

Data til anvendelse i scenarieberegninger i Kystvandråd centrale Limfjord

Hjarbæk Fjord og Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørns-
holm Bugt

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 30. november 2023 | **55**



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Data til anvendelse i scenarieberegninger i Kystvandråd centrale Limfjord Hjarbæk Fjord og Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt

Forfattere: Hans E. Andersen¹, Ane Kjeldgaard¹, Henrik Tornbjerg¹ og Brian Kronvang¹, Mette Vestergaard Odgaard², Asbjørn Mølmer Sahlholdt² og Tommy Dalgaard²,

Institutioner: ¹Institut for Ecoscience; Aarhus Universitet;

²Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Goswin Heckrath² og Jørgen Windolf¹
Kvalitetssikring, DCE: Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring: Anne Mette Poulsen

Rekvirent: Kystvandråd for kystvande 157 og 158 ved Viborg Kommune

Bedes citeret: Andersen, H.E., Kjeldgaard, A., Tornbjerg, H., Kronvang, B., Odgaard, M.O., Sahlholdt, A.M. & Dalgaard, T., 2023. Data til anvendelse i scenarieberegninger i Kystvandråd centrale Limfjord. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 35 s. – Fagligt notat nr. 2023|55

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Skalsåens udløb i Hjarbæk Fjord, Brian Kronvang

Sideantal: 35

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
1 Indledning	6
2 Databeskrivelser	7
2.1 Grundlæggende data	7
2.2 Afgrøde- og bedriftskaraktistik	12
2.3 Landbrugets kvælstof- og fosfor-balance	15
2.4 Dræning	15
2.5 Potentialekort for minivådområder og potentiale for udtagning af lavbund	18
2.6 Kvælstofrelaterede data	19
2.7 Fosforrelaterede data	24
3 Referencer	32

Forord

Notatet er affødt af et kystvandrådsprojekt under Viborg Kommune, som er en del af projektet "Lokalt funderede analyser", der er sat i værk, for at der i udvalgte kystvande gennemføres lokalt funderede analyser, som skal af-dække, om der kan findes andre veje til at opnå målopfyldelse, som den er defineret i EU's vandrammedirektiv. Dette notat er således en del af en række notater udarbejdet af Aarhus Universitet i forbindelse med Institut for Ecoscience og Institut for Agroøkologis arbejde som eksterne eksperter (se Kronvang et al., 2023). I dette kystvandrådsprojekt om den centrale del af Limfjorden og i nærværende DCE-notat samarbejder forskere fra AU Institut for Ecoscience og Institut for Agroøkologi – som eksperter i analyser på oplands-siden – med aftalte opgaver. Nærværende notat indeholder således en gennemgang af de data, som AU har bidraget med til arbejdet i kystvandrådet. Projektarbejdet er tilrettelagt gennemført i syv arbejdsplaner med Viborg Kommune og Limfjordsrådet som sekretariat for det nedsatte kystvandråd. Denne delrapport omhandler især resultater fra arbejdsplan 2, og resultaterne har været fremlagt og drøftet i en nedsat teknikergruppe under kystvandrådet bestående af tre medlemmer udpeget af kystvandrådet, tre medlemmer udpeget af Viborg Kommune og sekretariatet samt eksperter fra arbejdsplanerne efter behov. Notatets indhold har været til orientering i teknikergruppen. Data beskrevet i notatet vil danne delgrundlag for en endelig rapportering fra kystvandrådet i december 2023.

Sammenfatning

I notatet findes der en gennemgang af de datatyper, som Aarhus Universitet har bearbejdet i forskellig form og fremsendt til sekretariatet for kystvand-rådsprojektet i kystvandsområderne 158 (Hjarbæk Fjord) og 157 (Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning af Bjørnsholm Bugt, der ledes af Viborg Kommune). Der er tale om hoveddatatyper vedrørende arealernes anvendelse, dyrkningspraksis, dræningsgrad, vanding, potentialekort for minivåd-områder og udtagning af lavbundsjord samt kvælstofretention i grundvand og overfladevand. Desuden er der tale om temaer vedrørende beregninger af effekter af forskellige fosforvirkemidler. I notatet er der en kort gennemgang af indholdet i de forskellige datatemaer og en kort beskrivelse af deres mulige anvendelse.

1 Indledning

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

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

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

Den primære opgave af lokalt funderede analyser er at fastlægge, hvilke presfaktorer der udgør de væsentligst udfordringer i forhold til opfyldelse af vandrammedirektivmålet om god økologisk tilstand, og hvad baseline for disse presfaktorer er (Kronvang et al., 2023). Opgaven er delt i en marin presfaktoranalyse, hvor der ses på, hvilke presfaktorer der er væsentligst at adressere for at opnå målopfyldelse, samt en oplandsanalyse, hvor man ser på, hvordan man ved implementering af forskellige virkemidler i oplandet kan reducere den fremtidige næringsstoftransport til vandområderne.

I et projekt omhandlende kystvandene Hjarbæk Fjord (kystvand 158) og Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt (kystvand 157) i Limfjorden har Viborg Kommune sammen med Limfjordsrådet indgået en aftale med institutterne for Ecoscience og Agroøkologi, Aarhus Universitet, om ekspertstøtte til at gennemføre analyser af blandt andet vand- og næringsstoftransport og kilder til de to kystvandsområder samt eventuelle tidsforsinkelser i oplandet fra indsats på fladen, indtil fuld effekt i kystvandet opnås. Desuden skal Aarhus Universitet levere eksisterende data om kvælstofudvaskning, landbrugsstruktur, kvælstofretention, fosfortab og støtte til udvikling af virkemiddelindsatser i oplandene til brug for de endelige scenarier (se Kronvang et al., 2023). Projektarbejdet er tilrettelagt gennemført i syv arbejds-pakker med Viborg Kommune og Limfjordsrådet som sekretariat for det nedsatte kystvandråd.

Dette notat beskriver de data, som AU har stillet til rådighed for kystvandrådet til arbejdet i de forskellige arbejds-pakker. Der er tale om data om fosfortabsveje, kvælstofretention i grundvand og overfladevand, kvælstofudvaskning, fosforvirkemidler, drænedede arealer, potentialer for eTabelring af minivådområder, udtagning af lavbundsarealer og den relaterede landbrugsdrift og arealanvendelse i oplandet. Data i dette notat vil danne baggrund for analyserne i slutrapporten fra kystvandrådsprojektet.

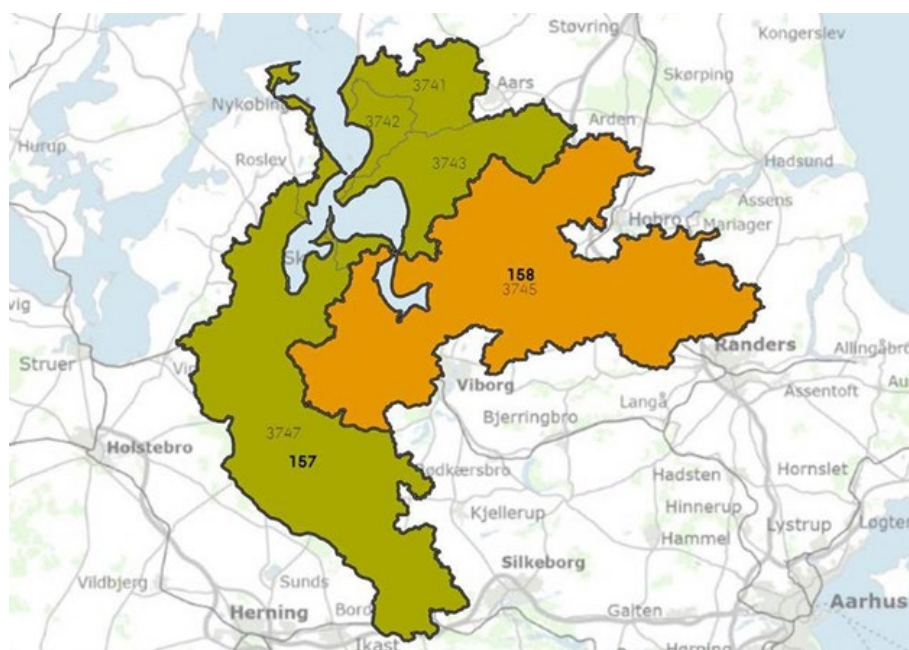
2 Databeskrivelser

I de følgende afsnit beskrives en samling af data, som er stillet til rådighed for arbejdet i kystvandrådet gennem Limfjordsrådet, der fungerer som sekretariat for kystvandrådet, og som her skal danne grundlag for senere scenarieberegninger for kvælstof- og fosforvirkemidler i oplandene til kystvandene 157 (Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt) samt kystafsnit 158 (Hjarbæk Fjord) (Figur 2.1).

2.1 Grundlæggende data

2.1.1 Vandløb og delvandoplande

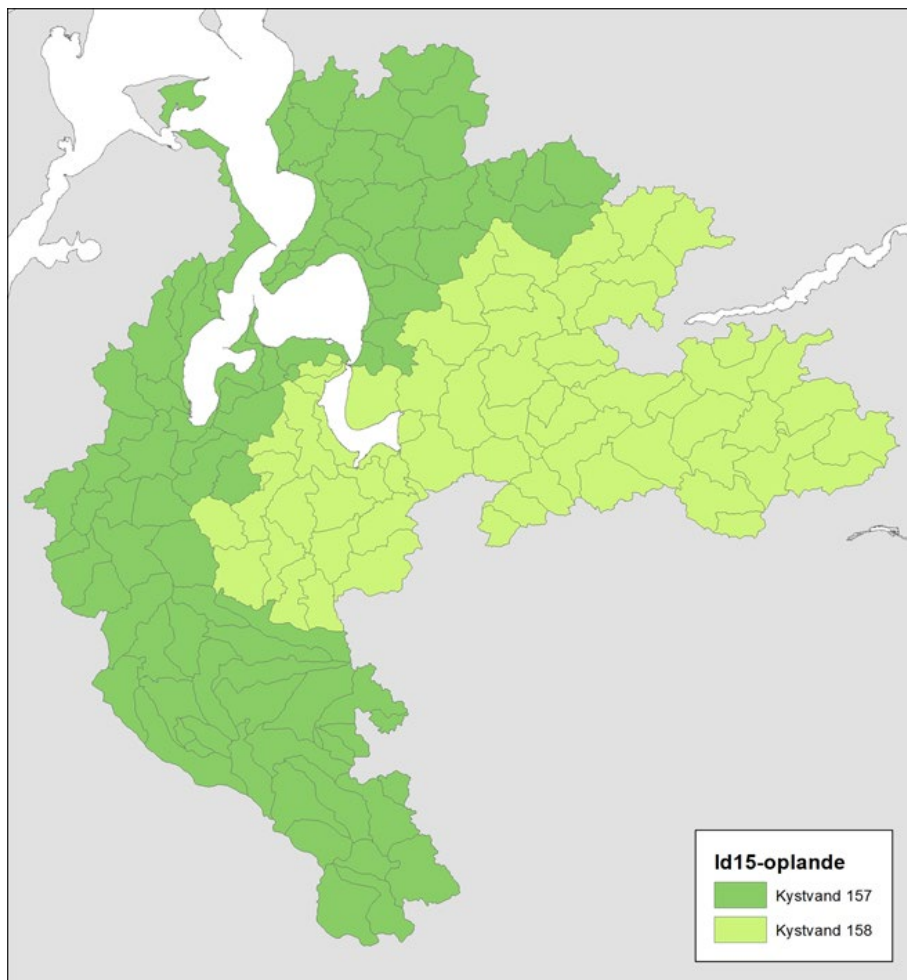
Figur 2.1. Vandoplandene 158 til Hjarbæk Fjord (delopland 3747) og 157 til Skive Fjord (delopland 3747), Lovns Bredning (delopland 3743), Risgårde Bredning (delopland 3742) og Bjørnsholm Bugt (3741).



