	11	13	3,4	4,1	3,9	4,6
46	205	195	193	10	12	3,2	3,8	3,8	4,5
47	157	148	147	8	10	2,6	3,1	3,0	3,6
48	195	184	182	11	13	3,4	4,1	3,9	4,7
49	16	15	15	1	1	0,3	0,3	0,3	0,4
56	642	609	601	33	40	10,1	12,1	12,5	15,0
57	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0
59	81	76	75	5	6	1,6	2,0	1,8	2,1
62	12	12	12	1	1	0,2	0,2	0,2	0,3
68	32	30	30	2	2	0,7	0,8	0,8	0,9
72	25	23	23	2	2	0,6	0,7	0,6	0,8
74	153	144	144	9	10	2,8	3,3	3,0	3,6
80	65	61	61	4	4	1,2	1,5	1,3	1,6
82	117	110	109	7	8	2,2	2,7	2,4	2,9
83	268	252	250	17	18	5,2	6,3	5,7	6,8
84	20	19	19	1	2	0,4	0,5	0,5	0,6
85	19	17	17	2	2	0,5	0,6	0,6	0,7
86	20	19	19	1	1	0,4	0,4	0,4	0,5
87	245	229	228	16	17	4,9	5,8	5,3	6,3
89	19	18	17	1	1	0,4	0,5	0,4	0,5
90	332	314	312	18	20	5,6	6,7	6,3	7,5

92	71	67	67	4	4	1,1	1,3	1,3	1,5
93	1.225	1.147	1.140	78	85	24,3	29,0	26,4	31,5
95	137	128	127	9	10	2,8	3,3	3,1	3,7
96	113	104	103	9	9	2,7	3,2	2,9	3,5
101	54	51	51	3	4	1,1	1,3	1,2	1,4
102	111	103	102	8	8	2,4	2,8	2,5	3,0
103	135	124	124	11	11	3,3	4,0	3,5	4,2
104	64	60	60	4	5	1,4	1,6	1,5	1,7
105	123	114	114	8	9	2,6	3,1	2,8	3,3
106	269	252	251	17	19	5,4	6,4	5,8	6,9
107	398	374	373	24	25	7,4	8,8	7,9	9,4
108	62	59	58	4	4	1,1	1,3	1,2	1,4
109	150	141	141	9	10	2,8	3,3	3,0	3,6
110	93	86	85	7	8	2,3	2,7	2,4	2,9
113	65	58	58	7	7	2,0	2,4	2,1	2,5
114	138	126	126	11	12	3,5	4,2	3,7	4,4
119	379	352	350	27	29	8,5	10,1	9,1	10,8
120	2.190	2.043	2.034	147	157	45,7	54,6	48,6	58,0
121	2.689	2.460	2.448	229	240	70,9	84,6	74,5	89,0
122	451	425	422	26	29	8,2	9,8	8,9	10,7
123	533	495	492	38	41	11,7	14,0	12,6	15,0
124	442	414	412	28	31	8,8	10,5	9,5	11,3
125	49	46	46	3	3	0,9	1,1	1,0	1,2
127	26	25	24	1	2	0,5	0,5	0,5	0,6
128	639	603	600	36	40	11,2	13,4	12,3	14,6
129	402	372	370	30	31	9,2	10,9	9,8	11,6
130	146	130	129	16	17	4,9	5,9	5,1	6,1
131	1.604	1.441	1.434	163	171	50,7	60,5	52,9	63,2
132	4.821	4.446	4.423	375	397	116,3	138,8	123,2	147,0
133	32	30	29	2	2	0,6	0,7	0,7	0,8
136	3.728	3.556	3.536	173	192	53,5	63,9	59,6	71,2
137	167	164	163	4	5	1,2	1,4	1,5	1,8
138	206	197	196	9	10	2,6	3,2	3,1	3,6
139	13	13	13	1	1	0,2	0,2	0,2	0,3
140	764	731	725	33	38	10,3	12,3	11,9	14,2
141	52	49	49	2	3	0,8	0,9	0,9	1,1
142	6	6	6	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
144	19	18	18	1	1	0,3	0,3	0,3	0,4
145	205	196	195	9	11	2,9	3,5	3,4	4,0
146	130	124	123	5	6	1,7	2,0	1,9	2,3
147	485	464	461	21	24	6,4	7,6	7,3	8,7
154	93	87	86	6	7	1,9	2,2	2,2	2,6
157	1.849	1.712	1.703	137	146	42,5	50,7	45,1	53,8
158	1.515	1.433	1.426	82	89	25,5	30,4	27,6	33,0
159	364	347	345	17	19	5,4	6,5	6,0	7,1
160	348	332	330	15	17	4,8	5,7	5,4	6,4
165	619	588	584	30	35	9,4	11,3	10,8	12,9
201	855	816	809	39	46	12,0	14,3	14,4	17,2
205	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0
206	123	115	114	8	9	2,5	3,0	2,8	3,3
207	255	236	234	18	20	5,7	6,8	6,3	7,5
209	303	281	279	21	24	6,6	7,9	7,4	8,8

