

Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord

Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

Mogens H. Greve¹(red.) Mette Balslev Greve¹, Yi Peng¹, Birger Faurholt Pedersen¹, Anders Bjørn Møller¹, Poul Erik Lærke¹, Lars Elsgaard¹, Christen Duus Børgesen¹, Jesper Leth Bak², Jørgen Aagaard Axelsen², Steen Gyldenkerne³, Goswin Johann Heckrath¹, Dominik Henrik Zak², Morten Tune Strandberg², Paul Henning Krogh², Bo Vangsø Iversen¹, Esben Munk Sørensen⁴, Carl Christian Hoffmann²

1) Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

2) Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

3) Instit for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

4) Institut for Planlægning, Aalborg Universitet

Datablad

Titel:	Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord
Forfatter(e):	Sektionsleder Mogens H. Greve (red.), akademisk medarbejder Mette Balslev Greve, Yi Peng, akademisk medarbejder Birger Faurholt Pedersen, postdoc Anders Bjørn Møller, seniorforsker Poul Erik Lærke, lektor Lars Elsgaard, seniorforsker Christen Duus Børgesen, lektor Goswin Heckrath og lektor Bo V. Iversen fra Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. Seniorforsker Carl Chr. Hoffmann, seniorrådgiver Jesper Bak, seniorforsker Jørgen Axelsen, seniorrådgiver Morten Strandberg, seniorforsker Dominik Zak og seniorforsker Paul Henning Krogh fra Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Seniorforsker Steen Gyldenkerne fra Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet samt lektor Esben Munk Sørensen fra Institut for Planlægning, Aalborg Universitet
Fagfællebedømmelse:	Lektor Lars Elsgaard, seniorforsker Poul Erik Lærke, lektor Bo V. Iversen, seniorforsker Finn Plauborg og professor Søren O. Petersen fra Institut for Agroøkologi, AU. Lektor Søren Munch Kristiansen fra institut for Geoscience, AU. Seniorforsker Paul Henning Krogh, Seniorforsker Beate Strandberg og seniorforsker Carl Christian Hofmann fra Institut for Bioscience, AU. Chef-konsulent Ole-Kenneth Nielsen fra Insitit for Miljøvidenskab, AU. Forfatter og fagfællebedømmer er angivet ved hvert kapitel.
Kvalitetssikring, DCA:	Specialkonsulent Lene Hegelund, DCA Centerenheden
Rekvirent:	Landbrugsstyrelsen, FVM
Dato for bestilling/levering:	20.03.2020 / 30.03.2021
Journalnummer:	2020-0047924
Finansiering:	Besvarelsen er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) og Aarhus Universitet under ID nr. 2.09 "Ydelsesaftale Planteproduktion 2021-2024".
Ekstern kommentering:	Landbrugsstyrelsen har afholdt en skriftlig interessentinddragelse ved både indgangsættelse (dispositionen) og afslutningen (udkast til besvarelse). De modtagne kommentarer og AUs håndtering af disse kan findes via dette LINK
Eksterne bidrag:	Der er forfatter-bidrag fra Aalborg Universitet til kapitel 6-8.
Kommentarer til besvarelse:	Rapporten præsenterer resultater, som ved rapportens udgivelse ikke har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.
Rådgivning fra DCA:	Læs mere på https://dca.au.dk/raadgivning/

Forord til Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord

Denne vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord er udarbejdet af forskere ved Aarhus Universitet på baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen (LBST) under Ydelsesaftalen Planteproduktion v. Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevareministeriet og Aarhus Universitet 2020-2023.

Som beskrevet i bestillingen ønskes syntesen udformet som en rapport, der belyser den samlede og nyeste viden om kulstofrig jord, fsva. emissioner, barrierer for udtagning, mulige tiltag der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje samt miljø-, klima og biodiversitetseffekter ved mulige tiltag der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje. Rapporten ønskes ligeledes at belyse aktuelle usikkerheder og videnshuller.

Der er taget udgangspunkt i litteratur fra Danmark og sammenlignelige lande – først og fremmest nordvest Europa. Hvor det har været relevant, er litteratur fra den øvrige verden inddraget. Litteraturen er blevet udvalgt af forfatterne på basis af litteratursøgning i relevante internationale databaser og fra kendskab til nationale rapporter og dokumenter, som ikke fremgår af disse databaser. I rapporten indgår også resultater som ved rapportens udgivelse ikke har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.