2.1.2 ID15 oplande og vandløb

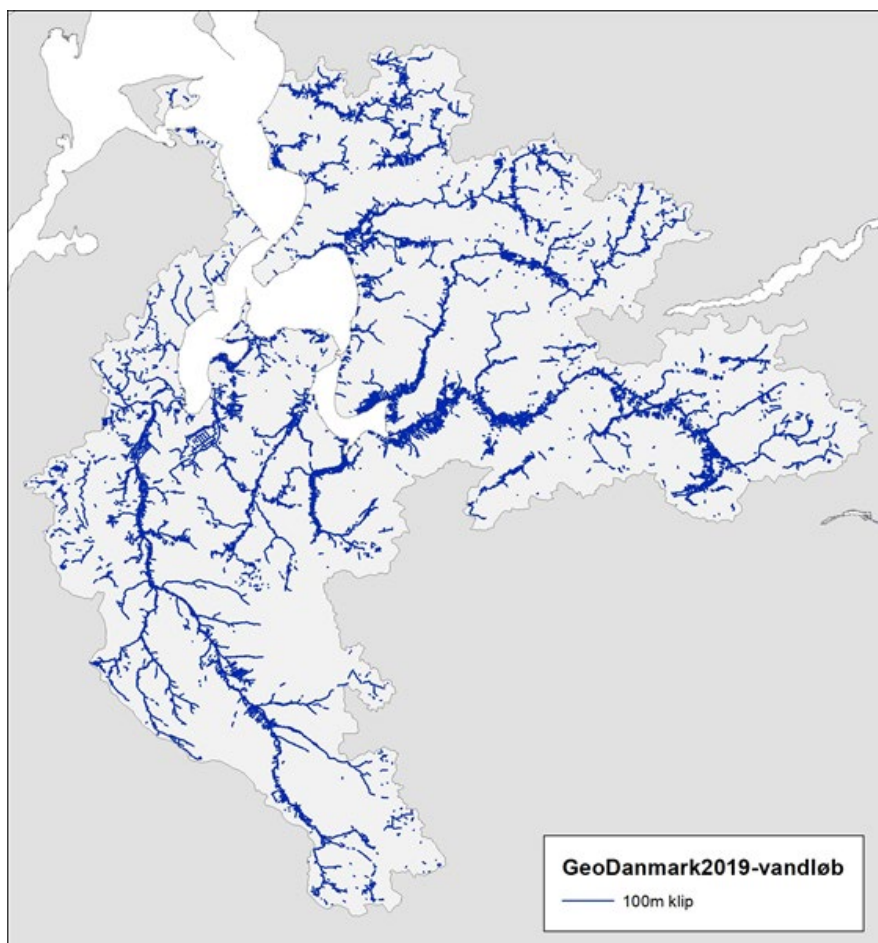
Mange af de endelige beregninger af f.eks. kvælstofretention er foretaget på arealenheder på hver ca. 1500 ha kaldet ID15-oplande. ID15-oplandene er rutede sådan, at vandafstrømningen fra et opland er input til næste nedstrøms opland. ID15-oplandene er en aggregering af oplande fra oplandsdatabasen, som administreres af DCE i samarbejde med Miljøstyrelsen. ID15-oplandene kan aggregeres yderligere op til f.eks. vandplan3kystvande. ID15-oplandene er genereret i forbindelse med N-model 2015 (Højbjerg et al., 2015) og siden løbende opdateret. ID15-oplande i projektområdet er vist i Figur 2.2.

Figur 2.2. ID15-oplande i projektområdet til kystvand 157 og 158.



Beregningen af fosfortab som følge af brinkerrosion er foretaget på basis af GeoDanmark-vandløbslinjer samt -kronekanter fra 2019. GeoDanmark er et datasamarbejde mellem kommunerne og Styrelsen for Dataforsyning og Infrastruktur (SDFI). Data kan ses og downloades fra <https://dataforsyningen.dk/>. Vandløb i temaet for projektområder er vist i Figur 2.3.

Figur 2.3. Vandløbsstrækninger fra GeoDanmark-temaet i oplandet til de to kystvande 157 og 158.



2.1.3 Arealanvendelse

Her beskrives landbruget og arealanvendelsen i de to vandoplande til Limfjorden, der er en del af projektet; nemlig opland 157: Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns Bredning (1.440 km²) og 158: Hjarbæk Fjord (1.180 km²). Samlet set udgør arealet, der afvander ned til Limfjorden, 7.670 km², fordelt på otte delvandoplande. Det vil sige, at de i nærværende notat studerede oplande udgør 34 % af det samlede Limfjordsopland, fordelt på ca. 19 % af det totale oplandsareal omkring Skive Fjord med tilhørende deloplande, og ca. 16 % omkring Hjarbæk Fjord.

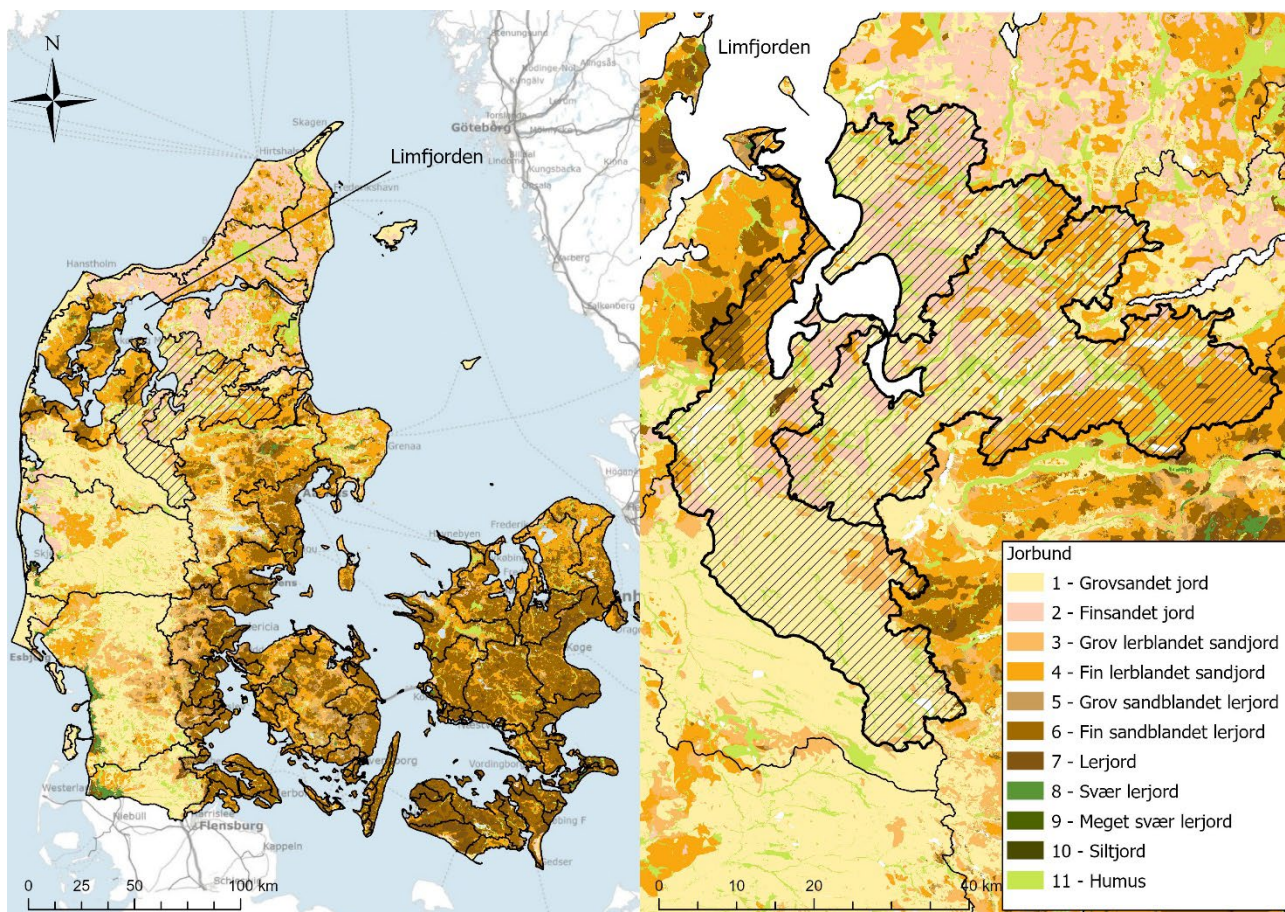
Arealanvendelsen i de to oplande ligger meget tæt på de nationale gennemsnit (Tabel 2.1), og de fleste jordbundstyper, der findes i Danmark, findes også her (Figur 4.4; Greve et al., 2007; Adhikari et al., 2013). I de følgende afsnit beskrives den tilsvarende landbrugsstruktur med husdyrhold, afgrødesammensætning, jordbund, kvælstof og fosforbalancer, dræningsforhold og andre relevante parametre for det videre arbejde såsom potentialer for minivådområder og udtagning af lavbundsarealer.

Tabel 2.1. Arealanvendelsen i vandopland 157 (Skive Fjord med Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning og Lovns Bredning), 158 (Hjarbæk Fjord) og for hele Danmark opgjort efter Levin (2022).

	Andel af arealanvendelsen (% af arealet)		
	Opland 157	Opland 158	Danmark
Bebyggelse, befæstede arealer, veje mv.	10,5	10,1	14,0
Intensivt landbrug	55,5	59,8	56,0
Ekstensivt landbrug	4,3	6,2	4,4
Øvrigt landbrug (ikke klassificeret)	0,4	0,4	0,5
Skov	15,5	12,7	13,3
Tørre naturområder	5,8	2,1	3,6
Våde naturområder	5,8	5,9	5,6
Søer	1,3	2,0	1,7
Vandløb	0,9	0,8	1,0

2.1.4 Jordbund og vanding

Oplandene omfatter stort set alle danske jordbundstyper (Figur 2.4), fra de grovsandede JB1-jorde på Karup Hedeslette i den sydlige del af Skive Fjord-oplandet og syd for Hjarbæk Fjord, til egentlige lerjorde og lerblandede sandjorde på morænerne i de sydøstlige og nordlige dele af Hjarbæk Fjord-oplandet samt ved og nord for Skive, særligt i Salling. Centralt i oplandene, omkring de sydlige og vestlige kyster, ses en mere sandblandet morænebund, varierende mellem finsandede og lerblandede partier, særligt i Himmerland, og alle deloplande præges af betydelige ådale med humusholdige lavbunds-jorde (JB11). Alt i alt har området ganske gode dyrkningsforhold, svarende til de afgrøder, der dyrkes jf. nedenstående bedrifts-karakteristik, og en stor del af områderne med de mest sandede jorde kan vandes (Tabel 2.2).



