

Virkemidler til kystvandrådets scenarier for den centrale Limfjord

Hjarbæk Fjord, Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt

Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug



Foto: Nele Lohrum, Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi. Majs og græs ved Hjarbæk Fjord, forår 2023.

Forfattere: Tommy Dalgaard¹, Mette Vestergaard Odgaard¹, Asbjørn Mølmer Sahlholdt¹, Hans Estrup Andersen², Ane Kjeldgaard² og Brian Kronvang²

¹Institut for Agroøkologi og ²Institut for Ecoscience

Datablad

Titel:	Virkemidler til kystvandrådets scenarier for den centrale Limfjord. Hjarbæk Fjord, Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt
Forfatter(e):	Professor Tommy Dalgaard, akademisk medarbejder Mette Vestergaard Odgaard og videnskabelig Assistent Asbjørn Mølmer Sahlholdt, Institut for Agroøkologi, AU. Seniorforsker Hans Estrup Andersen, IT medarbejder Ane Kjeldgaard og professor Brian Kronvang fra Institut for Ecoscience, AU.
Fagfællebedømmelse:	Professor Peter Sørensen, Institut for Agroøkologi, AU. Emeritus Jørgen Windolf, Institut for Ecoscience, AU.
Kvalitetssikring, DCA:	Chefkonsulent Lene Hegelund og Akademisk medarbejder Leslie Freya Höft, DCA Centerenheden, AU
Rekvirent:	Viborg Kommune
Dato for bestilling/levering:	29.06.2023 / 20.12.2023
Journalnummer:	2023-0510127
Finansiering:	Kystvandråd, Limfjorden.
Ekstern kommentering:	<p>Ja, sekretariatet for Kystvandråd - Limfjorden v. Viborg Kommune har haft notatet til kommentering. Eventuelle kommentarer og AUs behandling kan findes via dette LINK.</p> <p>I forbindelse med præsentation af virkemidler for Kystvandråd og teknikergruppe er scenarierne for virkemidlernes implementering diskuteret og rammesat af Kystvandrådet, f.eks er det foreslået at der udarbejdes to beregnings-scenarier for brinkerrosion.</p>
Eksterne bidrag:	Ja, Kystvandråds sekretariat har udarbejdet en GIS-analyse over vandløbsdybde (leveret til AU Ecoscience per 13/11 2023). Denne anvendes i vurdering af potentiale for vandbundshævning vedr. brinkerrosion.
Kommentarer til besvarelse:	Projektet har foruden Kystvandrådet (Viborg Kommune, 2023) været fulgt af en teknikergruppe bestående af repræsentanter fra kystvandrådet (fra hhv. Velas, SEGES, Blueresearch og Danmarks Naturfredningsforening), Kommunernes repræsentanter (fra hhv. Mariagerfjord, Vesthimmerland og Skive); forskergruppen (fra hhv. AU Agroøkologi, DTU Aqua, DHI, AU Ecoscience) samt sekretariatet (fra Limfjordsrådet og Viborg Kommune).
Citeres som:	Dalgaard T, Odgaard MV, Sahlholdt AM, Andersen HE, Kjeldgaard A og Kronvang B. 2023. Virkemidler til kystvandrådets scenarier for den centrale Limfjord. Hjarbæk Fjord, Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 30 sider. Leveret 20.12.2023.
Rådgivning fra DCA:	Læs mere på https://dca.au.dk/raadgivning/

Indholdsfortegnelse

1. Baggrund.....	4
2. Virkemidler til Kystvandrådets scenarier for den centrale Limfjord.....	5
3. Vurderede virkemidler	6
3.1 Virkemidler målrettet kvælstof på landbrugsfladen	7
3.1.1 Omlægning af dyrkningen	7
3.1.2 Reduceret eller ændret brug af husdyrgødning og N-normer	10
3.1.3 Udtagning af landbrugsjord	12
3.1.4 Nye dyrkningstiltag	13
3.1.5 Målretning af virkemidler efter kvælstof-retention.....	14
3.2 Oplandsvirkemidler målrettet fosfor	17
3.2.1 Placering af træer langs vandløb	17
3.2.2 Mini-vådområder	20
3.2.3 Sandfang	22
3.2.4 Okkeranlæg.....	23
3.2.5 Randzoner.....	23
3.2.6 Skovrejsning	24
3.2.7 Hævning af vandløbsbunden	24
Referencer.....	27

1. Baggrund

Nærværende notat er affødt af et kystvandrådsprojekt under ledelse af Viborg Kommune (2023). Projektet fokuserer på den centrale del af Limfjorden, givet ved vandoplandene omkring Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt (delvandopland 157) samt Hjarbæk Fjord (delvandopland 158). Arbejdet bidrager derigennem til Miljøstyrelsens arbejde med de lokalt funderede analyser i udvalgte kystvande, hvor analyserne, som en del af Folketingets "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" af 4. oktober 2021, skal afdække alternative veje til at opnå den målopfyldelse, som er defineret i EU's Vandrammedirektiv.

Projektarbejdet er tilrettelagt og gennemført i syv arbejdsplaner med Viborg Kommune og Limfjordsrådet som sekretariat for det nedsatte Kystvandråd. I projektet bidrager forskere fra Aarhus Universitet ved Institut for Agroøkologi og Institut for Ecoscience som eksperter for analyser på oplandssiden. I projektbeskrivelsen er aftalt en række leverancer og nærværende notat supplerer tidligere publicerede analyser fra arbejdsplan 1 (Kronvang et al., 2023) og arbejdsplan 2 (Andersen et al., 2023), og er den aftalte leverance fra arbejdsplan 3.

I arbejdsplan 3 fastlægges indsatsmuligheder i de samlede opland og i hvert af de to delvandoplande 157 og 158. Nærværende notatet fra Aarhus Universitet er således en oversigt over udvalgte virkemidler og deres potentielle udbredelse i delvandopland 157 og 158. Notatet vil indgå i den endelige rapportering fra Kystvandrådet i december 2023.

Virkemidlerne fra notatet har været præsenteret til enkelte af Limfjordsrådets møder samt for en teknikergruppe under Kystvandrådet, bestående af medlemmer udpeget af Kystvandrådet (repræsentanter fra hhv. Velas, SEGES, Blueresearch og Danmarks Naturfredningsforening), repræsentanter fra Mariagerfjord Kommune, Vesthimmerland kommune og Skive kommunerne, forskere fra Institut for Agroøkologi og Institut for Ecoscience v. Aarhus Universitet, DTU Aqua, DHI samt sekretariatet (Limfjordsrådet og Viborg Kommune). Notatets resultater er alene et udtryk for forfatterens bidrag.

2. Virkemidler til Kystvandrådets scenarier for den centrale Limfjord

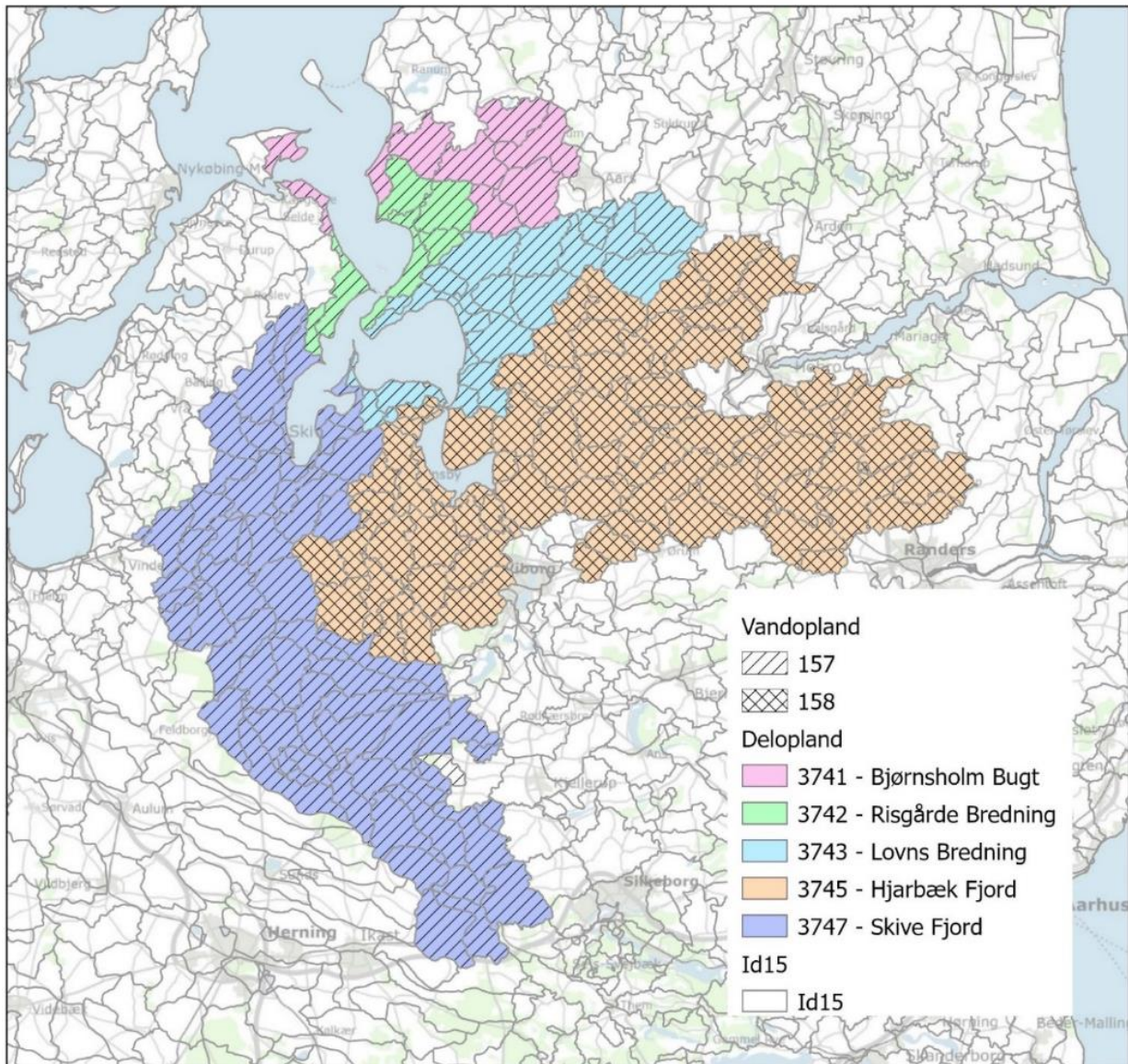
De forskellige, tænkelige virkemidler til at opnå den ønskede økologiske tilstand i Limfjorden er drøftet ved teknikergruppens og kystvandrådets møder, og kystvandrådet har udvalgt de virkemidler, der skal indgå i tilhørende scenarieberegninger. Nærværende notat er en faglig vurdering af de landbrugsflade-relaterede kvælstofvirkemidler (afsnit 3.1) samt de mere oplandsorienterede fosforvirkemidler (afsnit 3.2). Disse skal indgå i en samlet opgørelse af forskellige scenarier for målopfyldelse gennem reducerede kvælstof og fosfortab, og i forlængelse af de øvrige prioriterede typer af virkemidler; hhv. marine virkemidler, punktkildevirkemidler (reduktion af tab fra renseanlæg, regnbetingede udløb, spredt bebyggelse og dambrug), samt transportvirkemidler som f.eks. større vådområder, der mindsker næringsstoftransporten ud til fjorden (Figur 2.1)



Figur 2.1. Rækkefølge for afsøgning af virkemidler, hvor nærværende notat fokuserer de to afsluttende trin til vandrammedirektivets målopfyldelse i den centrale Limfjord, gennem oplandsvirkemidler med fokus på fosfor-effekter og landbrugsfladevirkemidler med fokus på kvælstof-effekter.