Rapporten er disponeret med udgangspunkt i forslag til disposition fra bestillingen. Det kan i den forbindelse nævnes, at Landbrugsstyrelsen ved igangsættelsen af vidensyntesen gennemførte en skriftlig interessentinddragelsesproces med henblik på at skabe åbenhed om processen og få input til projektet. Inden færdiggørelse af vidensyntesen er status præsenteret for Landbrugsstyrelsen, og endelig har rapporten af LBST været sendt i ekstern høring. Kommentarer og AUs håndtering af disse kan findes via linket i databladet.

Forfattere og fagfællebedømmere fremgår af de enkelte kapitler. Endvidere er rapporten samlet fagfællebedømt af Søren Munch Kristiansen, Institut for Geoscience, AU.

Indholdsfortegnelse

1 Generelt om lavbundsjord og kulstofrig jord.....	7
1.1 Lavbundsjord.....	7
1.1.1 Afgrænsning af lavbundsjord på kort.....	7
1.2 Definition af kulstofrige jorder og tørvejorder	8
1.3 Historisk kortlægning af Danmarks moser og tørvegravning	9
1.4 Anvendelsen af tørvejorder	11
1.5 Referencer	12
2 Kortlægning af kulstofrig jord	14
2.1 Kulstofkortet (Tekstur 2014).....	14
2.1.1 Udvidet metodebeskrivelse.....	14
2.1.2 Udbredelsen af kulstofrige jorder	16
2.1.3 Vurdering af usikkerheder i kortets prædiktion af jordens kulstofindhold	17
2.2 Kortlægning af sammenhængende kulstofrige arealer.....	19
2.3 Lavbundsjordenes grundvandsstand og dræning	22
2.3.1 Dybde til grundvandet i SINKS-boringerne	22
2.4 Lavbundsjordernes dræning	22
2.4.1 Andel af grøftedrænet og rørlagt areal.....	23
2.5 Historisk udvikling i arealet med kulstofrige lavbundsjorder samt udviklingen frem mod 2050.....	27
2.6 Arealanvendelse.....	29
2.6.1 Arealanvendelse inden for landbrugsarealet.....	29
2.6.2 Arealanvendelse uden for landbrugsarealet.....	29
2.7 Perspektivering til andre landes kortlægning	30
2.8 Referencer	32
3 Drivhusgasemissioner fra kulstofrig jord.....	33
3.1 Kuldioxid, CO ₂	33
3.2 Metan, CH ₄	36
3.3 Lattergas, N ₂ O.....	38
3.4 Samlede tab af drivhusgasser.....	40
3.5 Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder.....	41
3.6 Referencer	45
4 Lavbundsordningen	48
4.1 Forskelle mellem Lavbundsordningens effektberegning og Danmarks nationale emissionsopgørelse 54	
4.2 Ny bekendtgørelse om Klima-lavbundsprojekter.....	55
4.3 Barrierer for implementering af Lavbundsprojekter	55
4.4 Referencer	56
5 Mulige tiltag til beskyttelse af jordens kulstofpulje og efterfølgende mulig arealanvendelse	57
5.1 Tiltag der beskytter jordens kulstofpulje og mulig efterfølgende arealanvendelse.....	57
5.1.1 Hvordan de beskrevne tiltag afspejles i Danmarks nationale emissionsopgørelse?	58