Figur 2.4. Nyeste jordbundskort med tilsvarende JB-numre for Danmark og for projektområdet kystvand 158 og 158 (markeret på kortene med skravering (efter Adhikari et al., 2013).

Tabel 2.2. Jordbunden på landbrugsfladen i vandopland 157 (Skive Fjord (delopland 3747) med Bjørnholms Bugt (delopland 3741), Riisgårde Bredning (delopland 3742) og Lovns Bredning (delopland 3743), og i vandopland 158 (Hjarbæk Fjord (delopland 3745)) som andel af hhv. opland 157 og 158 for sig og for hele Danmark som andel af hele Danmarks landbrugsareal. Potentielt vandet areal er estimeret ud fra vandingstilladelser og afstand til boring.

	Andel af arealet med forskellige jordtyper (%)					
	Opland 157				Opland 158	Hele Danmark
	Heraf i 3741	Heraf i 3742	Heraf i 3743	Heraf i 3747	3745	
JB1	2,7	2,6	7,4	32,3	56,6	20,7
JB2	5,3	1,8	8,4	5,3	9,2	9,3
JB3	0,1	0,1	0,1	4,0	6,9	6,2
JB4	2,0	1,7	4,2	6,8	11,9	22,9
JB5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6
JB6	0,1	0,2	0,0	4,0	7,0	23,6
JB7	0,2	0,0	0,0	0,6	1,1	7,1
JB8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
JB9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
JB10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
JB11	2,4	0,5	3,0	4,1	7,2	6,6
Heraf kan ca. 38 % vandes					24 %	17 %

En proxy for vanding på markniveau modelleres ved brug af markkort (Landbrugsstyrelsen, LBST), information om mulighed for markvanding på bedriften (Centrale Husdyrregister, CHR), placering af markvandingsanlæg (GEUS, Jupiter) og jordbundstype (Adhikari et al., 2013). I modellen tillades vanding på marker, der tilhører bedrifter, som kan vande, og som har en jordbundstype, der angives som vandet i gødningsregnskaberne (LBST, 2023). Marker, der opfylder disse krav, udvælges som sandsynligt vandet, idet de marker der ligger tættest på markvandingsanlæg prioriteres først, indtil et nationalt tal for vandet areal på i alt 450.000 ha er nået.

2.2 Afgrøde- og bedriftskarakteristik

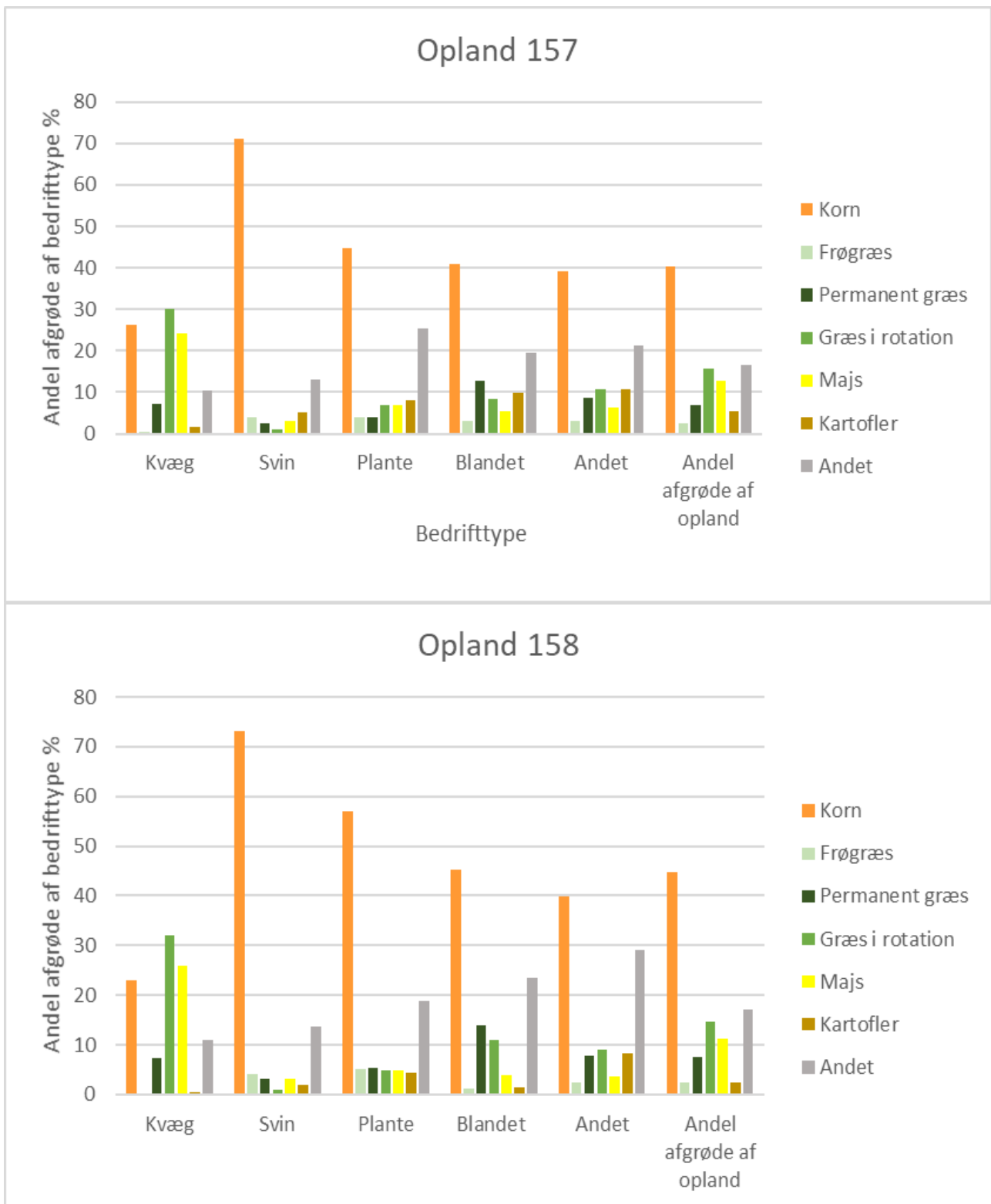
2.2.1 Fordeling af afgrøder og bedriftstyper på oplandsniveau

Det er muligt at beregne diverse statistikker på landbrugsarealet via data hentet fra Det Generelle Landbrugsregister (GLR) og Det Centrale Husdyrregister (CHR). Disse data beskriver mark- og bedriftsdata samt husdyrdata og kan anvendes til at klassificere bedrifterne i forskellige typer, domineret af hhv. kvæg-, svine-, plante- eller blandet brug (dvs. brug, som ikke domineres af en af de øvrige typer, estimeret ud fra driftsgrenenes standarddækningsbidrag), samt en mindre restgruppe med specielle typer såsom gartneri og juletræsproduktion, frugtavl, halvkulturarealer etc. Markdata kan geografisk linkes til ID15-vandoplande, hvorimod der skal overvejes den rette metode i forhold til bedriftsdata, da en bedrift ofte har geografisk spredte marker, der dækker flere ID15.

Samlet set dækker landbrugsarealet hhv. 96.695 ha i opland 157 og 80.515 ha i opland 158 (Tabel 2.3). Arealet domineres af kornafgrøder, der dækker hhv. 38.967 ha (157) og 35.977 ha (158), svarende til 40 % af landbrugsarealet for 157 og 45 % for 158 (Tabel 2.3 og Figur 2.5). For begge oplande er korn efterfulgt af græs i rotation som næste dominerende afgrøde, hvor størstedelen af alt græs ligger på kvægbedrifter, mens svinebedrifter har størstedelen af korn (Tabel 2.3 og Figur 2.5). Endvidere er kvæg den hyppigste bedriftstype efterfulgt af plante- og blandet brug, og med færrest svinebedrifter for begge oplande blandt de fire udvalgte bedriftstyper (Tabel 2.3). I opland 157 overgår korn majs på kvægbedrifter og omvendt for opland 158 (Figur 2.5), men i det hele taget adskiller de to oplande sig ikke bemærkelsesværdigt fra hinanden i forhold til fordelingen af arealerne inden for landbruget.

Table 2.3. Andel af afgrøder inden for fire udvalgte bedriftstyper, fordelt på hovedoplande 157 (Skive Fjord med Bjørnholms Bugt, Riisgårde og Lovns Bredning) samt 158 (Hjarbæk Fjord) (Baseret på data fra 2021).

Bedriftstype	Græs							Andel bedrift af opland	I alt ha
	Korn	frø	permanent	rotation	Majs	Kartofler	Andet		
Andel afgrøde af bedriftstype									
Opland 157									
Kvæg	26	1	7	30	24	1	10	39	38.034
Svin	71	4	3	1	3	5	13	15	14.064
Plante	45	4	4	7	7	8	25	23	22.308
Blandet	41	3	13	8	5	10	20	18	17.786
Andet	39	3	9	11	6	11	21	5	4503
Andel afgrøde af opland	40	2	7	16	13	6	16	-	-
I alt ha	38.967	2338	6643	15.132	12.348	5348	15.918	-	96.695
Opland 158									
Kvæg	23	0	7	32	26	0	11	33	26.301
Svin	73	4	3	1	3	2	14	15	11.963
Plante	57	5	5	5	5	4	19	25	20.071
Blandet	45	1	14	11	4	1	23	20	16.076
Andet	40	2	8	9	4	8	29	8	6105
Andel afgrøde af opland	45	2	8	15	11	2	17	-	-
I alt ha	35.977	1908	6095	11.797	9011	1899	13.828	-	80.515



Figur 2.5. Fordelingen af korn, græs, majs og kartofler i % for fire udvalgte bedriftstyper og andel af afgrøde for opland 157 (øverst) og 158 (nederst). Se også Tabel 2.3.

2.3 Landbrugets kvælstof- og fosfor-balance

Introduktion

En kvælstof (N)- og fosfor (P)-balance estimerer forskel mellem input og output af N og P for et afgrænset system eller område og beskriver herved potentialet for tab fra systemet/området af N og P, særligt når input er større end output.

N- og P-balancerne er her bygget op som en markbalance med differentiering for de konventionelle og økologiske hovedafgrøder, der blev dyrket i 2020/2021 i Danmark. Balancen kan summeres op til et givet opland og anvendes som en indikator for den overskydende mængde N og P fra oplandet, som afhængigt af klimatiske, geologiske og agronomiske forhold kan tabes til det omkringliggende miljø eller indgå i jordpuljen og udgøre en forfrugtsværdi for den næste afgrøde. Der anvendes standardværdier for udbytte, og balancerne tager således ikke højde for specielle forhold som fx tørke, skadedyr, ukrudt og svampesygdomme, lejesæd m.m.