Virkemidlernes effekt afhænger af det naturgrundlag og den landbrugsproduktion, der findes i de enkelte deloplande (Figur 2.2), og som er dokumenteret i notatet omkring "Data til anvendelse i scenarieberegninger i Kystvandråd centrale Limfjord" (Andersen et al., 2023).

For at vurdere det samlede virkemiddelbehov, til at nå det ansatte reduktionsmål, gælder desuden, at der er en forskellig forsinkelse på effekterne i de forskellige oplande (en såkaldt "sofaeffekt"), hvorfor den forsinkede del af effekten af de virkemidler, som tidligere er implementeret, også kan medregnes (Kronvang et al. 2023).



Figur 2.2. Vandoplandene 158 der afvander til Hjarbæk Fjord (delopland 3745), og 157 der afvander til Skive Fjord (delopland 3747), Lovns Bredning (delopland 3743), Risgårde Bredning (delopland 3742) og Bjørnsholm Bugt (3741), samt de mindre ID15 oplande indikeret med gråt omgrænsede polygoner.

2. 3. Vurderede virkemidler

Opdaterede kataloger over virkemidler til reduktion af kvælstof- (Eriksen et al. 2020) og fosforbelastningen af vandmiljøet (Andersen et al., 2020) udgives løbende som et led i Aarhus Universitets myndighedsbetjening. Disse kataloger har været en hovedkilde til listen af virkemidler, som har

været diskuteret i forbindelse med kystvandrådsarbejdets arbejde med scenarier for vandrammedirektivets målopfyldelse i den centrale Limfjord.

I virkeligheden har mange af de målrettede kvælstofvirkemidler samtidig en fosforeffekt og vice versa, ligesom virkemidler der primært implementeres af hensyn til klima (Andersen og Adamsen 2023) eller biodiversitet (Dalgaard et al. 2020) også kan have en større eller mindre miljøeffekt, som disse kataloger tilsammen giver en forskningsbaseret baggrund for at vurdere.

I de kommende afsnit gennemgås de udvalgte typer af virkemidler målrettet kvælstof (afsnit 3.1) og fosfor (Afsnit 3.2), idet baggrunden for at vurdere og dokumentere effekten af disse, efter behov er angivet med referencer også ud over ovenstående virkemiddelkataloger. For sideeffekter på andre næringsstoffer, klima, biodiversitet osv. henvises til ovenstående referencer.

For kvælstofvirkemidlernes vedkommende er udvalgt fem hoved-klasser af tiltag, nemlig omlægning af landbrugsarealernes nuværende drift (afsnit 3.1.1), reduceret eller ændret brug af gødning (afsnit 3.1.2), forskellige former for udtagning af landbrugsjord (afsnit 3.1.3), nye tiltag i dyrkningen (afsnit 3.1.4) og i mulig kombination med målretning af virkemidler mod områder med lav kvælstof-retention (afsnit 3.1.5), dvs. områder hvor en relativ større del af udvaskningen når frem til recipienten, fordi den ikke reduceres eller omsættes inden den når dertil, og hvor virkemidlerne derfor vil have en relativ større effekt ift. udledningen til fjorden.

For fosforvirkemidlernes vedkommende er udvalgt syv typer, nemlig placering af træer langs vandløb (afsnit 3.2.1), etablering af minivådninger (afsnit 3.2.2), sandfang (afsnit 3.2.3), okkeranlæg (afsnit 3.2.4) eller randzoner (afsnit 3.2.5), skovrejsning (afsnit 3.2.6) eller slutteligt hævnninger af vandløbsbunde (afsnit 3.2.7).

3.1 Virkemidler målrettet kvælstof på landbrugsfladen

3.1.1 Omlægning af dyrkningen

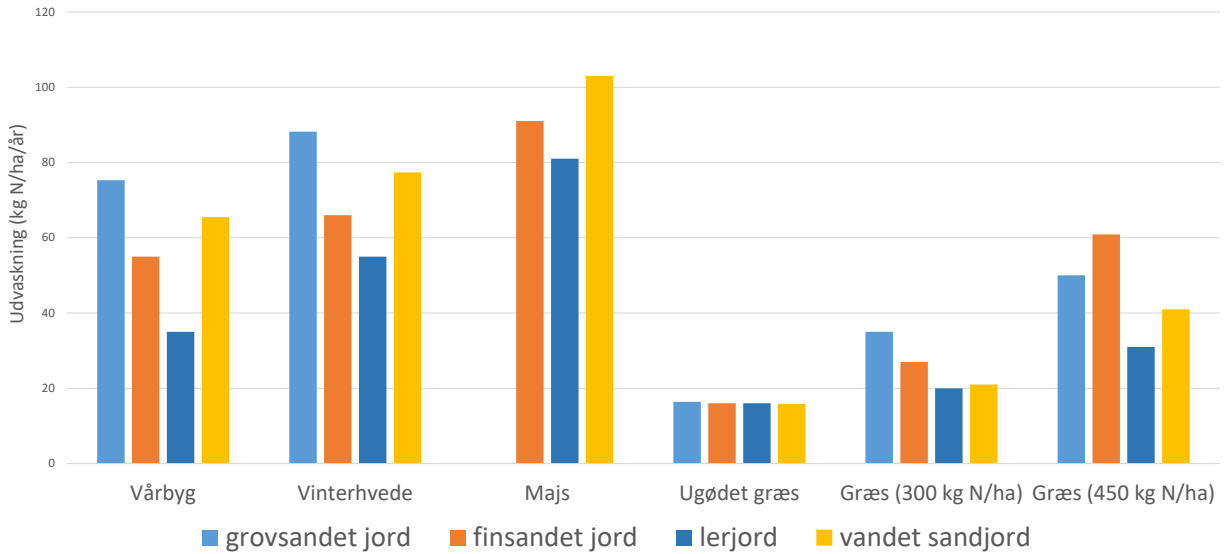
Omlægning til afgrøder og sædskifter med en lavere N-udvaskning kan være et effektivt virkemiddel, som samtidig giver mulighed for at opretholde produktionen, eller endog øge biomasseudbyttet, sådan som det kan være tilfældet fx ved dyrkning af græs eller kløvergræs (Børgesen et al. 2018). Ifølge Gylling et al. (2023) vil den typiske effekt ved substituering af enårig afgrøde med dyrkning af græsmarksafgrøder være mellem 34-71 kg/ha/år, alt efter hvilken type græsdyrkning der er tale om (Tabel 3.1.1). Der angives således en middel reduktion i nitratudvaskningen ved omlægning til græs (i rotation med 4 års græs, fornyet med udlæg i en vårsædsafgrøde) på 34 kg N/ha/år i et opgjort biomasse-scenario, og 41 kg N/ha/år i et ekstensiverings-scenario beregnet med NLES5, om med reference til nøgletal fra Olesen et al. (2016, 2018) og Eriksen et al. (2020). I begge scenarier omlægges kløvergræsset hvert 5. år, hvor der er antaget vårkorn med udlæg som afgrøde, hvorefter der igen er græs i 4 år. I biomassescenariet er der regnet med gødskning op til N norm på 250 kg N/ha/år, og i ekstensiveringsscenariet regnes med 150 kg

N/ha/år, på baggrund af forudsætninger fra Børgesen (2023). I begge scenarier er det anvendt maksimalt tilladt mængde husdyrgødning, og derefter fyldt på med mineralsk gødning op til hhv. 250 kg N/ha/år og 150 kg N/ha/år i hver af de to scenarier. Se desuden forudsætninger i Mortensen og Jørgensen (2022). Grønkorn med udlæg efter ompløjning af kløvergræs vil kunne reducere udvaskningen med 130 kg N/ha i omlægningsåret (Eriksen et al., 2020). Tilsvarende angives en gennemsnitlig reduktion ved omlægning til sukkerroer på 18 kg N/ha/år.

Tabel 3.1.1. Typetal for reduktion i nitratudvaskning ved omlægning til forskellige typer af græs-sædskifter og ved dyrkning af sukkerroer ifølge Gylling et al. (2023). Bemærk at effekten baseret på værdier i Olesen et al. (2016)* afviger fra forudsætninger for permanent brak i det seneste kvælstofvirkemiddelkatalog (Eriksen et al. 2020), og her er ikke omlagt fra et gns. sædskifte, men fra majs og korn-arealer. Se desuden forudsætninger i Mortensen og Jørgensen (2022).