5.1.2	Referencer	61
5.2	Klimaeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje	62
5.2.1	Passive beskyttelser - niveau A1, A2 og B1-B6.....	62
5.2.2	Aktive beskyttelser – C1, C2, D1 og D2	65
5.2.3	Referencer	68
5.3	Kvælstofeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje.....	71
5.3.1	Kvælstofeffekter ved omlægning (vådlægning) af dyrket tørvejord.....	71
5.3.2	Kvælstoffjernelse (N retention) i forskellige typer vådområder	72
5.3.3	Kvælstofeffekten af ændret arealanvendelse på udvaskningen.....	73
5.3.4	Effekt af vådlægning på ammoniak-fordampning og deposition.....	74
5.3.5	Samlet effekt på N udledningen til vandløbet	76
5.3.6	Andre effekter på kvælstoftab ved vådlægning	79
5.3.7	Vurdering af arealer der kan omlægges til de forskellige beskyttelsesniveauer	80
5.3.8	Referencer	81
5.4	Fosforeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje.....	83
5.4.1	Indledning.....	83
5.4.2	Strømningsveje igennem organiske lavbundsarealer.....	83
5.4.3	Fosforpuljer og -omsætning i organisk lavbundsjord	85
5.4.4	Fosfortab fra drænet organisk lavbund.....	88
5.4.5	Effekter af aktive foranstaltninger på fosforomsætning og -tab (beskyttelsesniveau C og D) ..	89
5.4.6	Referencer	91
5.5	Natur/biodiversitetseffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje	96
5.5.1	Basis for biodiversitet.....	96
5.5.2	Tidligere vurderinger af virkemidler på lavbundsjord i forhold til effekt på biodiversitet	97
5.5.3	Græssende dyr	98
5.5.4	Jordbundsdyr	98
5.5.5	Biodiversitetseffekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer	99
5.5.6	Beskrivelse af scenarierne i forhold til biodiversitet	99
5.5.7	Konklusioner	104
5.5.8	Referencer	105
6	Barrierer for indsatser	107
6.1	Konsekvenser på højebunden ved vådlægning af lavbundsjorden.....	107
6.2	Karakterisering af overfladevand-grundvands-interaktioner i vådområder	108
6.3	Identifikation af arealer med forringede drænforhold	109
6.3.1	Jordens naturlige dræningstilstand.....	109
6.3.2	Sandsynlighed for dræning.....	110
6.3.3	Afgræsning af ådalen	111
6.3.4	Kortlægning af grundvands-overfladevands-interaktioner	111
6.4	Fosforpuls.....	112
6.5	Principper omkring jordfordeling	113
6.5.1	Jordfordeling i praksis – potentialer og barrierer	113
6.5.2	Jordfordeling i relation til udtagning af lavbundsJORDE	116
6.6	Udfordringer og barrierer i forhold til plan- og arealreguleringslovgivningen.....	117

6.6.1	Planloven	117
6.6.2	Naturbeskyttelsesloven	117
6.6.3	Vandløbsloven	118
6.6.4	Andre love	118
6.7	Referencer	118
7	Vidensbehov	120
8	Opsummering / konklusion.....	123
9	Bilag	126
9.1	Bilag 1. Fordeling af landbrugsafgrøder 2018 i ha på omdrift, afgrødekategori og OC-kulstofniveau.	126
9.2	Bilag 2. Bestilling fra MFVM: Videnssyntese om kulstofrig lavbundsjord	136
9.3	Bilag 3 Uddrag over projekter med deltagelse af AU, der kan bidrage til at udfylde videnshuller	137

1 Generelt om lavbundsjord og kulstofrig jord

Af Mogens H. Greve, Mette B. Greve, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Fagfællebedømt af Søren Munch Kristiansen, AU.

Eng er agers moder er et ordsprog brugt af jyske landmænd allerede i middelalderen, som afspejler vigtigheden af engarealerne for landbrugsdriften efterhånden som engene blev drænet op gennem middelalderen. Dette understreges yderligere af, at man på de fattigste jorder placerede gårdene langs åer og enge, hvor der var sikker græsning til kreaturerne og høslæt til vinterfoder. I forbindelse med hartkornsansættelsen i 1844 blev jorderne værdiansat ud fra "*deres indvortes Godhed og naturlige Beskaffenhed*". Engene blev dog i stedet vurderet ud fra deres høproduktion (Rothe, 1844).

1.1 Lavbundsjord

Lavbundsjord er en kompleks gruppe, som er karakteriseret ved permanent eller sæsonbestemt overfladenært grundvand. Lavbundsjord ligger ofte i nærheden af vandløb, søer eller kystnært. I visse landskabstyper findes lavbundsjord i afløbsløse lavninger samt på store flade lavtliggende områder, såsom i de hævede havbunde på Littorinaflader i Nordjylland, i marsken og på Tinglev Hedeslette i Sønderjylland.

Lavbundsjord, som ikke er afvandet, har karakteristiske plantesammensætninger som i fx fattig- og rigkær, enge, moser, marsk og fugtige (græssede) overdrev. Lavbundsjord er på grund af højtliggende grundvand ofte humusrig, dvs. rig på kulstof, da den mikrobielle nedbrydning af planterester her går meget langsom eller helt i stå. Lavbundsjord bliver i denne vidensyntese opdelt i tre klasser baseret på kulstofindholdet i jorden:

- Mineralsk lavbundsjord (≤ 6 % kulstof)
- Kulstofrig lavbundsjord (> 6 % kulstof)
- Tørvejorder (> 12 % kulstof)

Alt sammen opgivet som vægt %.