Anvendte data

For den årlige N-deposition på landjord anvendes landsgennemsnittet for Danmark i 2021 på 13 kg N/ha (Ellermann et al., 2023). Til at estimere den udbragte mængde N korrigeres Landbrugsstyrelsens N-normer ud fra nationale tal for udbragt N fra gødningsregnskaber sammenholdt med N-kvot og N-tildeling for case-bedrifter i Limfjordsområdet. Den udbragte mængde P estimeres ud fra Landbrugsstyrelsens P-normer. N-fiksering beregnes ud fra en modificeret udgave af formel fra Høgh-Jensen et al. (1998, 2004), som tager højde for andelen af bælglplanter i blandingsafgrøder som fx kløvergræs.

Tilført mængde N og P via udsæd og fraført via den høstede biomasse estimeres ved brug af:

- Landbrugsstyrelsens udbyttenermer (Landbrugsstyrelsen, 2021).
- Fodermiddeldatabasen NorFor Feed Tabel (Nordic Feed Eval System, 2023).
- Budgetkalkuler fra Farmtal Online.
- Procentsatser, som økologiske udbytter for planteavlere udgør af tilsvarende konventionelle udbytter (Askegaard et al., 2008).
- Udbyttekoefficienter mellem kerne og halm (Taghizadeh-Toosi, 2015).

Det antages, at alt høstet halm fra korn, frøgræs og ærter bjærges, mens der ikke bjærges halm fra raps eller roetoppe fra foderroer.

2.4 Dræning

Introduktion

Dræning af landbrugsjorden forhindrer vandmætning af de øverste jordlag (100-150 cm i dybde). En vandmætning kan resultere i nedsat udveksling af ilt mellem luften og jordlaget, hvilket mindsker optag af næringsstoffer og

derved vækst af afgrøderne, hvilket påvirker udbyttet negativt. Dræn har været anvendt til at forbedre jorden i mange århundrede og det første drænrør blev nedgravet i 1848 (Madsen 2010).

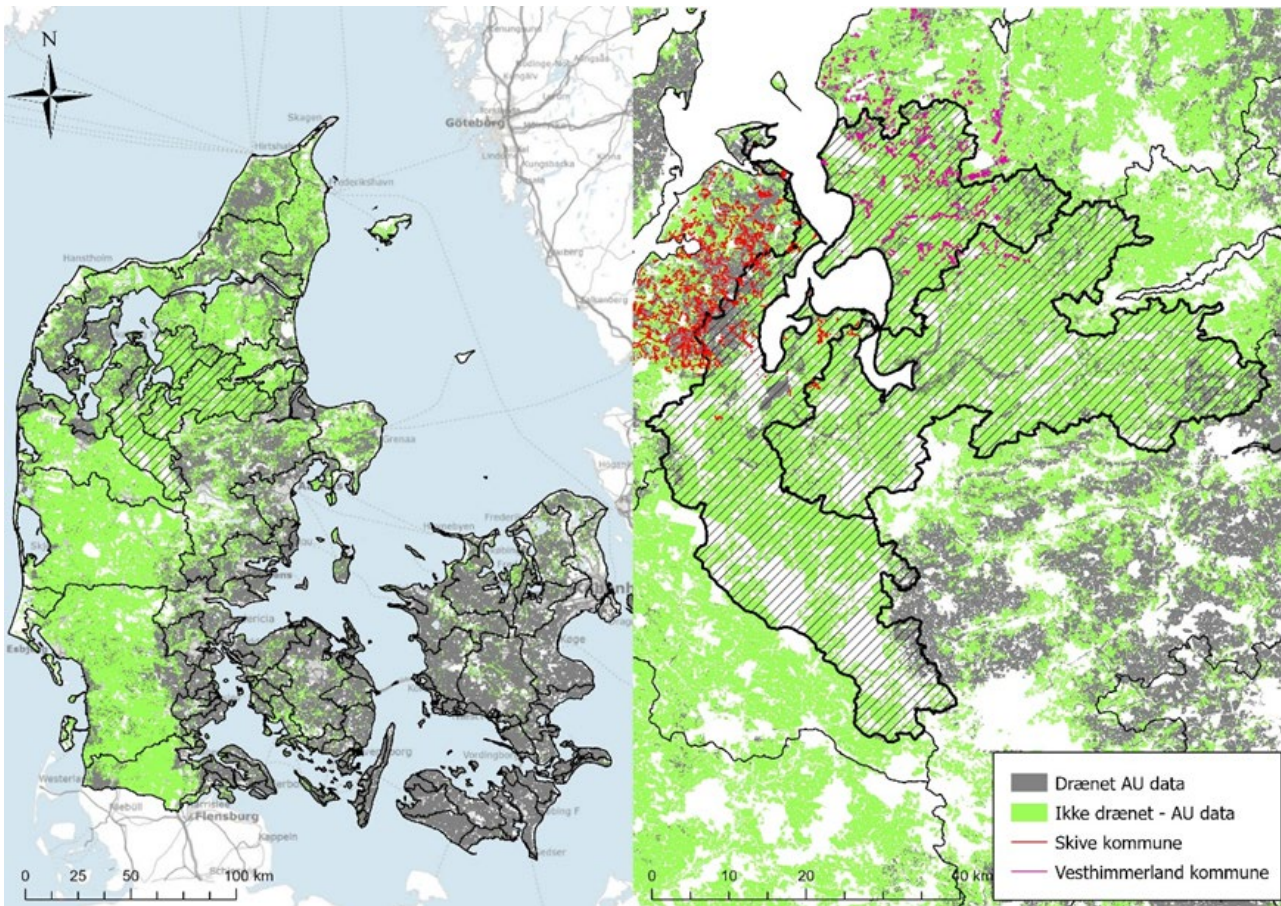
Viden om hvor der er nedgravet dræn, er vigtig i forhold til modelleringer af bl.a. vandføring, kvælstofudvaskning og kvælstofretention, samt fosfortab. Der vil ofte være høje koncentrationer af N i det vand, der løber gennem dræn, da dette vand ikke har været igennem den denitrificerende proces, der finder sted i jordlagene fra rodzone til kyst. Endvidere, er kortlægning af dræn relevant i forhold til at prioritere landskabet og målrette kvælstofvirkemidler til forbedring af vandmiljøet. Det kunne f.eks. være relevant at vådlægge arealer, der potentielt er kraftigt drænet, da dette indikerer potentiale for en succesfuld vådlæggelse og tilblivelsen af større sammenhængende vådområder. Endvidere, kunne skovrejsning (Eriksen et al. 2020) på våde arealer optage vand, så drænenes funktion bliver overflødig og kan fjernes.

Anvendte data

Der anvendes tre dataset til at belyse andel drænet areal i et ID15-opland (Figur 2.6):

- Kortet fra Aarhus Universitet over potentielt drænedede arealer i Danmark (Møller et al., 2018) (raster i 30,4 x 30,4 m opløsning).
- Digitaliserede dræn for Vesthimmerlands Kommune (vektordata).
- Digitaliserede dræn fra Skive Kommune (vektordata).

Kortet fra Aarhus Universitet er baseret på punktdata fra Olesen (2009), data fra Orbicons drænarkiv, og fra Skriver og Hedegaard (1973), hvor der findes oplysninger om, hvor stor en andel af bedrifter der antages drænet, og geografiske datalag bestående af 46 forklarende variabler (Møller et al., 2018, bilag 1). De digitaliserede dræn fra Vesthimmerlands Kommune og Skive Kommune er særligt indhentet af kommunerne fra tilgængelige opdaterede dræningsarkiver.



Figur 2.6. Kort over potentiel drænet areal i Danmark illustreret med modellerede data fra Aarhus Universitet (AU, t.v.) sammenlignet med digitaliserede data fra Skive og Vesthimmerlands kommuner, illustreret med røde linjer for digitaliserede dræn (på kortet t.h.).

I forbindelse med kystvandrårdsarbejdet omkring Limfjorden har vi modtaget datalag med digitaliserede dræn for udvalgte delområder i hhv. Vesthimmerlands og Skive kommuner (Figur 2.6, t.h.). For at sammenligne disse datalag med AU's generelle kort for potential dræning (Figur 2.6) antages en mark drænet, hvis en 30,4 x 30,4 m celle i AU-data findes på en mark. Ligeså antages en mark drænet, hvis en linje fra et af de to vektorlag krydser marken. En sammenlægning af disse data viser, at der i 95 % af tilfældene angives drænet mark for både AU's kortlag og i det særlige kortlag fra Skive Kommunes data, mens der i 88 % af tilfældene angives drænet mark for både AU's generelle kort og det specielle datalag for Vesthimmerland. Som supplement har vi i samarbejde med udvalgte landbrugere på begge sider af fjorden sammenlignet drænoplysningerne med den lokale viden. Dette bekræftede den overordnede gode sammenhæng med AU's drænkort, i særdeleshed for de lerede områder i Skive Kommune/ Salling, mens nogle af drænene, særligt i ådalene såsom i Skals Å-dalen på vestsiden af fjorden, ikke længere var i funktion, men til gengæld er der eTabelret en del nyere dræn, også på de højereliggende jorde. Det vil sige, at for nogle markers vedkommende overestimeres den drænedede andel med AU's drænpotentiale-kort, mens den underestimeres for andre områder. Men generelt set, og på større oplandsskala, vurderes det, at AU's generelle kortlag for dræning (Møller et al., 2018) kan anvendes til de relevante analyser i kystvandrårdsarbejdet.