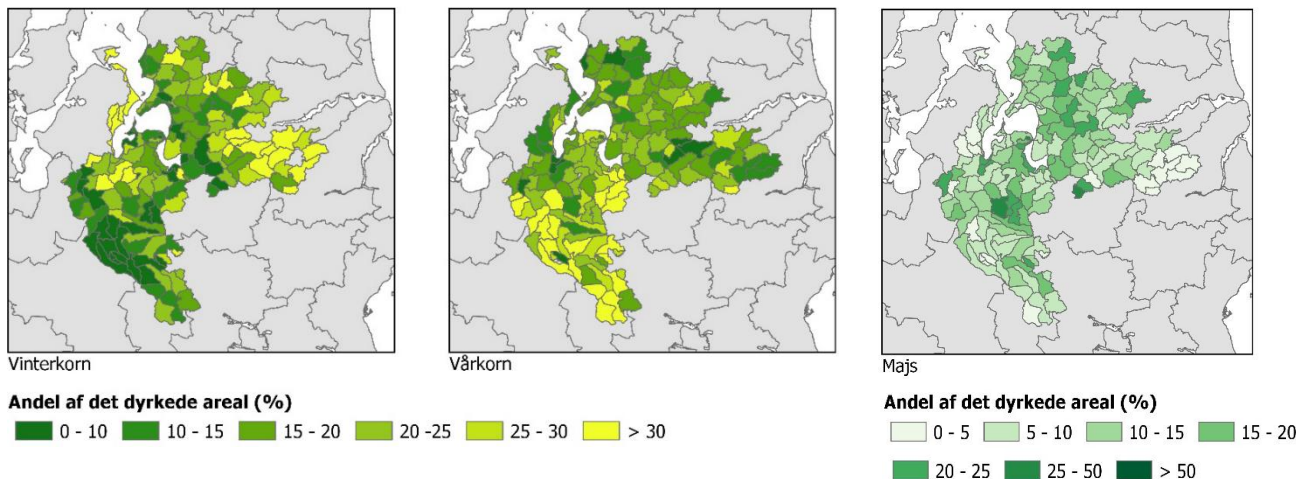
Type af omlægning	Reduktion i N-udvaskning (kg N/ha/år)	Reference
Intensive græsmarksafgrøder substituerer enårige afgrøder i kornsædskifte	34	Beregnet med NLES5 for intensiv gødskning (Børgesen et al., 2020)
Intensive græsmarksafgrøder med reduceret gødskning substituerer enårige afgrøder i kornsædskifte	41	Beregnet med NLES5 for reduceret gødskning (Børgesen et al., 2020).
Ekstensiv græsning + naturlig succession substituerer enårige afgrøder i kornsædskifte	71	Gennemsnit af omlagt majs og hvede til ugødet kløvergræs. (Olesen et al., 2016)*
Sukkerroer substituerer enårige afgrøder i kornsædskifte - toppen høstes ligeledes	18	Eriksen et al., (2020)

Forskelle mellem udvaskningen fra forskellige afgrøder på forskellige jordtyper samt med og uden vanding er illustreret i figur 3.1.1, baseret på Hermansen et al. (2017) og Olesen et al. (2016). Således ses her en forskel på ca. 80 kg N og 50 kg N udvasket på hhv. sand og lerjord mellem dyrkning af majs og dyrkning af græs gødsket med 300 kg N/ha/år, men mere detaljerede undersøgelser er nødvendige for at opgøre effekten på sædskifteniveau, og for konkrete områder såsom ved Limfjorden. Således har Børgesen et al. (2017) netop for oplandet til den centrale Limfjord simuleret en gennemsnitlig reduktionseffekt ift. udvaskning fra rodzonen på 69 kg N/ha/år, som gennemsnit for de arealer, som i et biomasseoptimeret scenario blev omlagt fra nuværende sædskifteafgrøder til intensivt slætgræs (rent græs) gødet til N-normen for græs til fabrik (344-450 kg N/ha afhængigt af jordtype og vanding ifølge Landbrugsstyrelsen 2017), og hvor arealer med største effekt blev omlagt først, indtil reduktionsmålet for fjorden var opnået. Dvs. denne værdi kan betragtes som en mulig maksimal effekt ved omlægning til sådanne græssædskifter i området. Tilsvarende vil der være forskelle mellem udvaskningen fra forskellige typer af majsdyrkning, men med væsentlig mindre forskelle end mellem majs og græs.



Figur 3.1.1. Typiske værdier for udvaskning fra forskellige afgrøder og jordtyper samt vanding (baseret på Hermansen et al. 2017).

Scenarier for effekter ved omlægning af afgrødedyrkningen i området kan opstilles ud fra registeroplysninger omkring jordbrug, gødningsregnskaber, jordtyper osv., der til brug i dette projekt er dokumenteret i Andersen et al. (2023). Figur 3.1.2 illustrerer til eksempel afgrødefordelingen i området, og mønstre med relativt mest vinterkorn på lerjordene i sydøst, mest vårkorn i kartoffelsædskifterne på hede-sletten omkring Karup Å mod syd, og relativt mere majs på kvægejeendommene i Himmerland mod nord og Fjends-egnen centralt mellem Skive- og Hjarbæk Fjorde. Alt dette påvirker selvfølgelig potentialet for reduceret kvælstofudvaskning ved ændrede afgrøder og afgrødefølger (Dalgaard et al., 2021).



Figur 3.1.2. Eksempel på afgrødedyrkningen i oplandet til Limfjorden, fordelt på de tilhørende ID15 oplande jf. figur 2.2 (efter Børgesen et al. 2018).

Tilsvarende kan omlægning til økologisk jordbrug være et virkemiddel til reduceret udvaskning, men med betydelige forskelle mellem bedriftstyper og tilhørende driftspraksis. Således har Olesen

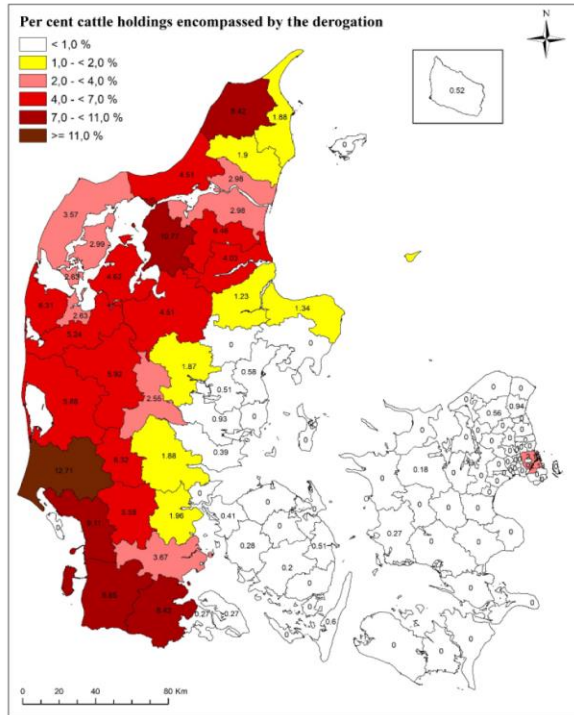
et al. (2020) beregnet den typiske reduktion i N udvaskning ved omlægning til økologi på 6-9 kg N/ha/år, hvor der uden medregning af flere efterafgrøder jf. tabel 9 i Olesen et al. (2020) i runde tal gives en fordeling for økologisk malkekvægbrug, svinebrug og planteavl på hhv. 15 kg N/ha/år, -6 kg N/ha/år og 15 kg N/ha/år (i form af efterfølgende korrektioner til værdierne i Tabel 8 på 22 kg N/ha/år, -3 kg N/ha/år, 18 kg N/ha/ha, med en effekt af afgræsning (gælder kvægbrug) på -3 til -4 kg N/ha/år, effekt af målrettede efterafgrøder (gælder alle): -2,3 kg N/ha/år, og husdyrefterafgrøder (gælder nogle): -0,3 N/ha/år. Dermed endes i rundetal på: 15, -6, 15 kg N/ha/år). Børgesen et al. (2017) har til sammenligning, netop for området ved den centrale Limfjord i scenarier for målrettet omlægning af et areal svarende til at vandrammedirektivets reduktionsmål for området indfris, beregnet en samlet reduceret N-udvaskning fra rodzonen på 24 kg N/ha/år ved omlægning til konventionel græspeproduktion, og en effekt på 25 kg N/ha/år ved omlægning til økologisk kløvergræs, idet 28% af arealet må omlægges i det konventionelle scenario mod 24% i det økologiske scenario for at opnå reduktionsmålet (se også afsnit 3.1.5). I begge tilfælde antages husdyrgødningsmængden i hele oplandet er uændret, mens handelsgødningsforbruget øges med 57 kg N/ha/år i det konventionelle scenario og reduceres med 16 kg N/ha/år i det økologiske scenario, mens N-fikseringen hhv. reduceres med 1 kg N/ha/år og øges med 35 kg N/ha/år (Børgesen et al., 2017, Tabel 6.1).

3.1.2 Reduceret eller ændret brug af husdyrgødning og N-normer

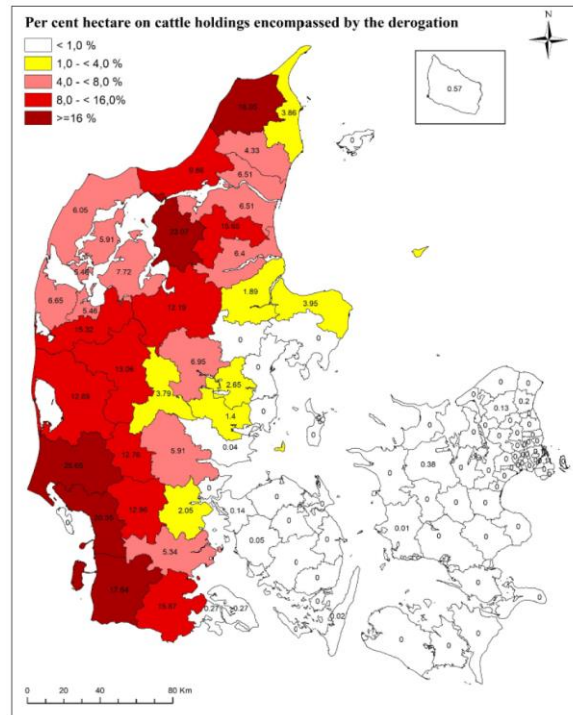
Oplandet til omkring den centrale Limfjord præges af et omfattende husdyrhold, og dermed en betydelig anvendelse af husdyrgødning. Planternes udnyttelse af husdyrgødningen har derfor stor betydning for et reduceret tab til miljøet, og herunder den udvaskning, som husdyrgødningen ellers giver anledning til, og som målt per kg N typisk er højere end for handelsgødning. Under en række antagelser kan det således antages, at 100 kg total N i gylle erstattet med handelsgødning giver en reduceret udvaskning på 4-5 kg N over 10 år, idet der antages en ekstra udvaskning fra total N i svinegylle på $0,2 \cdot 0,75 \cdot 0,33 = 5,0\%$ og i kvæggylle på $0,25 \cdot 0,56 \cdot 0,33 = 4,6\%$ ¹.

Både målt på antal bedrifter, antal hektar og andel er kvælstof tildelt er oplandet til Limfjorden blandt de områder i Danmark med den højeste andel af bedrifter, som er omfattet af den såkaldte kvægundtagelse (Figur 3.1.3) og som derfor mod visse krav må udbringe mere end nitratdirektivets grænse på 1,7 dyreenheder husdyrgødning per hektar.