1.1.1 Afgrænsning af lavbundsjord på kort

Udbredelsen af lavbundsjord i Danmark er stærkt påvirket af omfanget af dræningsaktiviteter, vandindvinding, inddæmning og landvinding (Se Kronvang et al., 2013; Breuning-Madsen, 1989). Flere år efter iværksættelsen af et dræningsprogram vil et område miste sin karakter af vådområde og på overfladen fremstå som et relativt godt drænet område. Som et resultat af meget stor menneskelig dræningsaktivitet, er det samlede lavbundsområde blevet reduceret især siden 1800-tallet.

I forbindelse med SINKS projektet er der udarbejdet et nyt GIS-kort med lavbundsjordens historiske afgrænsning, det udvidede lavbundskort. Lavbundsjordens historiske afgrænsning er lavet på baggrund af en række eksisterende kort, udarbejdet på forskellige tidspunkter over de seneste ca. 120 år, disse er:

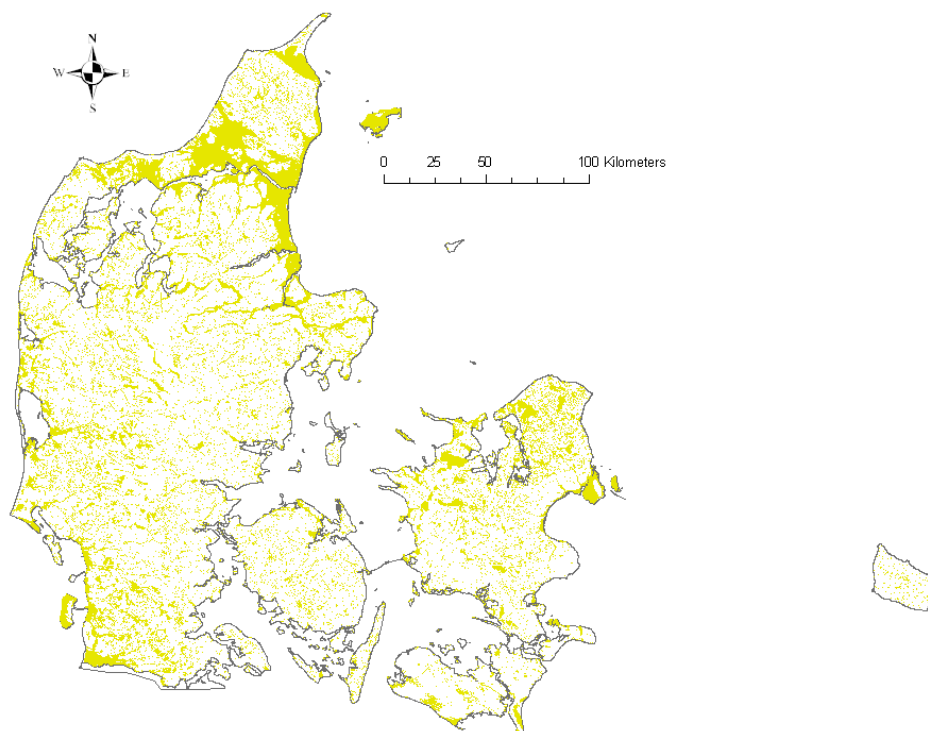
- Lavbundsområder fra topografiske kort (ca. 1915)
Lavbundsområder fra topografiske kort blev afgrænset ved en digitalisering af arealer med sidbundssignatur (eng, mose og marsk) på geodætiske kort (Maalebordsblade) fra begyndelsen af 1900-tallet. Hertil kom inddæmmede og tørlagte arealer samt arealer, der landskabsmæssigt var karakteriseret som marsk, Littorina eller yngre marint forland (Madsen et al., 1992).
- Lavbundsjordarter fra GEUS' jordartskort (fra ca. 1890 og frem)

Lavbundsjordarter fra GEUS' jordartskort er ferskvandstørv (FT), saltvandstørv (HT), ferskvandsgytje (FP) og saltvandsgytje (HP) på 1:25.000 klassificeringen, samt visse steder ferskvandssand (FS) på 1:200.000 klassificeringen.