2.5 Potentialekort for minivådområder og potentiale for udtagning af lavbund

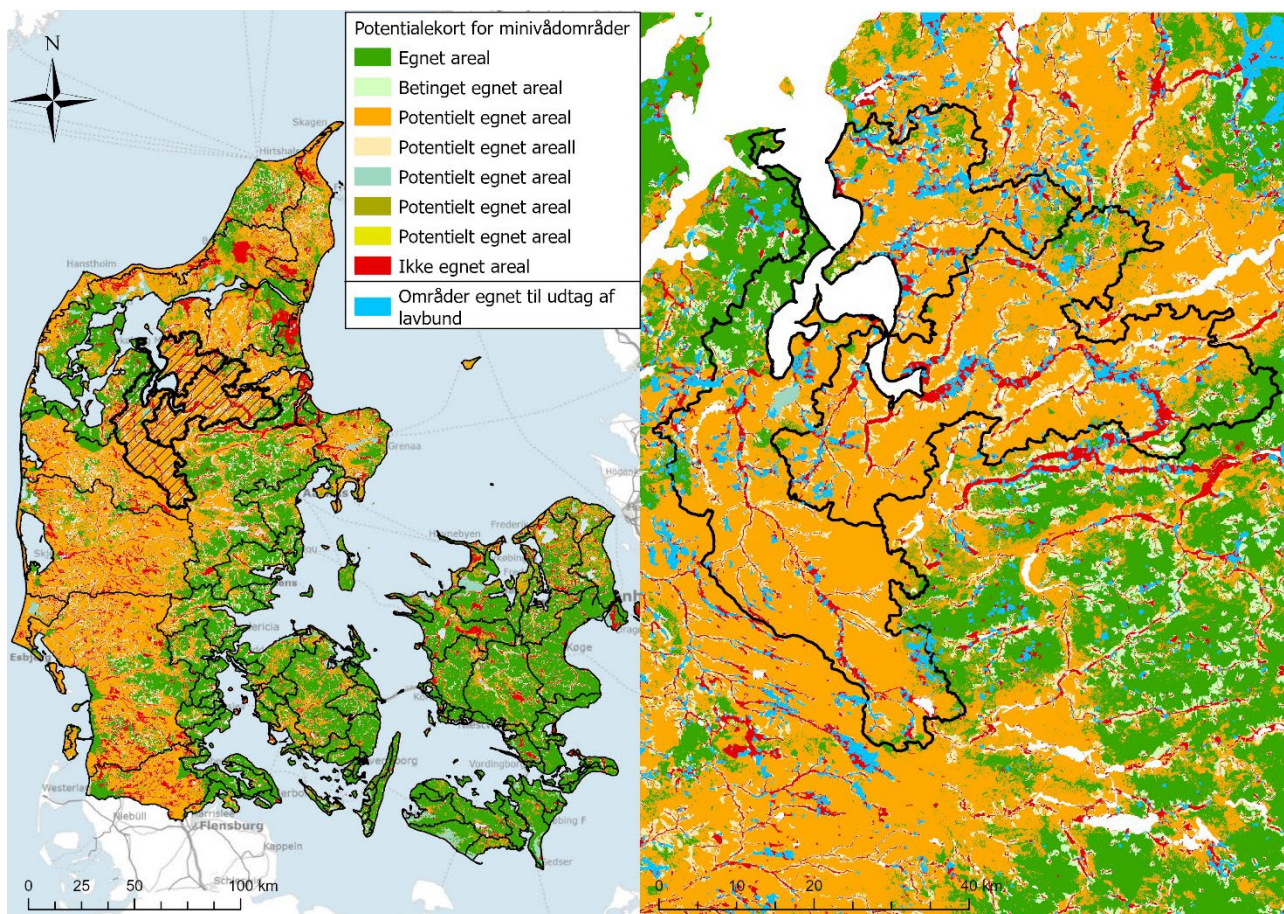
Introduktion

Som et led i myndighedsbetjeningen har Aarhus Universitet beregnet egnethed af hele det danske areal til at implementere minivådområder (Børgesen et al., 2021). Minivådområder er relativt små konstruktioner, hvor den primære funktion er at nedsætte kvælstof- og fosforkoncentrationer i drænvandet (end-of-pipe-løsning) (Eriksen et al., 2020). De har ringe effekt på f.eks. biodiversitet og vil derfor ikke være egnede i områder beliggende i ådale med høj kulstof% i jorden (SOC>6 %) (rødt på Figur 2.7). I disse områder kan naturbevarende eller genoprettende virkemidler som vådområder eller større lavbundsprojekter være et bedre alternativ (Børgesen et al., 2021), da omlægning af disse arealer også vil gavne den omkringliggende biodiversitet og reducere klimagas emissioner. Et andet potentialekort udarbejdet af Aarhus Universitet (Levin, 2018) har netop kortlagt arealer egnet til udtagning af lavbund samt skovrejsningspotentiale for 2018.

Anvendte data

Minivådområdepotentialekortet (Børgesen et al., 2021) er modelleret ud fra kulstof% i jorden (Adhikari et al., 2014), ler% i jorden (Greve et al., 2007; Adhikari et al. 2013), angivelse om arealet er opland til ådal (Greve & Sechu 2021) og sandsynlighed for dræn (Møller et al., 2018).

Dette kort kan sammen med potentialekortet for udtagning af lavbund og skovrejsning (Levin, 2018) anvendes til at beregne potentialer for udvalgte virkemidler i Limfjorden. For eksempel noteres et væsentlig overlap mellem arealer, der ikke er egnet til minivådområder (rødt på Figur 2.7), og arealer, der er egnet til udtag af lavbund (blå på Figur 2.7), således at disse virkemidler kan supplere hinanden.



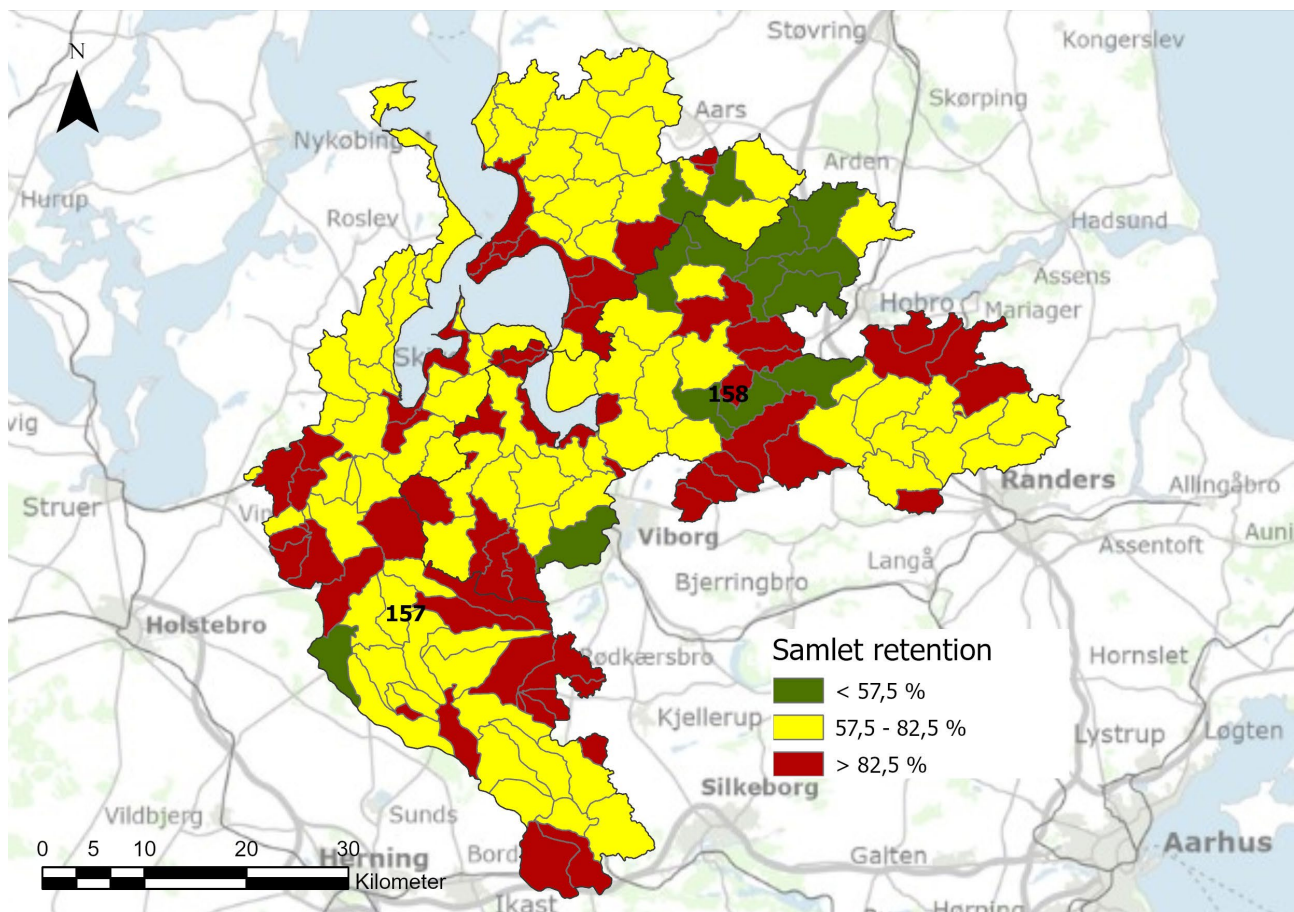
Figur 2.7. Potentialekort for minivådområder (Børgesen et al., 2020) samt overlap mellem dette kort og områder egnet til udtag af lavbund (Levin, 2023).

2.6 Kvælstofrelaterede data

2.6.1 Kvælstofretention i grundvand og overfladevand

Introduktion

Retention af total kvælstof i grundvand og overfladevand er en vigtig del af forståelsen for kvælstofstrømme fra mark og opland til kystvande (Figur 2.9). Når retentionsprocenten er høj, betyder det, at en stor andel af det udvaskede kvælstof reduceres til frit kvælstof (N_2) ved denitrifikationsprocessen, der foregår under iltfrie forhold under redoxzonen i grundvand eller i overfladevand (vandløb, søer og vådområder). Når retentionsprocenten er høj i et ID15-opland, når kun en lille del af det udvaskede kvælstof fra mark og opland frem til kystvandet.



Figur 2.8. Kort over kvælstofretention i grundvand og overfladevand i ID15-område til nærmeste kystvand beregnet med NKM, og hvor retentionens størrelse er fordelt på tre klasser med høj (rød), middel (gul) og lav (grøn) reduktionskapacitet regnet frem til kystvand.

Anvendte data

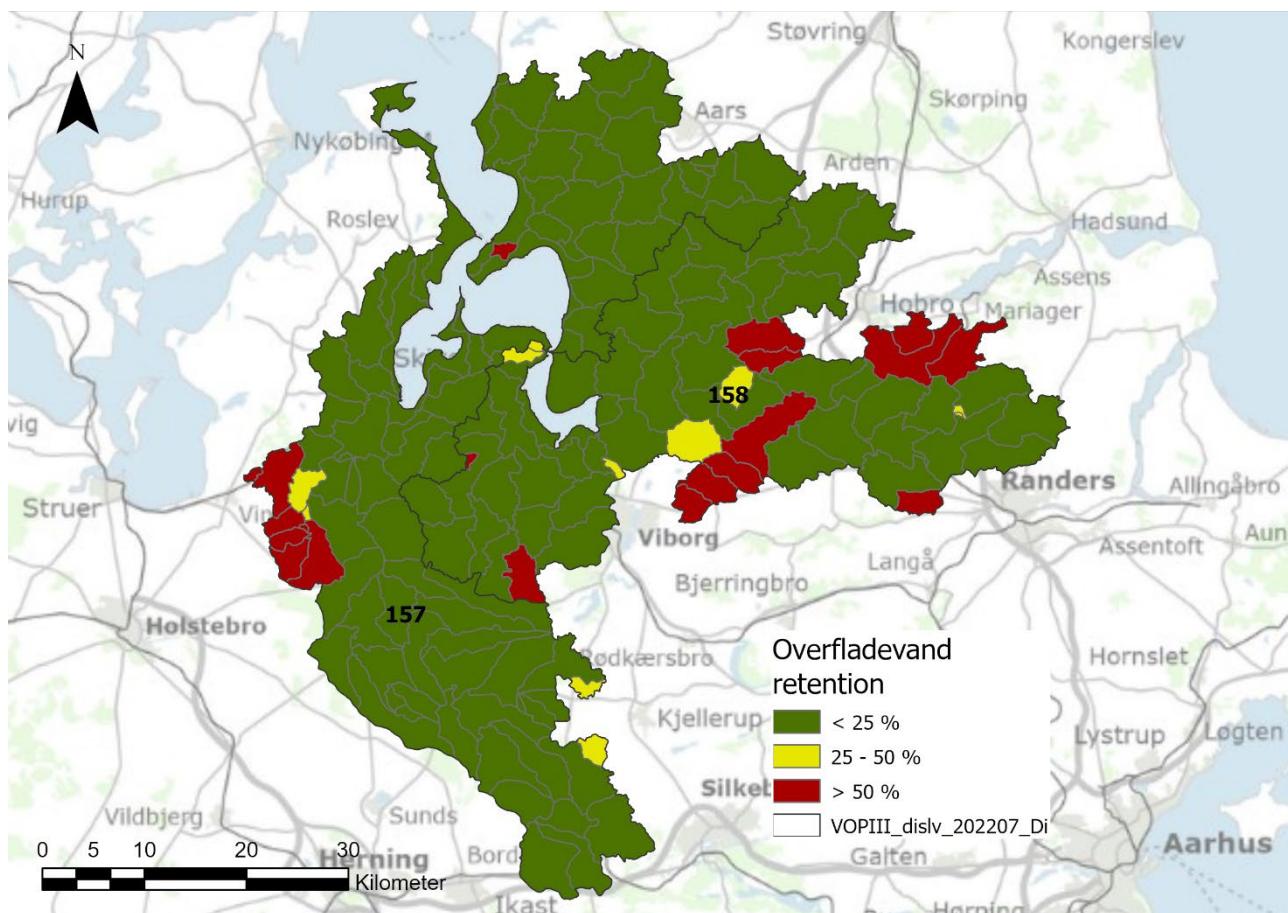
Kvælstofretention i grundvand og overfladevand fra ID15-område (ca. 1500 ha) til kystvand er beregnet med den Nationale Kvælstof Model (NKM) i versionen fra 2020 (Højbjerg et al., 2020). Der er angivet en procentfjernelse af kvælstof for alle arealer inden for ID15-området i grundvand og overfladevand ned til nærmeste kystvandsområde. I kortet er retentionen for hvert ID15-område opdelt i tre klasser: 1) Grøn: < 57,5 % retention; 2) Gul: 57,5-82,5 % retention; 3) Rød: > 82,5% retention (Figur 2.9). Det betyder, at kvælstof, som udvaskes fra markerne i den grønne klasse, udsættes for en lille retention, inden det når frem til kystvandet. Derfor får man den største effekt her ved at anvende fladevirkemidler. Omvendt udsættes kvælstof, som udvaskes fra markerne i de røde ID15-områder, naturligt for en meget høj retention, dvs. at en meget lille del når frem til kystvandet. Virkemidler på marken virker derfor med en langt større effekt i kystvandet, hvis de placeres i de grønne områder end i de røde områder (Figur 2.8).