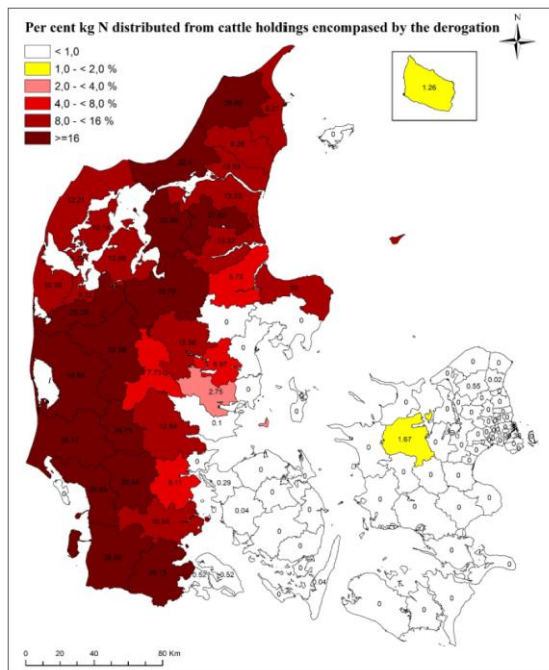
¹ Hvis der tages udgangspunkt i udnyttelseskrav på 75% for kvæggylle og 80% for svinegylle, og det antages at udvaskningen fra den udnyttede del af gyllen er den samme som fra den handelsgødning den erstatter. Derudover er der en ekstra udvaskning fra det organiske N i gødningen, der her sættes lig med den "udnyttede N" på 20% og 25%. Det antages desuden at udvaskningen fra mineraliseret N er 33%, og at 56% af organisk N i kvæggylle og 75% af organisk N i svinegylle mineraliseres over 10 år (Sørensen og Christensen 2020). Samtidig bemærkes det, at ammoniaktab fra husdyrgødning betyder lavere nitratudvaskning - omend en del ammoniak kommer ned i nærområdet igen – og at dette vil reducere udvaskningseffekten (de meget høje udnyttelseskrav er baseret på at ammoniaktab stort set kan undgås). Gylle indeholder typisk mere organisk N end det "udnyttede N". Dette kan omvendt øge udvaskningseffekten. En mindre andel af det mineraliserede N indgår også i det "udnyttede N" og udvaskningen fra mineraliseret N afhænger meget af vegetation om efteråret, hvorfor ovenstående estimater måske kan være lidt i den høje ende (Sørensen 2023, pers. komm.)



Andel af bedrifter



Andel af hektar



Andel af kvælstof tildelt

Figur 3.1.3. Kort over antal bedrifter, antal hektar og andel af kvælstof tildelt som stammer fra kvægbedrifter som er omfattet af kvægundtagelsen i hver af de danske kommuner (efter Odgaard, 2023). Signaturen er givet på engelsk og med små typer, men hvor de mørkerøde kommuner er de med flest undtagelses-kvægbrug.

Under de forudsætninger, der er givet ved kvægundtagelsen, har Miljøministeriet (2023) på baggrund af beregninger fra Rolighed (2023, pers. komm.) således fundet en forskel i N-udvaskningen i størrelsesordenen 0-7 kg N/ha i nitrat-udvaskning, når der sammenlignes mellem kvægbrug med et forbrug på 140-170 kg N/ha og 170-230 kg N/ha i tre jyske regioner, og tilsvarende må antages at gælde for området omkring Limfjorden. Det må bemærkes, at den marginale effekt ved mindre brug af husdyrgødning typisk vil være større på bedrifter, som ikke er omfattet af afbødningstiltag såsom større andele med græs, givet med kvægundtagelsen, og effekten på den marginale udvaskning ved en reduceret N-norm vil afhænge af husdyrgødningens andel af den marginale gødningstildeling. Desuden kan det nævnes, at der for fosfors vedkommende tilsvarende findes scenarieberegninger for forskellige brugstyper ved indførsel af fosforlofter for undtagelsesbrugene. På det tidspunkt var fosforlofter for undtagelsesbrugene 35 kg P/ha/år, og konklusionen var, at det generelt ikke ville reducere mulighederne for udbringning af egenproduceret gødning. De fleste brugstyper vil stadig have positiv markbalance for P og der vil ikke være en effekt på P udvaskning som konsekvens heraf. Tilsvarende nævner Sørensen (2019), at indførslen af fosforlofter ikke forventes at have direkte betydning for tab af fosfor til vandmiljøet ved loft på 35 kg P/ha/år.

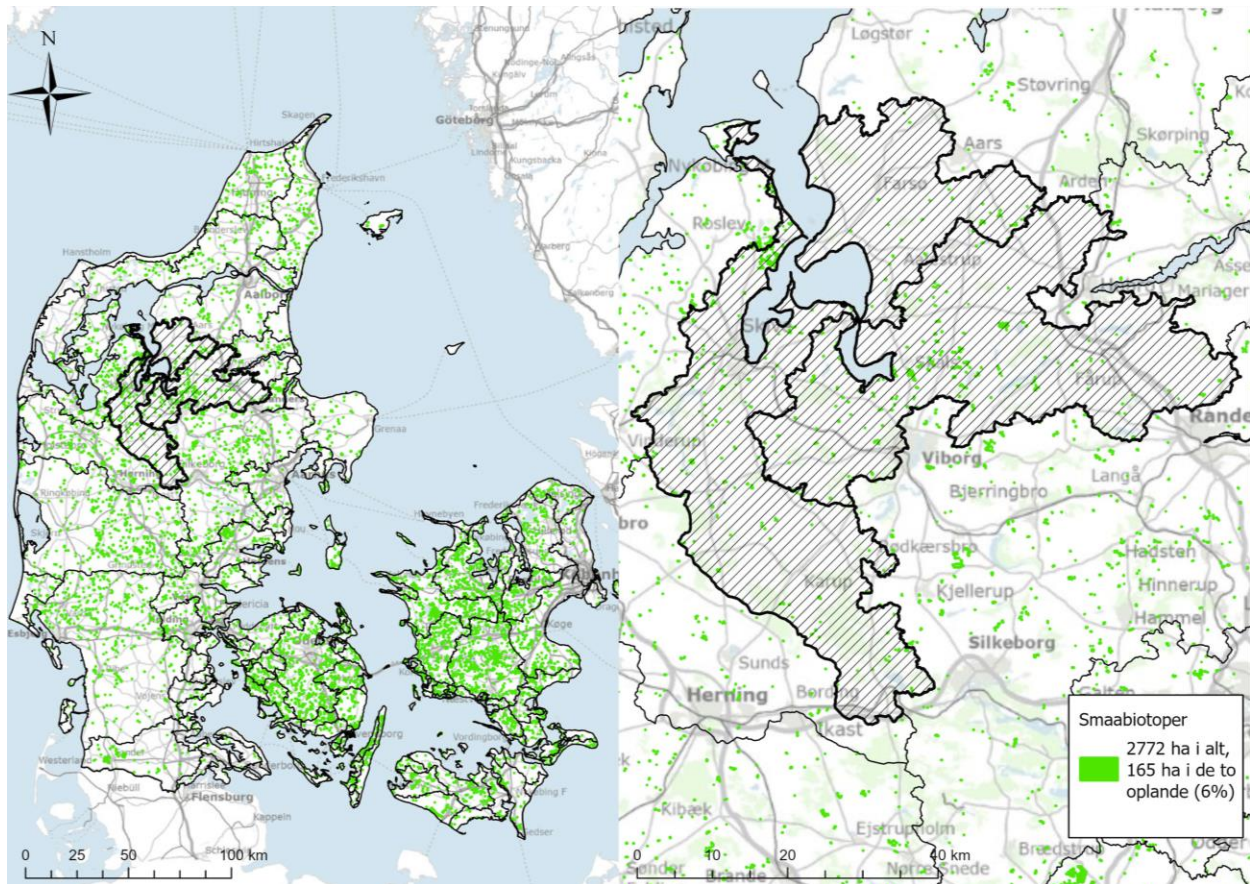
3.1.3 Udtagning af landbrugsjord

Effekten ved udtagning af landbrugsjord afhænger af hvilken alternativ arealanvendelse, der konverteres til, samt den tidshorizont udtagningen planlægges at vare, men som hovedregel kan der anvendes gennemsnitlige nøgletal fra kvælstof-virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2020). I dette notat angives således effekter for skovrejsning, permanent braklægning af omdriftsjord (herunder udtagning til småbiotoper, bræmmer osv.) og for flerårige energiafgrøder på omdriftsjord.

For permanent udtagning til skovrejsning angiver Gundersen et al. (2020) en typetalseffekt for reduceret N-udvaskning på 53 kg N/ha/år, angivet som differencen mellem en gennemsnitlig baggrundsudvaskning fra landbrug på 61 kg N/ha/år og en gennemsnitlig udvaskning fra skov rejst på landbrugsjord på 8 kg N/ha/år. Dvs. for marker, hvor den nuværende udvaskning er højere end den gennemsnitlige udvaskning (hvilket gælder for området omkring Limfjorden, se Figur 3.1.5 (til højre) samt Andersen et al. (2023), hvor udvaskningstallene for området er dokumenteret) kan effekten være højere og vice versa, og dette gælder både for skovrejsning og braklægning. Desuden må det bemærkes, at disse nøgletal gælder på det areal hvor skovrejsningen finder sted (den lokale effekt), og der kan være en regional effekt, hvis den husdyrgødning der måtte være tildelt det arealet før skovrejsning i stedet fordeles på andre arealer, hvor den marginale udvaskning således bliver højere (jf. afsnit 3.1.2).

For braklægning skelnes der mellem udtagning af landbrugsjord til permanent og kortvarig brak, med en effekt på hhv. 49 kg N/ha/år og 34 kg N/ha/år i reduceret udvaskning (Blicher-Mathiesen et al. 2020). Dvs. den største effekt fås ved permanent udtagning, og i forhold til regionale effekter med hensyn til øget husdyrgødningsudbringning på det resterende landbrugsareal gælder de

samme betragtninger som for skovrejsning. Udtagning kan også være til småbiotyper, som illustreret i Figur 3.1.4, eller fx til vedvarende energi (VE) anlæg med solceller, hvor man ikke gøder jorden, og disse arealer kan indgå i scenarier for effekter ved udtagning.



Figur 3.1.4. Kort over de arealer, som danske landmænd i 2023 har udtaget som småbiotoper under den nye EU-ordning. Over de kommende år forventes flere sådanne arealer udtaget og vil bidrage til effekter på reduceret N-udvaskning. Det bemærkes at denne udtagning indtil videre er ret begrænset i området omkring den centrale Limfjord (zoomet kort til højre på figuren), og at udtagningen ikke er jævnt fordelt i oplandet.

Ved udtagning til flerårige energijafrøder på omdriftsjord skelner Jørgensen et al. (2020) mellem N-udvaskningseffekter på hhv. sandjord (51 kg N/ha/år) og lerjord (34 kg N/ha/år), og angiver desuden en effekt på lavbundslande på mellem 0-100 kg N/ha/år.

3.1.4 Nye dyrkningstiltag

Præcisionsgødskning, tidlig såning af vintersæd eller nye efter- og mellemafgrøder er udvalgt som eksempler på dyrkningstiltag som kan benyttes i scenarierne for N-reduktioner, hvor den

samlede effekt vil afhænge af det realistiske potentiale for en øget anvendelse i områdets landbrug.

Den årlige kvælstofeffekt ved implementering af præcisionsgødskning er sat til 1 kg N/ha (Nørremark et al., 2020), hvilket giver et forholdsvis begrænset potentiale ifht. det total reduktionsbehov i området.