- Humusjordernes udbredelse fra Jordklassificeringen (ca. 1975)

Fra Jordklassificeringen blev humusjordene udvalgt (FK7, jord med over 6 % kulstof).

For at finde det område, der historisk har været lavbund, er alle disse kort (dvs. topografiske, jordbund og geologiske) blevet gemt som ArcGIS-vektorfiler for at lette databehandling til kortoverlay-operation. For eningsmængden af disse lag resulterer i det udvidede lavbundskort. I det udvidede lavbundskort har lavbundsjordene en samlet udbredelse på ca. 900.000 ha (se figur 1.1).



Figur 1.1 Minimum 20,5 % af Danmark er – eller har været - lavbund (udvidet lavbund).

1.2 Definition af kulstofrige jorder og tørvejorder

I forbindelse med Den Danske Jordklassificering, som blev udarbejdet i midten af 1970'erne, anvendtes 6 % kulstof (10 % humus) som nedre grænse for JB11, humusjordene, desuden anvendtes 20 cm som mindste tykkelse. Denne definition blev anvendt ved udarbejdelsen af Basisdatakortene (Madsen et al. 1992).

Ved gennemførelsen af SINKS tørvekortlægningen i 2009 og 2010 anvendtes IPCC definitionen på tørv. I denne defineres tørvejorder som jorder med mere end 12 % kulstof i overjorden med en tykkelse på mindst 20 cm (IPCC, 2006).

Internationalt findes der en række forskellige definitioner på tørvejorder. Der er i disse forskellige krav til kulstofindhold og tørvetykkelse. I de to dominerende internationale jordklassifikationssystemer, World Reference Base for Soil Resources (WRB) og USDA Soil Taxonomy er en tørvejord en jord, der primært består af organisk materiale. Tørvejord skal have 40 centimeter eller mere organisk materiale i de øverste 80 centimeter af jorden. Organisk materiale har her per definition et kulstofindhold på mindst 12 til 18 % eller mere afhængigt af jordens lerindhold. Disse definitioner er meget på linje med den definition vi anvendte i SINKS tørvekortlægningen.

Det skal bemærkes, at visse former for >20 cm lag med >12 % kulstof som findes på veldrænet, men meget sur og næringsfattig jordbund i naturskove (skovtørv sensu Andersen, 1984) ikke er medtaget i vidensyntesen. Arealerne af disse er meget begrænset.

1.3 Historisk kortlægning af Danmarks moser og tørvegravning

Højmoser med sphagnum, og i mindre grad lavmoser med andre former for organisk materiale aflejret i søer og langs vandløb, har været påvirket af menneskets aktiviteter i tusindvis af år (Risager et al. 2017; Odgaard, 2006). Den store menneskelige påvirkning vanskeliggør kortlægning af disse arealer. Allerede i jernalderen blev højmosetørv brugt som brændsel (Risager et al. 2017) og det er fortsat op i historisk tid (Carlsen, 1884). Store såkaldte mosebrande har også bevirket, at betydelige, men ukendte mængder med højmosetørv er forsvundet – fx som beskrevet i Store Vildmose (Carlsen, 1884) men som også ses i tørre år i nutiden.

Kortlægningen af de danske moser startede med dannelsen af Moseindustriforeningen i 1901. Foreningen havde bl.a. til formål at opmåle de danske moser med henblik på gravning af brændetørv. De indledende undersøgelser blev udført af Moseselskabet som fra 1908 samarbejdede med Hedeselskabet, som jo allerede her havde lang erfaring med kortlægning og opmåling. Det blev Hedeselskabet, der frem mod 1942 blev hovedkraften i de landsdækkende undersøgelser (Hove., 1983). Tørvejorder blev her defineret som områder med et tørvedække på mindste 30 cm tykkelse. Formålet var at kortlægge ressourcen af tørvebrændsel og sekundært jordfordring i Danmark, og det omfattede alle tørveområder, der var større end 5 ha. Oplysninger om arealanvendelse, tørvemængde, massefylde, befugtningsgrad og askeindhold er tilgængelige fra denne undersøgelse. Moser, eksklusive områder, der er påvirket af saltvand, og som forventet havde >30 cm tørv og >5 ha, dækkede i alt 130.800 ha (Thøgersen 1942, se Tabel 1.1).