2.6.2 Kvælstofretention i overfladevand

Introduktion

I overfladevand vil en del af det tilførte kvælstof fra diffuse kilder og punktkilder blive omsat ved denitrifikationsprocessen under transporten i vandløb og gennem søer og vådområder (Figur 2.9). Ved placering af drænvirkemidler, restaurering af vådområder og reduktioner i udledning af kvælstof med

spildevand fra punktkilder er det derfor vigtigt at have viden om den forventede naturlige retention under transporten i overfladevandet frem til kystvandet. Jo lavere retention, jo mere gennemslagskraft og dermed virkning får virkemiddelindsatsen i kystvandet. Det er derfor en fordel at placere f.eks. de kollektive indsats, hvor der er en lille retention i overfladevandet.



Figur 2.9. Kort over kvælstofretention i overfladevand i ID15-område til nærmeste kystvand beregnet med NKM, og hvor retentionens størrelse er fordelt på tre klasser.

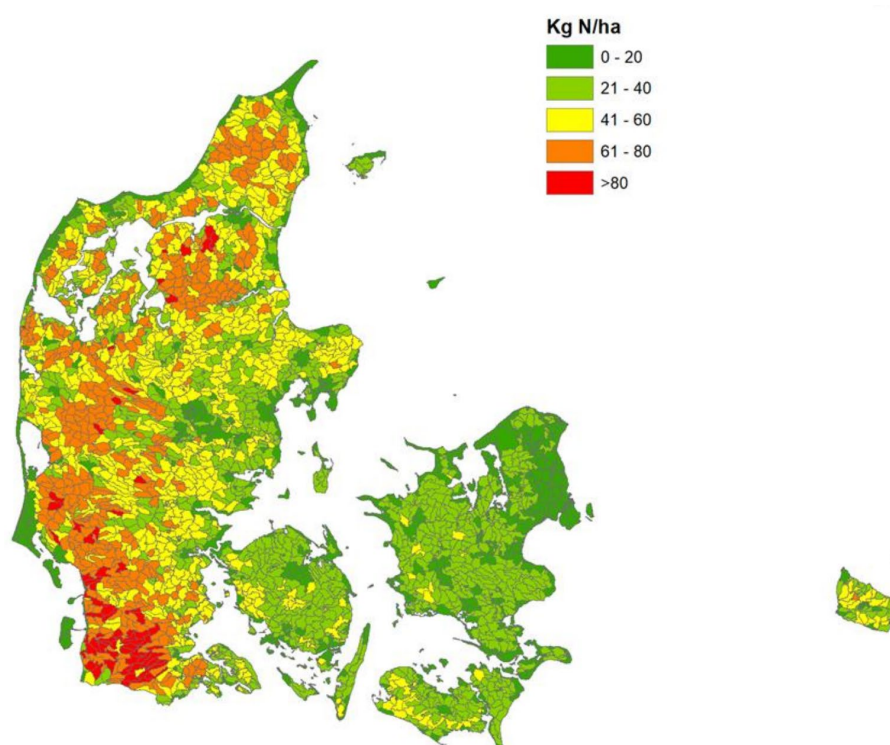
Anvendte data

Kvælstofretention i overfladevand inden for ID15-område er beregnet med den Nationale Kvælstof Model (NKM) i versionen fra 2020 (Højbjerg et al., 2020). Der er angivet en procentfjernelse af kvælstof i overfladevandet fra ID15-området, indtil kvælstof når frem til det nærmeste kystvand. I kortet er retentionen for hvert ID15-område opdelt i tre klasser: 1) < 25 % retention; 2) 25-50 % retention; 3) > 50 % retention (Figur 2.9). Det betyder, at kvælstof, som udvaskes fra markerne i den røde klasse, udsættes for en høj retention under transporten frem til kystvandet. Omvendt udsættes kvælstof, som udvaskes fra markerne i de grønne ID15-område, naturligt for en meget lille retention, dvs. at en meget stor del når frem til kystvandet. Virkemidler i overfladevand, som eksempelvis restaurering af vådområder og eTabelring af mini-vådområder på marken, virker derfor med en langt større effekt i kystvandet, hvis de placeres i de grønne områder, end hvis de placeres i de røde områder (Figur 2.9).

2.6.3 Simuleret kvælstofudvaskning

I overensstemmelse med Kronvang et al. (2023) og ovenstående opgørelser af kvælstofretentionen baseres opgørelser af kvælstofudvaskningen på de simulerede resultater fra Højbjerg et al. (2021) (Figur 2.10). Det vil sige, at for referenceperioden 1990-2017 er den årlige udvaskning opgjort for hver af de agrohydrologiske år fra 1. april i det gældende år og indtil 31. marts året efter. Udvasningen fra landbrugsfladen estimeres med NLES5-modellen (Børgesen et al., 2020), mens udvasningen fra ikke-landbrugsarealer baseres på typetal fra Højbjerg et al. (2015). Det bemærkes, at nærværende opgørelser baseres på vandbalancerne fra Højbjerg et al. (2021), som er under genberegning, men nyere resultater er ikke til rådighed for nærværende rapportering. Udvasningen fra øvrige arealklasser sættes til nul og medregnes ikke her, idet udledninger fra bebyggelse, veje og befæstede arealer antages dækket som punktkilder, og udledninger fra renseanlæg, kloak mv., ligesom deposition til søer, vandløb og selve fjorden, medregnes andetsteds.

Figur 2.10. Eksempel på den årlige nitratudvaskning opgjort på ID15-skala for dyrkningsåret 2017 beregnet med NLES5 for landbrugsarealet med klimadata fra perioden 1.4.2017 til 31.3.2018 samt med typetal for ikke-landbrug (Figur 22 i Højbjerg et al., 2021).



2.6.4 Landbrugets fordeling på retentionsklasser

De estimerede kvælstofretentioner for kystfarvandes ID15-delo-plande varierer ifølge Højbjerg et al. (2020) mellem 28,5 og 99,5 %. I nedenstående tabeller vises som eksempel landbrugets fordeling i forhold til disse retentionsklasser, opdelt i intervallerne 0-60 %, 60-80 % og >80% for opland 157 (Tabel 2.4 og 2.5). Som det ses, overgår andelen af korn de andre afgrøder inden for alle retentionsklasser med hhv. 36,8, 42,3 og 38,3 % af arealet i hver klasse efterfulgt af græs i rotation (Tabel 2.4), og det meste af kornet ligger i den mellemste retentionsklasse med 53,8 % (Tabel 2.5). Arealet domineres af marker tilhørende kvægbedrifter med 38.034 ha, hvoraf det meste er græs i rotation efterfulgt af korn og majs. Af dette græs på kvægbedrifter ligger det meste i klasser med høj retention. Det vil sige, at der findes ca. 500 ha græs i rotation på kvægbedrifter og 500 ha korn på svinebedrifter i den lave retentionsklasse.

Table 2.4. Andel af afgrødekategorier og bedriftstyper inden for udvalgte N-retentionsklasser eksemplificeret for opland 157 (Skive Fjord med Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning og Lovns Bredning).

Areal (%)	Kvælstofretentions-klasse (%)			I alt (ha)
	0-60	60-80	80-100	
Korn	36,8	42,3	38,3	38.967
Majs	11,1	11,6	14,2	12.348
Græs permanent	5,1	7,0	6,9	6643
Græs rotation	18,3	14,6	16,3	14.982
Frøgræs	1,4	3,2	1,6	2338
Kartofler	8,8	5,0	5,9	5348
Grøntsager friland	0,1	0,3	0,4	320
Miljøtiltag	4,0	3,3	5,0	3921
Andet	14,5	12,8	11,4	11.827
I alt %	100 %	100 %	100 %	96.695 ha
Kvægbrug	43,1	37,4	41,2	38.034
Svinebrug	11,7	16,9	12,1	14.064
Plantebrug	17,4	22,7	24,0	22.308
Blandet brug	24,0	18,7	17,5	17.786
Andet landbrug	3,7	4,4	5,1	4503
I alt	100 %	100 %	100 %	96.695 ha

Table 2.5. Eksempel på andel af en afgrødekategorier og bedriftstyper for udvalgte N-retentionsklasser i opland 157 (Skive Fjord med Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning og Lovns Bredning).