212	35	33	33	2	3	0,8	0,9	0,8	1,0
214	412	385	383	27	29	8,4	10,0	9,1	10,9
221	1.321	1.230	1.223	91	98	28,1	33,5	30,4	36,2
222	819	772	767	47	52	14,5	17,3	16,2	19,3
224	378	353	351	25	27	7,7	9,2	8,3	9,9
225	554	507	503	47	51	14,5	17,4	15,8	18,9
232	650	606	603	44	47	13,5	16,1	14,5	17,3
233	907	828	824	79	83	24,6	29,3	25,8	30,8
234	655	613	610	41	45	12,8	15,3	13,8	16,5
235	2.583	2.405	2.391	178	192	55,1	65,8	59,4	70,9
236	608	571	568	37	40	11,4	13,6	12,4	14,8
238	363	339	337	24	25	7,4	8,8	7,9	9,4
1111	2.545	2.358	2.347	188	198	58,2	69,5	61,4	73,3
1112	397	354	352	43	44	13,2	15,8	13,7	16,3
2001	296	284	281	12	15	3,6	4,3	4,5	5,4
2002	35	33	33	2	2	0,6	0,7	0,7	0,8
2041	584	553	549	31	35	9,5	11,4	10,8	12,9
2042	560	528	524	32	36	9,9	11,9	11,1	13,3
2081	67	62	62	5	5	1,5	1,7	1,6	1,9
2082	251	232	230	19	21	6,0	7,2	6,6	7,8
2161	144	133	133	11	12	3,3	4,0	3,6	4,3
2162	311	291	290	20	22	6,3	7,5	6,8	8,1
2171	138	129	129	9	10	2,8	3,3	3,0	3,6
2172	111	104	104	7	8	2,2	2,7	2,4	2,9
2191	36	34	34	2	2	0,6	0,8	0,7	0,8
2192	262	248	247	13	15	4,1	4,9	4,7	5,6
2311	34	32	32	2	2	0,7	0,8	0,7	0,9
2312	76	72	71	5	5	1,5	1,8	1,6	2,0
I alt	52.025	48.629	48.335	3.396	3.689	1.053	1.257	1.144	1.365
I alt DK	51.628	48.275	47.983	3.354	3.645	1.040	1.241	1.130	1.349

OPDATERING AF BASELINE 2027

Denne rapport vurderer ændring i nitratudvaskning og i fosforudledning for relevante baselineelementer i perioden 2022-2027. Vurderingen viser et forventet fald i nitratudvaskningen til rodzonen frem mod 2027, bl.a. som følge af, at kvælstofindholdet i husdyrgødning bliver mindre, indførelse af et forbud mod udbringning af fast gødning i efteråret, forventning om øgede udbytter, nedgang i dyrket areal, skovrejsning, øget areal med økologi, samt nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof. Derudover bidrager de kollektive virkemidler som vådområder, minivådområder og lavbundsprojekter også til et fald i kvælstofudvaskningen. I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for baselineelementerne som følge af nedgang i det dyrkede areal, forventet øget skovrejsning samt pløjefri dyrkning.