Tabel 1.1 Antal moser og deres klassificering i de fire landsdele og samlet for Danmark. Undersøgelsen omfatter moser > 5 ha, undersøgelsen er udført i perioden fra 1919-1940 (Thøgersen, 1942). Definitionen af klassene I-IV fremgår af teksten under tabellen.

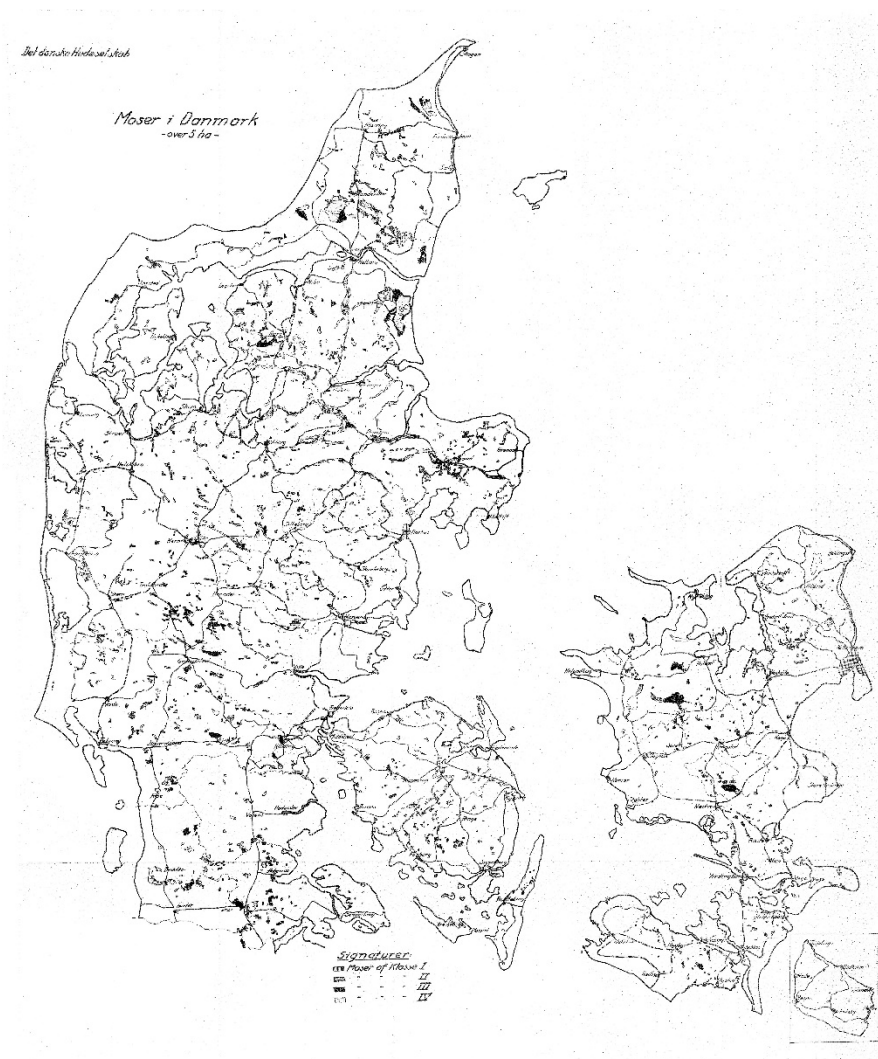
	Klasse I		Klasse II		Klasse III		Klasse IV		Total	
	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)
Jylland	556	44.031	540	34.118	144	20.855	18	9.216	1.100	108.220
Sjælland	103	4.294	167	6.329	81	5.377	2	29	337	16.029
Bornholm	2	4	4	33	2	48	-	-	8	85
Fyn	101	3.487	68	2.006	22	924	-	-	184	6.417
Total	762	51.816	779	42.486	249	27.204	20	9.245	1.629	130.751

Undersøgelsen undervurderede tørvearealet markant, da den kun fokuserede på de større områder og for mere end halvdelen af landet blev moser uden brugbar tørv til brændstof ikke undersøgt på grund af deres ringe økonomiske betydning, og alle tørveområder påvirket af havet blev udelukket fra undersøgelsen (Risager et al. 2017).