Areal (%)	Kvælstofretentions-klasse (%)			I alt %
	0-60	60-80	80-100	
Korn	3,8	53,8	42,4	100
Majs	3,6	46,6	49,8	100
Græs permanent	3,1	52,2	44,7	100
Græs rotation	4,9	48,3	46,8	100
Frøgræs	2,5	68,4	29,1	100
Kartofler	6,6	45,9	47,5	100
Grøntsager friland	0,7	41,1	58,2	100
Miljøtiltag	4,1	41,1	54,8	100
Andet	4,9	53,5	41,5	100
Kvægbrug	4,6	48,7	46,8	100
Svinebrug	3,4	59,6	37,1	100
Plantebrug	3,1	50,4	46,5	100
Blandet brug	5,4	52,1	42,5	100
Andet landbrug	3,3	47,9	48,8	100
I alt (ha)	4030	49.534	43.131	96.695 ha

2.7 Fosforrelaterede data

2.7.1 Modellering af diffust fosfortab opdelt på transportveje

Introduktion

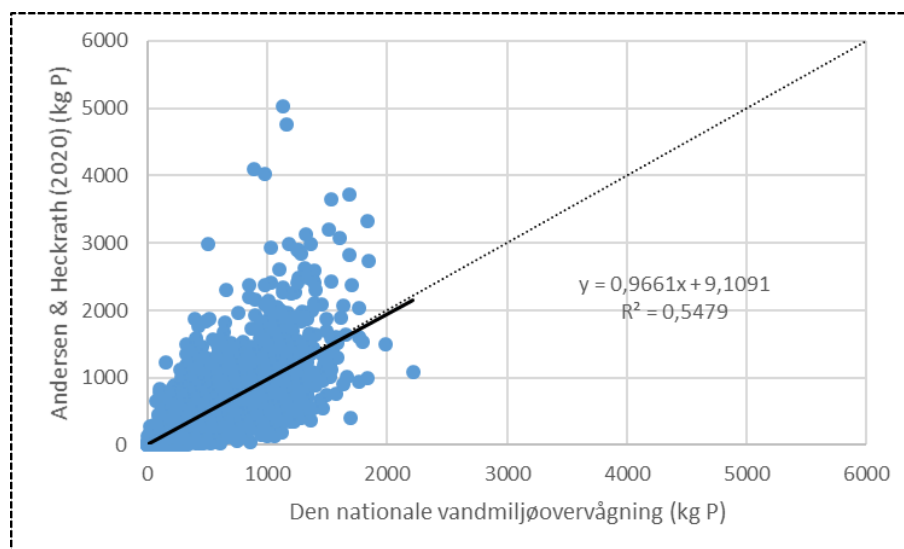
De fem kvantitativt vigtigste transportveje for diffust fosfortab er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020): erosion, udvaskning, tab gennem makroporer, tab fra dyrket organisk jord samt brinkerosion. De fem transportveje udgør tilsammen ca. 94 % af det samlede diffuse fosfortab. Transportvejene er kortlagt i høj rumlig opløsning, og fosforbidragene er estimeret med fem forskellige og uafhængige modeltilgange.

2.7.2 Kalibrering af beregningen af diffust fosfortab på transportveje

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

I dette projekt er de modelberegneede fosfortab via de fem diffuse transportveje summeret på ID15-oplandsniveau. Efterfølgende er den modelberegneede fosfortransport justeret, så summen for hvert ID15-opland er identisk med 94 % af den diffuse fosfortransport opgjort ifølge den nationale vandmiljøovervågning NOVANA (Thodsen et al., 2023). De resterende 6% udgøres af fosfortab med vinderosion og overfladisk afstrømning samt tab via grundvand fra ikke-drænede marker, som ikke kunne kortlægges i Andersen & Heckrath (2020). Der er anvendt et gennemsnit af fosfortransportdata for perioden 2012-2021. Den relative fordeling mellem de fem diffuse transportveje er bibeholdt. Denne justering sikrer, at der er overensstemmelse mellem resultater fra dette projekt opgjort på ID15-niveau og landstal for fosfortab. Figur 2.11 viser et plot af den modelberegneede fosfortransport på ID15-niveau beregnet i Andersen & Heckrath (2020) før justeringen mod den tilsvarende fosfortransport beregnet i den nationale vandmiljøovervågning. Gennemsnit for de to datasæt er hhv. 387 kg P i Andersen & Heckrath (2020) og 391 kg P i den nationale vandmiljøovervågning. De tilsvarende medianværdier er hhv. 235 kg P og 277 kg P. Som det fremgår af figur 2.11 kan der for det enkelte ID15-opland være stor forskel på de to fosfortransportberegninger, som altså udlignes af justeringen.

Figur 2.11. Diffus fosfortransport (kg P) opgjort på ID15-oplandsniveau i Andersen & Heckrath (2020) plottet mod den tilsvarende diffuse fosfortransport (kg P) opgjort i den nationale vandmiljøovervågning (NOVANA). Identitetslinjen er vist med stiplede signatur, mens tendenslinjen er markeret med fed signatur. Ligningen for tendenslinjen er indsat i Figuren.



2.7.3 Skovrejsning

Introduktion

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. Det er estimeret, at fosfortabet ved erosion reduceres 100 %, og at fosfortab via makroporer til dræn reduceres 25 – 50 % (Andersen & Rubæk, 2020).

Anvendte data

Risikoarealer for fosfortab via erosion og via makroporer til dræn er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Som potentielt skovrejsningsareal er anvendt kommunernes indmelding om arealer, hvor skovrejsning er ønsket (Figur 2.12). Temaet er downloadet fra Miljøgis (mim.dk).

Figur 2.12. Kommunernes indmelding om, hvor skovrejsning er ønsket i området omfattet af Kystvandråd Limfjorden.



2.7.4 Mindre strækningsbaserede restaureringer

Introduktion

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

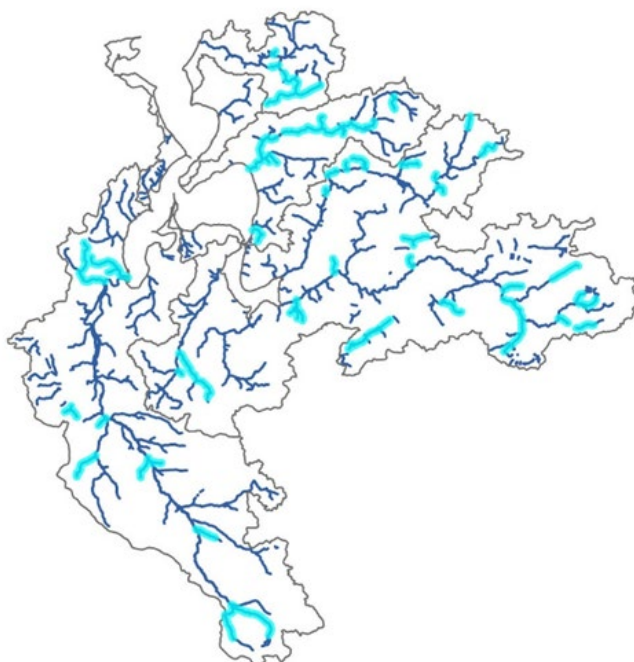
Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en hævning af vandløbsbunden beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter hævning af bunden. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, hvor bunden hæves. I nærværende projekt er der beregnet effekt af hævning af vandløbsbunden for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0 - 2 m), mellemstore vandløb (2 - 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at vandløbsbunden hæves 40 cm.

Anvendte data

Mindre strækningsbaserede restaureringer kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Der er således ikke nogen teoretisk øvre grænse. Som potentiale for eTabelring af nye strækningsbaserede restaureringer

ger er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (Figur 2.13, data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 2.13. Placering af foreslåede mindre strækningsbaserede restaureringer i vandområdeplanerne for tredje planperiode.



2.7.5 Okkerfældningsanlæg

Introduktion

Okkerfældningsanlæg er gravede damme med åbent vandspejl eller lavvandede grødefyldte bassiner, som er eTabelret ved mindre vandløb med henblik på at ilte opløst ferro-jern og tilbageholde partikulært ferrijern. Okkerfældningsanlæg kan eTabelres med støtte i okkerloven fra 1985, og der er eTabelret over 100 anlæg i okkerpotentielle afstrømningsområder i Vest- og Sønderjylland (DHI, 2014). Anlæggene har typisk et areal på 0,5 - 2,5 ha. Fosfor, som transporteres i vandløbssystemet, kan tilbageholdes sammen med partikulært jern (ferrioxhydroxider) i anlæggene, og dermed nedsætter de også transporten af total-fosfor til nedstrøms recipienter. Okkerfældningsanlæg er beslægtede med minivådområder og kan som disse placeres, så de opsamler drænuvløb. Effekten på reduktion af fosfortransport er $140 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Andersen et al., 2020). En gennemgang af publicerede okkerfældningsanlæg viser en gennemsnitlig størrelse af et anlæg på 1,0 ha. Denne størrelse er anvendt i beregning af fosforeffekten af okkerfældningsanlæg i nærværende projekt.

Anvendte data

Okkerfældningsanlæg eTabelres kun i okkerpotentielle områder som lavbundslande i Vest- og Sønderjylland. Disse områder vurderes at udgøre 300.000 ha svarende til 10 % af Jyllands areal (Kjærgaard & Forsmann, 2014). Som potentiale for eTabelring af nye okkerfældningsanlæg er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (Figur 2.14, data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 2.14. Placering af foreslåede okkerfældningsanlæg i vandområdeplanerne for tredje planperiode (markeret med fede lysere blå linjer).



2.7.6 Genslyngning af vandløb

Introduktion

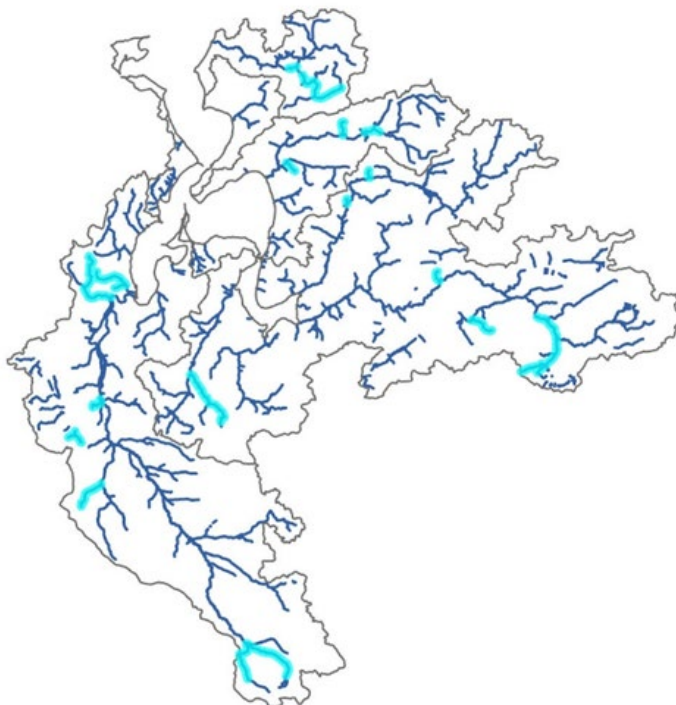
Genslyngning af vandløb med naturligt forløb kan foretages med det formål, at vandløbets naturlige morfologiske processer kan udfoldes (Miljøministeriet, 2021). Genslyngning medfører et længere vandløb, hvorved et større brinkareal kan udsættes for erosion. Ydermere er brinkererosionsraten (antal mm eroderet brink per år) for vandløb på hedeslette markant større for slyngede vandløb end for udrettede vandløb (Kronvang & Larsen, 2023). Genslyngning af vandløb kan derfor suppleres med hævnning af vandløbsbunden, ændret brinkhældning eller plantning af træer på brinken for at reducere brinkerrosion.