Effekten ved tidlig såning af vintersæd sættes til 17 kg N/ha/år i reduceret kvælstoftab (Thomsen et al. 2020a) idet effekten kan være relativt højere på sandjorde og i sædskifter med stor tilførsel af organisk N gødning, og mindre på lerjorde og i sædskifter med større andel mineralisk gødskning. Her gælder i øvrigt samme betragtninger omkring mulige større eller mindre lokale effekter, som nævnt ovenfor omkring braklægning og skovrejsning.

Kvælstofeffekten af efterafgrøder afhænger af en lang række faktorer, herunder jordtypen og den aktuelle eftereffekt fra husdyrgødning. Således angiver Hansen et al. (2020) en gennemsnitlig udvaskningsreducerende effekt for sædskifter med under 80 kg N/ha/år i organisk gødning på hhv. 12 kg N/ha/år på lerjord og 32 kg N/ha/år på sandjord, mens effekten i sædskifter med over 80 kg N/ha/år i organisk gødning sættes til 24 kg N/ha/år på lerjord og 45 kg N/ha/år på sandjord. Ved opstilling af scenarier for potentialer for flere efterafgrøder må der foruden de eksisterende typer efterafgrøder tages hensyn til om implementeringen af flere efterafgrøder kobles med sædskifteændringer, og effekten herved, og herunder hvilke typer af bedrifter potentialet her for er koblet.

Effekten af mellemafgrøder baserer sig på optagelse og tilbageholdelse af kvælstof i afgrøder der vokser mellem høst af forudgående hovedafgrøde indtil såning af efterfølgende vintersædafgrøde og kan ud over korsblomstrede arter (fx olieræddike) fx også udgøres af en frøgræsmark som bliver liggende efter høst af frø. Ifølge Thomsen et al. (2020b) kan den typiske kvælstoftabseffekt sættes til en reduktion på 14 kg N/ha/år, idet effekten ligesom ved tidlig såning kan være relativt højere på sandjorde og i sædskifter med stor tilførsel af organisk N gødning, og mindre på lerjorde og i sædskifter med større andel mineralisk gødskning.

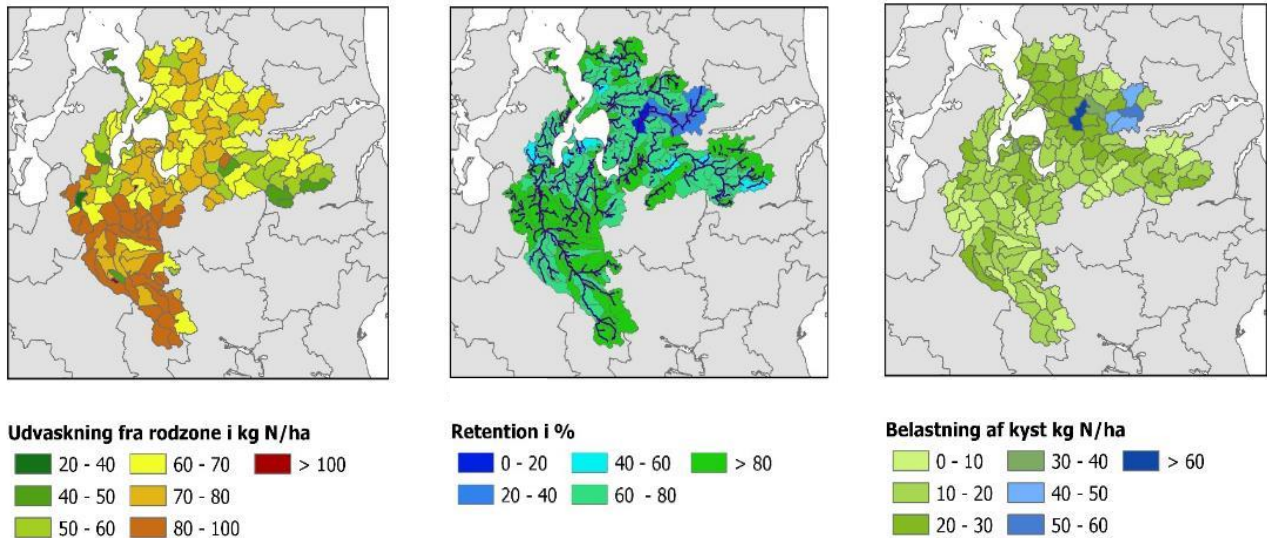
3.1.5 Målrkning af virkemidler efter kvælstof-retention

Effekterne af ovenstående virkemidler er alle angivet i forhold til kvælstoftabet fra rodzonen, men i forhold til effekten på fjordens miljøtilstand er det der tæller jo i virkeligheden, hvor meget af dette kvælstof der når kysten.

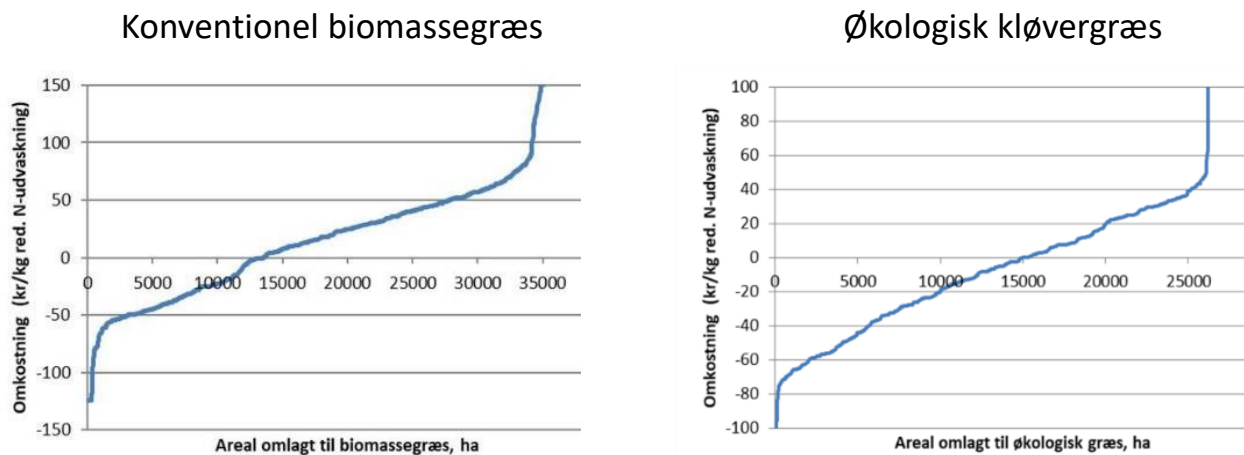
Således viser Figur 3.1.5 forskellene i N-retentionen for ID15 oplandene omkring den centrale Limfjord, dvs. forskellene i hvor stor en %-del af det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen, som ender ude ved kysten, og dermed belaster vandmiljøet i fjorden (se også databeskrivelsen i Andersen et al. 2023). Ved opstillingen af scenarier for opnåelse af EU Vandrammedirektivets reduktionsmål kan man derfor vælge at målrette virkemidlerne mod de områder, hvor retentionen er lavest, for derved at få en relativ større effekt af virkemidlerne. I Figur 3.1.6 vises et sådant eksempel fra Børgesen et al. (2018), hvor et scenario med placering af konventionelt dyrket græs er sammenlignet med et scenario med placering af økologisk dyrket kløvergræs, idet dyrkningen i begge tilfælde er prioriteret først hvor retentionen er lavest. Som det ses, er der i begge tilfælde en temmelig stor variation i den økonomiske omkostning eller gevinst, der, også givet de lokale forskelle

i retentionen, er forbundet med omlægningen, alt andet lige. Dette kan være afgørende for de beslutninger der træffes i forhold til implementeringen af de enkelte scenarier, hvilket dog ligger underfor dette notats formål at belyse.

I de kommende afsnit gennemgås tilsvarende udvalgte fosfortiltag, og mulighederne for at optimere deres effekt ved geografisk målretning på oplandsniveau, som sammen med datagrundlaget i Andersen et al. (2023) kan indgå som baggrund for Kystvandrådets scenarie-arbejde omkring Limfjorden.



Figur 3.1.5. Kort over de regionale forskelle i udvaskningen fra rodzonen og den tilsvarende % N retention i hvert ID15 opland, som afgør hvor meget af det udvaskede N, der ender som belastning af de tilhørende kystfarvande i den centrale Limfjord målt i kg N/ha per ID15 opland (efter Børgesen et al. 2018).



Figur 3.1.6. Eksempel på resultater fra to forskellige scenarier med samme N-effekt i fjorden, hvor placeringen af hhv. konventionelt dyrket biomassegræs (dvs. græs til grøn bioraffinering) eller økologisk dyrket kløvergræs er prioriteret efter hvor N-retentionen er størst. Som det ses, er der forskel på hvor stort et areal

der skal til for at opnå den ønskede N-effekt, og samtidig stor variation i den økonomiske omkostning der er forbundet med omlægningen på de forskellige arealer (efter Børgesen et al. 2018).

3.2 Oplandsvirkemidler målrettet fosfor

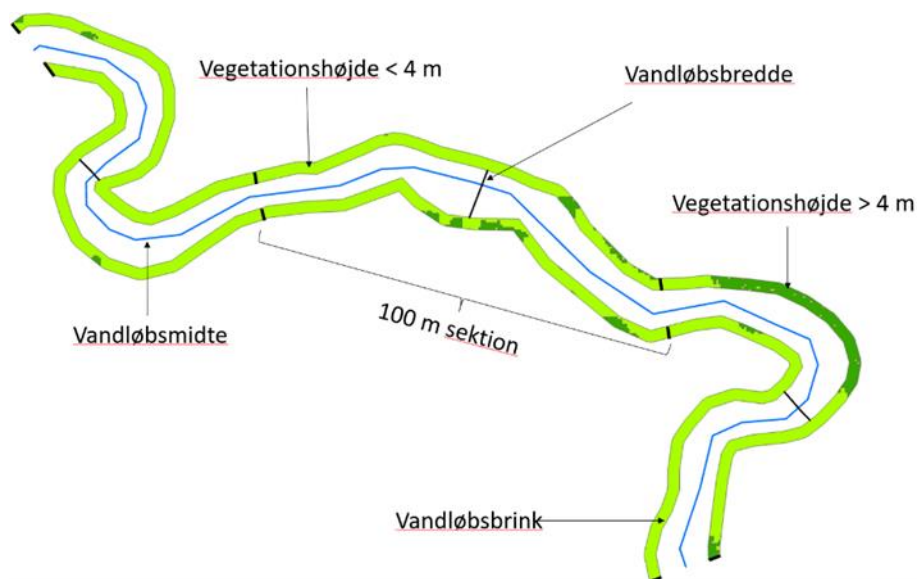
3.2.1 Placering af træer langs vandløb

Træer langs vandløbets brinker har i mange undersøgelser vist sig at medvirke til at stabilisere vandløbsbrinken og dermed reducere brinkerrosionen og tilskuddet af sediment og partikulært bundet fosfor. Træernes rodnet trænger ned i brinken og er dermed med til at holde på jorden i brinken. Derved reduceres den løbende erosion af brinkerne ved vandets kræfter, og desuden fastholdes brinken, så perioden, der går mellem store brinkkollaps, forventes at blive betydeligt forlænget.