I forbindelse med kortlægningen blev ikke kun naturlige moser dækket, men også tørvegravningsområder og dyrkede arealer blev inkluderet. Moserne blev klassificeret i fire klasser:

- I. Moser uden tørv.
- II. Moser med tørv, der kan bruges til brændstof, men med lavt resterende tørvelag.
- III. Moser med tørv, der kan anvendes til brændstof, hvorfra der er mulighed for ekstraktion af tørv i stor skala.
- IV. Moser med tørv, som ikke er anvendelig til brændstof

Efter kortlægningen blev der udarbejdet et kort over de klassificerede moser, kortet kan ses i figur 1.2.



Figur 1.2 Udbredelsen af tørvemoser fra Hedeselskabets undersøgelse udført i perioden 1919-1940. Moserne er klassificeret i fire klasser. (Thøgersen, 1942).

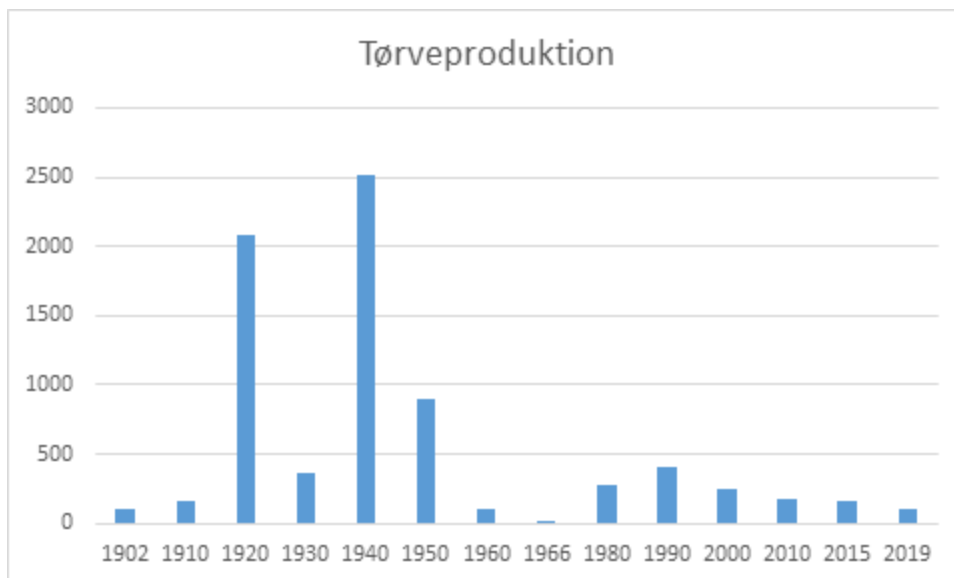
1.4 Anvendelsen af tørvejorder

Ud over den kulturelle og spirituelle anvendelse af moser, som f.eks. til ofringer, er der eksempler på småskalaturvegravning fra små tørvegruber (1-10 m²) fra bronzealderen (Becker 1948, Christensen & Fiedel 2003). Større udgravninger (>10.000 m² diameter) er kendt fra præromersk jernalder. Tørvegravningen er løbende fortsat indtil moderne tid. Produktionen af tørvekul gennem tørring af tørv er kendt fra historisk tid. Tørvekul kan anvendes til udvinding af jern fra myremalm (Becker 1948) og er yderst velegnet til smedning.

Lavbundsjord, og især arealer med tørv, er opdyrket sent, især fordi de først for alvor kunne opdyrkes efter drænrør af tegl blev indført i 1850-erne (Breuning-Madsen, 2010). Egentlig opdyrkning af arealer med høj- og lavmosetørv var i starten med dårlige resultater, og først efter 1890 blev det de kulturtekniske teknikker forbedret efter hollandsk og tyske forbilleder, hvorved "det sure Kær eller den brune Lyngmose er bleven til lysegrønne Enge" (Westh, 1909). I starten vha. dækning med sand, men siden ved at "bortlede det skadelige vand og tilføre de manglende plantenæringsstoffer kali og fosforsyre samt. for de lyngbevoksede moser, kalk" (Westh, 1909). Disse metoder blev med tiden yderligere forbedret og tilpasset til højmoser, lavmoser og de forskellige former for indvundet hav- og søbund (se fx Amstrup, 1955, Hansen, 1989; Jensen, 1989; Pedersen, 1978). Tørv og aske blev også regelmæssigt tilsat gødning og brugt til at gøde landbrugsjorder (Hove 1983). Udvinding af tørv til brændsel og til jordforbedring har medført en reduktion af tørvearealet frem til begyndelsen af 1950'erne.