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en genslyngning af vandløbet beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter genslyngning. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, der genslynges. I nærværende projekt er der beregnet effekt af genslyngning af vandløb for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0 – 2 m), mellemstore vandløb (2 – 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at slyngningsgraden er 1,4, at brinkernes anlæg (hældning) før genslyngning er 1:1, mens det efter genslyngning er 1:1,25 og med anlæg i indersiden af meanderbuer på 1:3, samt at vandløbsbunden hæves 40 cm.

Anvendte data

Genslyngning kan principielt foretages på alle udrettede vandløb. Som potentiale for genslyngning er anvendt de foreslåede indsætser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (Figur 2.15, data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 2.15. Placering af foreslåede genslyngninger af vandløb i vandområdeplanerne for tredje planperiode.



2.7.7 Sandfang i vandløb

Introduktion

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

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

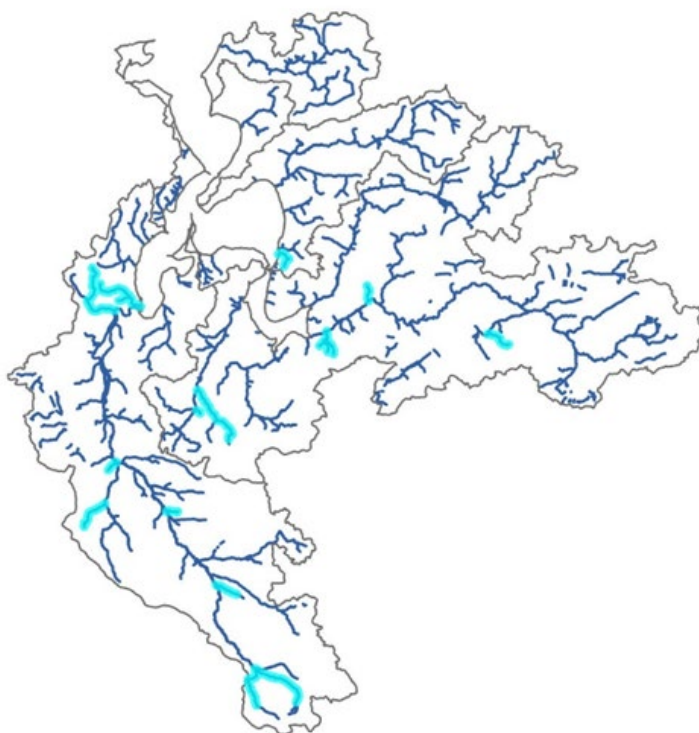
Fosforeffekten af et sandfang findes ved først at gange arealet af sandfanget på sedimentfjernelsesraten. Det beregnede sedimentvolumen omsættes til en vægt ved at gange volumenvægten på (gennemsnit 1,41 t m⁻³). Den mængde

fosfor, der fjernes med sedimentet, findes ved at gange sedimentets fosforkoncentration (gennemsnit $221 \text{ mg P kg}^{-1} = 0,221 \text{ kg P t}^{-1}$) på vægten af sedimentet. Et sandfang med en størrelse på 75 m^2 beliggende i Nordjylland vil således kunne fjerne ca. 26 kg P år^{-1} fra vandløbet, mens de tilsvarende tal for sandfang af samme størrelse i hhv. Vestjylland og i de øvrige georegioner er ca. 12 kg P år^{-1} og ca. 7 kg P år^{-1} .

Anvendte data

Sandfang kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Der er således ikke nogen teoretisk øvre grænse for mængden af sandfang. Der findes allerede mere end 1000 sandfang i danske vandløb (Andersen & Nilsson, 2023). Som potentiale for eTabelring af nye sandfang er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (Figur 2.16, data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Figur 2.16. Placering af foreslåede sandfang i vandområdeplanerne for tredje planperiode (lyseblå streger).



2.7.8 Randzoner

Introduktion

Målrettede, brede og tørre randzoner bredde designes, så de matcher den overfladiske afstrømning, der strømmer gennem randzonen fra den ovenliggende mark ned mod vandløbet eller søen. Det betyder, at randzonens bredde fra kronekanten af vandløbet kan varieres fra de f.eks. pligtige 2 meter bræmmer til en bredde bestemt af de lokale topografiske og jordbundsmæssige forhold. De brede randzoner vil typisk kunne udlægges langs mindre og mellemstore vandløb, hvor ådalen er smal. Bredden vil typisk variere mellem 10 og 30 m. Den væsentlige effekt af en udlagt, udyrket bred og tør randzone vil være en forventet større infiltrationskapacitet i en randzone end i et areal i omdrift. Den større infiltration i randzonen opstår i kraft af den permanente

vegetation, der med rødderne øger infiltrationskapaciteten i jorden. Når overfladisk afstrømning med dens indhold af jordpartikler og hertil bundet fosfor møder randzonen, vil der både ske en opbremsning af vandet (pga. vegetations ruhed) samt en infiltration af vand i randzonen. Begge mekanismer medfører en sedimentation og tilbageholdelse af jord og fosfor. Desuden vil opløst uorganisk fosfor kunne blive sorberet til jordens frie bindingsflader, når vandet infiltrerer randzonen. Tilbageholdelsen af fosfor i randzonen sker altså ved tre processer: 1) sedimentation i randzonen af jord og dertil bundet fosfor; 2) sorption of opløst fosfat i randzonen i jordmatricen; 3) infiltration og optag af opløste fosforforbindelser i vegetationen i randzonen. Kronvang et al. (2020) beskriver randzonens effekt på fosfortransporten ind i randzonen som en funktion af randzonens bredde. En 20 m bred randzone kan således tilbageholde 60% af den tilførte totalfosfor.

Anvendte data

Risikoarealer for fosfortab via erosion er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Kortet viser rumligt, hvor sedimenttransporten med associeret fosfor til vandløb foregår. På grundlag af kortlægningen er alle 50 m vandløbsstrækninger, hvor sedimenttransporten overstiger 1 ton sediment pr. år, identificeret. Med et antaget fosforindhold på 600 mg fosfor pr. kg sediment svarer en sedimenttransport på 1 ton til 0,6 kg fosfor. I beregningerne i nærværende projekt er det antaget, at der udlægges 20 m brede randzoner langs alle de identificerede 50 m vandløbsstrækninger.

3 Referencer

Adhikari K., Kheir R.B., Greve M.B., Bøcher P.K., Malone B.P., et al. (2013) High-resolution 3-D mapping of soil texture in Denmark. *Soil Science Society of America Journal* 77: 860–876.

Adhikari, K., Hartemink, A.E., Minasny, B., Kheir, R.B., Greve, M., Greve & H.G. 2014. Digital mapping of soil organic carbon contents and stocks in Denmark. *Plos One*.

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

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

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

Askegaard, M., Thorup-Kristensen, K., Pedersen, H. L., Kristensen, I. S., Oudshoorn, F., & Tersbøl, M. 2008. Muligheder og barrierer i den økologiske planteproduktion. Alrøe, H.F. & Halberg, N. (Eds.). *Vidensyntese om muligheder og barrierer for fortsat udvikling og markedsbaseret vækst i produktion, forarbejdning og omsætning af økologiske produkter* pp. 187-222, ICROFS-rapport nr. 1/2008.

Børgesen, C.D., Greve, M.H, Bach, E.O., Sechu, G.L., Kjeldgaard, A. & Hoffmann, C.C. 2021. Nyt potentialekort til minivådområdeordningen. DCA, Aarhus Universitet.

Børgesen, C.D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, K., Pullens, J. W.M., Zhao, J. & Olesen, J.E. 2020. NLES5: an empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA -rapport Nr. 163.

CHR Det Centrale Husdyrregister <https://chr.fvst.dk/chri/faces/frontpage>.

GLR Det Generelle LandbrugsRegister.

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

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. 78s. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 525. <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>.

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>

Greve, M.H., Greve, M.B., Bøcher, P.B., Balstrøm, T., Breuning-Madsen, H. & Krogh, L., 2007. Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. *Geografisk Tidsskrift* 107: 1-12.

Greve, M.H. & Sechu, G.L. 2021. Kortdata over ådale. 3 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 30.09.2021. 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. 78s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525. <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>

Greve, M.H., Greve, M.B., Bøcher, P.B., Balstrøm, T., Breuning-Madsen, H. & Krogh, L. 2007. Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. *Dan. J. Geogr.* 107.

Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E. S., Jørgensen, F.V. & Vinther, F.P. 1998. Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælgplanter. J.E. Olesen, E.S. Kristensen (Eds.) In: *Kvælstofudvaskning og-balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer*, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, Tjele, Denmark (1998) pp. 69-87.

Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F. V., Vinther, F. P., & Jensen, E. S. (2004). An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82(2): 181-194. doi:10.1016/j.agsy.2003.12.003

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. GEUS Specialrapport.

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernstsen V. 2015. National kvælstofmodel Oplandsmodel til belastning og virkemidler Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS-rapport. Revideret udgave september 2015.

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

Kronvang, B., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L. & Hasler, B. 2020. Målerettede, brede og tørre randzoner. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

Kronvang, B., Tornbjerg, H., Larsen, S.E. &og 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. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 68 s.

Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2023. Virkemiddel for brinkerrosion og fosfortab ved restaurering af vådområder og vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 34s. - Teknisk rapport nr. 263 <http://dce2.au.dk/pub/TR263.pdf>

Landbrugsstyrelsen. 2021. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2021 til 31. juli 2022. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Landbrugstyrelsen, ISBN 978-87-7120-655-5

Levin, G. 2022. BASEMAP04. Documentation of the data and method for the elaboration of a land use and land cover map for Denmark. Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, no 252. Aarhus University, Department of Environmental Science.

Levin, G. 2023. Personlig kommunikation af projekt resultater. Aarhus University, Department of Environmental Science.

Madsen, H.B. 2010. Drænrørets indførelse og betydning i et landbrugs- og miljømæssigt perspektiv, I: Nielsen, M.A. (Ed.) Det fremmede som historisk drivkraft. Danmark efter 1742. Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, 158-165.

Møller A.B, Børgesen C.D., Bach E., Iversen B.V. & Moeslund B. 2018. Kortlægning af drænedede arealer i Danmark. DCA- rapport nr. 135. Aarhus Universitet.

Miljøministeriet. 2021. Udkast til vejledning til bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter, Miljøministeriet, Departementet, december 2021.

Nordic Feed Evaluation System. 2023. Norfor Feed Tabel. Agro Food Park 15m Skejby, Aarhus N. <https://www.norfor.info/feed-Tabel/>

Skriver, K. og Hedegård, J. 1973. Oversigt over danske jorders dræningstilstand. Side 2055-59 I: Olesen, J (eds.) Oversigt over forsøg og undersøgelser i Landbo- og Husmandsforeningerne. Landsudvalget for Planteavl. Andelsbogtrykkeriet i Odense, 1974.

Taghizadeh-Toosi, A. 2015. C-TOOL A simple tool for simulation of soil carbon turnover Technical report. https://agro.au.dk/fileadmin/DJF/Agro/Medarbejderportal_AGRO/Sektioner/KLIMA/C-TOOL_Documentation.pdf Tilgået 23-08-2023.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Kjær, C., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Blicher-Mathiesen, G. 2023. Vandløb 2021. -Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 527.

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