Kronvang og Larsen (2023) har udviklet en metode til beregning af effekten af træer på vandløbsbrinken. Beregning af effekten kræver information om vandløbets beliggenhed i landskabstype (moræne- eller hedeslettelandskab) og i georegion samt information om vandløbets størrelse (bredde mindre end 2 m, 2 – 10 m eller større end 10 m). Effekten af træer langs vandløb er estimeret til at give en reduktion af brinkerrosion på 27 – 53% hvor reduktionens størrelse afhænger af landskabstype og vandløbsstørrelse (Kronvang og Larsen, 2023).

Anvendte data

Brinkerrosion i alle danske vandløb er kortlagt i Andersen og Heckrath (2020) opgjort på 100 m vandløbsstrækninger. Kortlægningen indeholder desuden information om vandløbets beliggenhed i hhv. landskabstype og georegion samt vandløbets bredde. Ydermere er vegetationen i en 2 m's zone på hver side af vandløbet kortlagt og inddelt i hhv. lav vegetation (græs, urter, mindre buske) (< 4 m's højde) og høj vegetation (træer) (> 4 m's højde) (figur 3.2.1). Potentialet for træplantning på vandløbsbrinker udgøres således af de vandløbsstrækninger, hvor der for nuværende er lav vegetation (< 4 m's højde).



Figur 3.2.1. Opdeling af vandløb i 100 m-strækninger samt klassificering af vegetationshøjder i brinkzonerne.

Resultater

Det fulde potentiale for plantning af træer langs vandløb i de fem farvand4 oplande (dvs. de firecifrede deloplande i Figur 2.2) er vist i tabel 3.2.1. Der er ikke foretaget beregninger for de helt store vandløb (bredde større end 10 m), da landskabelige og biologiske hensyn ofte umuliggør træplantning langs brinkerne af disse.

Tabel 3.2.1. Beregnet fuldt potentiale af at plante træer langs vandløb i farvand 4 oplande til de to kystvande 157 (Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt) og 158 (Hjarbæk Fjord).

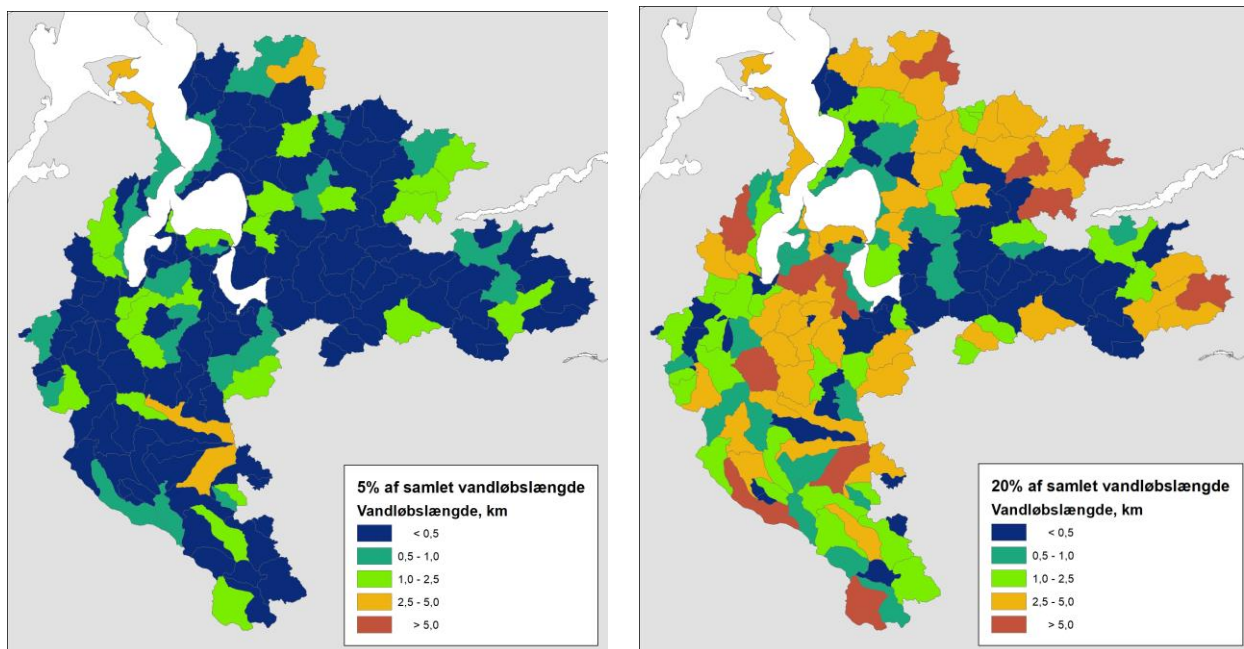
Kystafsnit (farvand 4 opland)	Små vandløb (0-2 m's bredde) (km)	Små vandløb (0-2 m's bredde) (ton P/år)	Mellemstore vandløb (2-10 m's bredde) (km)	Mellemstore vandløb (2-10 m's bredde) (ton P/år)
3341 Bjørnsholm Bugt	48	0,04	127	0,80
3342 Risgårde Bredning	11	0,02	30	0,32
3343 Lovns Bredning	50	0,07	144	1,09
3345 Hjarbæk Fjord	221	0,35	312	3,14
3347 Skive Fjord	185	0,19	409	5,43

Kystvandrådet og teknikergruppen har foreslået to beregnings scenarier foretaget med plantning af træer langs vandløb hvor minimumsscenariet indeholder plantning langs de 5 % af vandløb med højest reduktion af fosfortab fra brinkerosion i hvert farvand 4 opland og et tilsvarende maksimums scenarie med tilplantning på begge side af vandløb langs 20 % af vandløb. Der arbejdes i scenariet kun med tilplantning langs små (< 2 m bredde) og mellemstore vandløb (2-10 m bredde), og for begge typer af vandløb friholdes der for tilplantning i alle NATURA2000 områder . Resultater af de to scenarier i form af antal km vandløb som der plantes træer langs med og reduktion af fosfortab til vandløb i hver af de fem farvand 4 oplande er vist i tabel 3.2.2.

Tabel 3.2.2. Beregning af minimum og maksimum effekter af at plante træer på begge sider langs henholdsvis 5 % og 20 % af små og mellemstore vandløb inden for de fem farvand 4 oplande. I scenarierne plantes der træer hvor der kan opnås den største effekt i reduktion af fosfortab via brinkerosion.

ID Farvand 4 oplande	Antal km vandløb	Minimum scenarie Effekt af at 5 % af vandløb uden træer tilplantes (ton P/år)	Antal km vandløb	Maksimum scenarie Effekt af at 20 % af vandløb uden træer tilplantes (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	8,7	0,19	35,0	0,43
3742 Risgårde Bredning	2,1	0,06	8,2	0,17
3743 Lovns Bredning	9,7	0,25	39,0	0,59
3745 Hjarbæk Fjord	26,6	0,96	107	2,13
3747 Skive Fjord	29,7	1,44	119	3,25

I figur 3.2.2 er det for hver ID15 opland vist hvor mange km vandløb der skal plantes langs vandløb i de to scenarier med 5 % og 20 % tilplantning af vandløb.



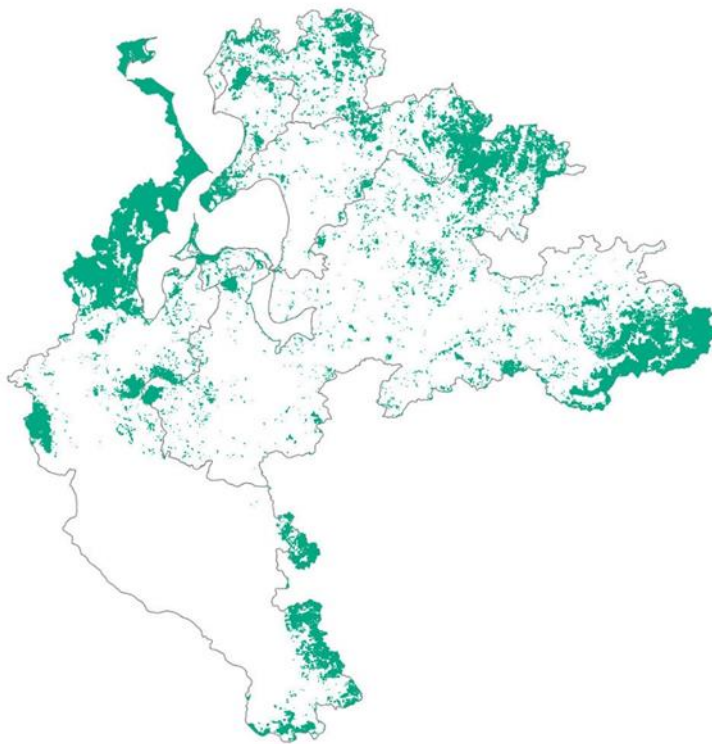
Figur 3.2.2. Antal km vandløb der skal tilplantes inden for hvert ID15 opland i oplandet til kystvand 157 og 158 ved et minimums (5 %) og et maksimums (20 %) tilplantnings-scenarior.

3.2.2 Mini-vådområder

Minivådområder med åben vandflade er et drænvirkemiddel, som anvendes som en end-of-pipe-løsning, som etableres på et areal beliggende umiddelbart før drænets udløb. Fosfor på både opløst og partikelbundet form kan tilføres drænvandet via udvaskning og transport gennem makroporer. Et åbent minivådområde består af et sedimentationsbassin efterfulgt af et bassin med skiftende dybe og lavvandede vegetationszoner. Det nuværende design viser god effekt på retention af fosfor. Hoffmann et al. (2020) angiver en tilbageholdelse af den tilførte mængde totalfosfor på 25 – 65%.

Anvendte data

Risikoarealer for fosfortab via udvaskning til dræn og via makroporer til dræn er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, har for Landbrugsstyrelsen udarbejdet et potentialekort, der viser områder, hvor minivådområder kan etableres (Børgesen et al., 2019). Potentialekortet for minivådområder er overlagt med hhv. kortet, der viser områder med fosforudvaskning til dræn og kortet, der viser områder, hvor der forekommer fosfortab via makroporer til dræn. Det er i maksimalscenariet antaget, at hele fosfortabet med udvaskning og via makroporer indenfor det potentielle minivådområdeareal kan behandles i minivådområder med ovenstående renseseffekt.



Figur 3.2.3. Potentielt egnede områder for etablering af minivådområder i oplandet til Hjarbæk Fjord og Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt.

I tabel 3.2.3 er vist henholdsvis det fulde potentiale af at etablere mini-vådområder og et minimums (10 %) og et maksimums (20 %) scenario, baseret på skønnet P tab via matrix udvaskning og makropore tab jf. beskrivelsen i afsnit ovenfor. Der er i begge tilfælde tale om meget lave effekter for fosfor.

Tabel 3.2.3. Beregnet fulde fosfor-effekt potentiale af at etablere mini-vådområder og et minimums (5 %) og et maksimums (25 %) scenarie

ID Farvand 4 oplande	Antal hektar egnet opland til minivådområder	Beregnet fosfor-effekt (ton P/år)	Minimum scenarie (5 %) (ton P/år)	Maksimum scenarie (2 %) (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	3285	0,05	0,003	0,013
3742 Risgårde Bredning	2710	0,02	0,001	0,005
3743 Lovns Bredning	2440	0,03	0,002	0,008
3745 Hjarbæk Fjord	10649	0,16	0,008	0,039
3747 Skive Fjord	11303	0,50	0,025	0,124

3.2.3 Sandfang

I Vandplan 3 indgår etablering af sandfang som tiltag til at forbedrede økologiske tilstand. Sandfang vil medvirke til at fjerne fosfor, idet en vis mængde fosfor vil være adsorberet til det sediment, der med regelmæssige mellemrum fjernes fra sandfanget (Andersen et al., 2023). I de fem farvand 4 oplande er det i Vandplan 3 planlagt at etablere i alt 23 sandfang. Fosforeffekten fremgår af Tabel 3.2.4.

Tabel 3.2.4. Sandfang planlagt iflg. Vandplan 3 med tilhørende fosforeffekt.

ID Farvand 4 oplande	Antal planlagte sandfang i Vandplan 3	Beregnet fosfor effekt (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	3	0,021
3743 Risgårde Bredning	2	0,014
3745 Hjarbæk Fjord	5	0,035
3747 Skive Fjord	13	0,091

3.2.4 Okkeranlæg

I Andersen et al. (2023) er datagrundlag og metode for etablering af okkeranlæg beskrevet. Der er kun planlagt tre okkeranlæg i forbindelse med Vandplan 3 hvoraf det ene siden er bortfaldet. Begge okkeranlæg skal etableres i oplandet til Skive fjord og det vil forventeligt udløse en effekt på 0,28 ton P/år.

3.2.5 Randzoner

I Andersen et al. (2023) er datagrundlag og metode for etablering af 20 m målrettede randzoner langs vandløb i farvand 4 oplandene til kystvandsområde 157 og 158 beskrevet. Effekten af en sådan etablering for reduktion i fosfortilførsel til vandløb er vist i tabel 3.2.5. Der er generelt en meget begrænset effekt af at etablere målrettede randzoner. I tabel 3.2.5 er der også vist effekter ved en henholdsvis 50 % og 100 % etablering af de målrettede randzoner.

Tabel 3.2.5. Effekter af at etablere 20 m målrettede randzoner langs vandløb i de fem farvand 4 oplande til kystvandsområde 157 og 158.

ID Farvand 4 oplande	Antal planlagte meter med randzoner	Beregnet fosfor effekt (ton P/år)	Minimum scenarie (50%) (ton P/år)	Maksimum scenarie (100%) (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	0	-	-	-
3742 Risgårde Bredning	831	0,011	0,006	0,011
3743 Lovns Bredning	900	0,011	0,006	0,011
3745 Hjarbæk Fjord	4357	0,057	0,029	0,057
3747 Skive Fjord	4566	0,061	0,031	0,061

3.2.6 Skovrejsning

I Andersen et al. (2023) er datagrundlag og metode for kommunal skovrejsning i farvand 4 oplandene til kystvandsområde 157 og 158 beskrevet. Effekten af en sådan etablering for reduktion i fosfortilførsel til vandløb er vist i tabel 3.2.6. I tabel 3.2.6 er der også vist effekter ved en henholdsvis 40 % og 60 % skovrejsning, som et minimums- og maksimumsscenario.

Tabel 3.2.6. Oversigt over fosfor effekter af skovrejsning for de planlagte kommunale skovrejsningsprojekter med et minimums scenarie (30 %) og et maksimums scenarie (60 %).

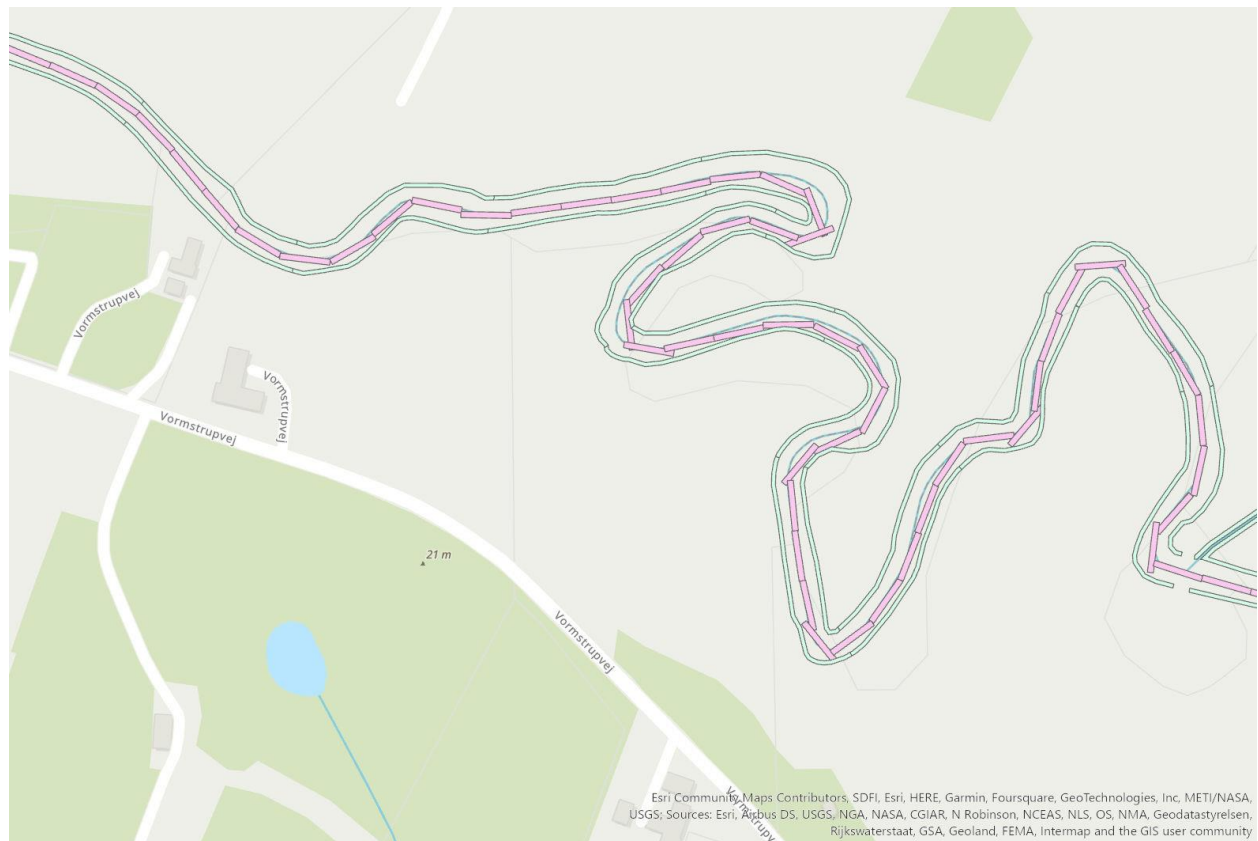
ID Farvand 4 oplande	Antal planlagte hektar skovrejsning	Beregnet potentiel fosfor effekt (ton P/år)	Minimum scenarie (30 %) (ton P/år)	Maksimum scenarie (60 %) (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	1197	0,008	0,002	0,005
3742 Risgårde Bredning	710	0,002	0,001	0,001
3743 Lovns Bredning	3378	0,014	0,004	0,008
3745 Hjarbæk Fjord	16871	0,182	0,055	0,109
3747 Skive Fjord	9446	0,141	0,042	0,085

3.2.7 Hævning af vandløbsbunden

En hævnings af vandløbsbunden ved enten udlægning af groft materiale (oftest grus) eller egentlig hævnings af bund ved anlæggelse af nyt oftest genslynget vandløbsforløb resulterer i en lavere brink og dermed i et mindre areal, der udsættes for brinkerosion. Kronvang og Larsen (2023) har udviklet et koncept for beregning af effekten på fosfortab ved brinkerosion af en hævnings af vandløbsbunden. Virkemidlet er yderligere operationaliseret i Andersen og Nilsson (2023). Den absolutte effekt af virkemidlet afhænger udover størrelsen af bundhævningen også af brinkerosionsraten og fosforindholdet i brinken, der eroderes.

Kystvandrådet og teknikergruppen har opstillet et scenario over hævnings af vandløbsbunden, figur 3.2.4. I en GIS-analyse har kystvandrådets sekretariat (Rosenskjold og Piil 2023) inddelt alle vandløb i 25 m strækninger, hvorefter det for hver strækning individuelt er vurderet, hvor meget

bunden og dermed vandstanden på strækningen kan hæves, uden at det forringer afvandings- tilstanden i de omliggende arealer. De foreslåede bundhævninger ligger mellem få cm og op til 2 m med et gennemsnit på 41,5 cm. Brinkerosion i alle danske vandløb er forlods kortlagt i Andersen & Heckrath (2020) på 100 m strækninger. Kortlægningen indeholder desuden information om brinkhøjden på strækningerne. De foreslåede hævnings af vandløbsbunden på 25 m strækninger er indledningsvist omregnet til gennemsnit for de 100 m strækninger, som den forlods beregnede brinkerosion foreligger på. Brinkerosionen er derefter modificeret med den nye, reducerede brinkhøjde, idet størrelsen af brinkerosionen er direkte proportional med brinkhøjden. I alt er der beregnet effekt af en hævnings af vandløbsbunden på 704 km med en effekt i form af reduceret fosfortab på ca. 8,9 tons fosfor. Tabel 3.2.7 indeholder resultaterne af bundhævningerne opdelt på farvand 4-oplande til de to kystvande 157 og 158.



Figur 3.2.4. Eksempel på et vandløb inddelt i 25 m strækninger (lilla polygoner for vandløbsmidte, grønne for vandløbskanter), hvor muligheden for en hævnings af bunden er vurderet for hver strækning individuelt.

I de scenarier om bundhævning i vandløb vi har regnet på fosforeffekter af forudsættes det, at der ikke sker en genslyngning af vandløb, men alene bundhævning ved udlægning af f.eks. groft substrat og sand. En genslyngning vil nemlig i sig selv medføre en øget fosforbelastning, da vandløbet gøres længere og brinkarealet derfor øges. Typisk flades anlægget på brinkerne dog også

ud ved genslyngning, hvilket reducerer erosionen og dermed fosfortabet. I scenarierne er effekten af genslyngning og fladere anlæg dog ikke medregnet, da effekten kun kan beregnes, når man ved hvilken vandløbsstrækning der skal genslynges, i hvilket omfang det skal ske, og hvordan anlægget på de fremtidige brinker vil blive.

Scenarieberegningerne af fosforeffekten af hævning af vandløbsbunden forudsætter også at strækningerne med hævet bund ikke er de samme som der hvor der plantes træer langs vandløb, da de to virkemidler udført på samme strækning ikke giver sumeffekten af de to (de to virkemidlers effekt er ikke additiv).

Tabel 3.2.7. Potentiel effekt i form af reduceret fosfortab ved en hævning af vandløbsbunden opgjort på farvand 4-områder med angivelse af antal km vandløb der maksimalt kan omfattes og den maksimale fosforeffekt.

Farvand4 oplande	Bundhævning (Antal km vandløb)	Effekt af bundhævning (ton P/år)
3741 Bjørnsholm Bugt	52	0,4
3742 Risgårde Bredning	16	0,3
3743 Lovns Bredning	87	0,9
3745 Hjarbæk Fjord	285	2,9
3747 Skive Fjord	263	4,5

3. Referencer

- 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. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2023/N2023_55.pdf.
- 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, 110 s. – Teknisk rapport nr. 272.
- Andersen HE og Rolighed J. 2016. Ændret husdyrregulering: Indførelse af loft for tildeling af fosfor og effekt på omfordeling af husdyrgødning og fosforbalancer belyst gennem scenarieberegninger https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2016/Miljoekonsekvensvurdering_fosfor_final_22_08_2016.pdf.
- Andersen MN, Adamsen AP, Hansen EM, Thomsen IK, Hutchings NJ, Elsgaard L, Jørgensen U, Munkholm L, Børgesen CD, Sørensen P, Petersen SO, Lærke PE, Olesen JE, Børsting CF, Lund P, Kjeldsen MH, Maaigaard M, Villumsen TM, Dalby FR, Kai P, Nørremark M, Blicher-Mathiesen G, Audet J, Bruus M, Krogh PH, Kronvang B, Winding A, Kristensen HL. 2023a. Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2023. DCA Rapport nr. 220. 305 sider. ISBN 978-87-94420-23-5. Elektronisk version: 978-87-94420-24-2. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Foulum.
- Blicher-Mathiesen G, Olesen JE, Strandberg B, Bruus M, Rubæk BH, Hutchings NJ, Hasler B og Martinsen L. 2020. Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift. Side 115-126 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174.
- Børgesen CD (2023) Personlig kommunikation omkring resultaterne bag DCA rapport nr. 131: Børgesen et al., 2017
- Børgesen CD, Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen KM, Pullens JWM, Zhao, J. og Olesen JE. 2020. NLES5 – An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. DCA rapport nr. 163. Aarhus Universitet.
- Børgesen, C.D., Iversen, B.V., Bach, E.O. og Greve, M.H. 2019. Opdatering af potentialekort for minivådområder med nyt ådalstema Opdatering_af_potentialekort_Juli_2019_ver_2.pdf (au.dk).
- Børgesen CD, Dalgaard T, Pedersen BF, Kristensen T, Jacobsen BH, Jensen JD, Gylling M og Jørgensen U. 2017. Kan reduktionsmålsætninger for nitratudvaskning til Limfjorden opfyldes ved øget dyrkning af biomasse? DCA Rapport 131. 81 s. ISBN 978-87-93643-95-6. https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport131_2.pdf.
- Dalgaard T, Andersen PS, Børgesen CD, Christensen A Aa, Graversgaard M, Gylling G, Hutchings NJ, Jacobsen BH, Jensen JD, Jensen LS, Jørgensen U, Kjeldsen C, Pedersen BF, Styczen ME, Thomsen IK, Vejre

- H and Ørum JE. 2021. Changed crop type and crop rotation as a measure to increase N use efficiency and achieve reduction targets for N leaching. Theme "Optimizing the efficiency of nitrogen use in crop production". The International Nitrogen Conference <https://ini2021.com/>, Berlin, Germany. 2 p. <https://ini2021.com/changed-crop-type-and-crop-rotation-as-a-measure-to-increase-n-use-efficiency/>.
- Dalgaard, T., Jacobsen, M. N., Odgaard, V. M., Pedersen, F. B., Strandberg, B., Bruus, M., Ejrnæs, R., Schmidt, K. I., Johansen, K. V., Callesen, M. G., Pedersen, F. M., Schou, S. J. 2020. Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 198 s. - DCA rapport nr. 178 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport178.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>.
- Gundersen P, Blicher-Mathiesen G, Strandberg B, Bruus M, Rubæk BH, Hutchings NJ og Jacobasen B. 2020. Skovrejsning. Side 153-164 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. - DCA rapport nr. 174.
- Jørgensen U, Lærke PE, Strandberg B, Bruus M, Rubæk BH, Hutchings NJ og Jacobsen B. 2020. Flerårige energiafgrøder. Side 138-151 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. - DCA rapport nr. 174.
- Ministry of Environment of Denmark (2023) Derogation Report 2022. Danish Report in accordance with the Commission Decisions 2005/294/EC, 2008/664/EC, 2012/659/EU, 2017/847/EU, 2018/1928/EU and 2020/1074/EU. Marts 2023. 65 s.
- Gylling M, Nord-Larsen T, Bruhn A, Thomsen A, Ambye-Jensen M, Mortensen EØ, Jørgensen U, 2023. Potential Danish biomass production and utilization in 2030. 83 pages. Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, submitted 17.08.2023. https://pure.au.dk/portal/files/335673969/DCA_Rapport_0823.pdf.
- Hansen EM, Thomsen IK, Kudsk P, Jørgensen LM, Strandberg B, Bruus M, Rubæk BH, Hutchings NJ og Pedersen MF. 2020. Efterafgrøder. Side 33-58 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. - DCA rapport nr. 174.
- Hermansen, JE, Jørgensen, U, Lærke, PE, Manevski, K, Boelt, B, Jensen, SK, Weisbjerg, MR, Dalsgaard, TK, Danielsen, M, Asp, T, Ambye-Jensen, M, Sørensen, CAG, Jensen, MV, Gylling, M, Lindedam, J, Lübeck, M & Fog, E. 2017, Green biomass - protein production through biorefining. DCA rapport, no. 93, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport093.pdf>.
- Hoffmann, C.C., Strandberg, B., Bruus, M., Audet, J., Hutchins, N. Martinsen, L. og Hasler, B. 2020. Etablering af vådområde. 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 <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>.

- Hoffmann, C.C., Audet, J., Ovesen, N.B. og Kjeldgaard, A. 2021. Overvågning af vådområder 2018 - 2019 - 2020 - 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Videnskabelig rapport nr. 513. <http://dce2.au.dk/pub/SR513.pdf>.
- 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. og Larsen, S.E. 2023. Virkemiddel for brinkerrosion og fosfortab ved restaurering af vådområder og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 22 s. - Teknisk rapport nr. 263 <http://dce2.au.dk/pub/TR263.pdf>.
- Mortensen E og Jørgensen U. 2022. Forudsætninger for og beregninger af 2030 scenarier for arealanvendelse og biomasseproduktion i landbruget. 38 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 23.05.2022. https://pure.au.dk/ws/portalfiler/portal/269510448/DCA_R_dgivningsrapport_biomasse_2030_landbrug_arealanvendelse_biomasseproduktion_230522.pdf.
- Nørremark M, Sørensen P, Gislum R, Rasmussen J, Kudsk P, Bruus M, Strandberg B, Rubæk BH, Hutchings NJ og Pedersen MF. 2020. Præcisionsgødsning. Side 199-220 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 452 s. – DCA rapport nr. 174.
- Odgaard MV (2023) Fire danmarkskort til Landbrugsstyrelsens bidrag til Afrapportering 2023 til EU af kvægundtagelsen. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 7 sider. Leveret: 28.09.2023. https://pure.au.dk/portal/files/342793124/FireDanmarkskort-Nitratdirektivet2023_2809_2023.pdf.
- Olesen, J. E., Kristensen, T., Kristensen, I. S., Børgesen, C. D., Eriksen, J., Pedersen, B. F. og Kongsted, A. G. (2020) Opdatering af kvælstofudvaskning fra økologiske bedrifter. Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 55 s. - DCA rapport nr. 176. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCA-rapport176.pdf>
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen S.P., Søgaard, K., Eriksen, J., Schønning, P., Greve, M.H., Greve, M.B., Thomsen, I.K., Børgesen, C.D. & Vinther, F.P., 2016. Græsdyrkingen klima- og miljø-effekter. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. DCA. https://pure.au.dk/portal/files/99336628/F_lge-brev_og_Besvarelse_Gr_sdyrknings_klima_og_milj_effekter_29012015.pdf.
- Rolighed J (2023, pers. komm.) Beregninger af scenarier for effekter ved kvægundtagelsen. Tabel 4.6 i Ministry of Environment of Denmark (2023). Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience.
- Rosenskjold H og Piil K (2023) Bundhævningspotentialer for vandløbsstrækninger i oplandet til Limfjorden. GIS-tema leveret fra Kystvandrådets sekretariat til AU Institut for Ecoscience 13/11 2023.
- Sørensen P (2023) Personlig Kommunikation. Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.

- Sørensen P, Poulsen HD, Rubæk GH, Vinther FP, Pedersen BF og Kristensen IS. 2019. Udredning om anvendelse af gødning i dansk landbrug i relation til indførelsen af fosforlofter. DCA rapport nr. 160. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport160.pdf>
- 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. (Eds). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport nr. 174. s. 429-439. Aarhus Universitet.
- Thomsen IK, Hansen EM, Kudsk P, Jørgensen LM, Bruus M, Strandberg B, Rubæk BH, Hutchings NJ og Pedersen MF. 2020a. Tidlig såning af vintersæd. Side 87-100 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174.
- Thomsen IK, Hansen EM, Kudsk P, Jørgensen LM, Strandberg B, Bruus M, Rubæk BH, Hutchings NJ og Pedersen MF. 2020b. Mellemafgrøder. Side 74-86 i: Eriksen et al. (2020) Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174.
- Viborg Kommune. 2023. Kystvandråd for den centrale del af Limfjorden. <https://viborg.dk/demokrati-og-indflydelse/udvikling-og-planer/udvikling/vi-udvikler-natur-og-klimaprojekter/kystvandraad-for-den-centrale-del-af-limfjorden/>.