Tørvegravning til brændsel var specielt vigtigt under de to verdenskrige, hvor Danmark var under tysk blokade i Nordsøen, og derfor ikke kunne modtage kul fra England. På figur 1.3 ses en eksplosion i produktionen af brændselstørv ved begyndelsen af 1. verdenskrig. Produktionen stiger endnu kraftigere ved begyndelsen af 2. verdenskrig, hvilket afspejler et større energiforbrug. Da staten i 1920'erne opkøbte 2.800 ha af stamhuset Birkelses mosejord muliggjorde dette også tørvegravning i Store Vildmose. Tørveproduktion i Store Vildmose påbegyndtes af staten i vinteren 1939-40 da Danmark manglede udenlandsk brændsel. I sommeren 1941 arbejdede omkring 1.200 mand ved 20 tørveværker i mosen. (Kristensen, M. K, 1945). Så snart der igen kunne importeres kul og koks fra udlandet, forsvandt efterspørgslen på dansk tørv abrupt - både pga. lavere pris, men også fordi kvaliteten var faldende med store sod- og askeproblemer til følge.

Fra 1980 og frem er tørvegravningen primært til havebrug, og produktionen varierede mellem 253.000 og 430.000 m³ om året (Danmarks statistik 2014). Tørveudvinding foregår stadig i Danmark på ca. 250 ha højmose primært ved Pindstrup Mose på Norddjursland og i begge Vildmoserne.



Figur 1.3 Årlig tørvegravning i 1000 tons i Danmark (1902-1966: Hove 1983; 1980-1999: Danmarks Statistik 2021, Statistikbanken.dk).

1.5 Referencer

Amstrup N. 1955. Kultiveringsproblemer på den tørlagte Søborg Sø. Geografisk Tidsskrift 55, 24-35.

Andersen ST. 1984. Forests at Løvenholm, Djursland, Denmark, at present and in the past. Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske skrifter 1984, 24, 1-211.

Becker CJ. 1948. Tørvegravning I ældre jernalder Nationalmuseets Arbejdsmark.

Christensen C, Fiedel R. 2003. Tørvegravning i forhistorisk tid., pp. 85-99. Nationalmuseets Arbejdsmark, Danmark.

Carlsen VC. 1884. Et besøg i den store Vildmose. Geografisk Tidsskrift 1884.

Breuning-Madsen H. 2010. Drænrørets indførelse og betydning i et landbrugs- og miljømæssigt perspektiv. I: Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742, Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab: København; sider 158-165.

Danmarks Statistik 2014. www.Statistikbanken.dk

Hansen B. 1989. Sætning efter afvanding og drænsystemers funktionstid på organogenjord; Hedeselskabet. 62 sider.

Hove TT. 1983. Tørvegravning i Danmark. Fra Håndgravning til moseindustri. Herning, Poul Kristensens forlag.

IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

Jensen CR. 1989. Dræning i jordbruget – kulturteknik III. DSR forlag. Det Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole. København.

Kristensen MK. 1945. Vildmosearbejdet. Det Kgl. Danske Landhusholdningsselskab. København 1945.

Kronvang B, Kristiansen SM, Schelde K, Børgesen CD. 2013. Udredningsprojekt vedrørende dræns betydning for afvanding - og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vandafleder fra marker. DCE NOTAT.

Madsen HB & al. 1992. "Atlas over Danmark - Den danske jordklassificering", Det Kongelige Danske Geografiske Selskab, København.

Mentz A. 1910. De vigtigste typer af moser og enge i Danmark; Grundlag for forelæsninger på Asmild Kloster Landbrugsskole. [The most important types of mires and meadows in Denmark]. Viborg: Folkebladets Trykkeri. (in Danish).

Odgaard BV. 2006. Fra bondestenalder til nutid. i G Larsen & KS Jensen (red), Naturen i Danmark. Geologien. 1 udg., bind 2, Gyldendal, København, Naturen i Danmark, s. 333-359.

Pedersen EF. 1978. Tørvelagets sammensynkning og mineralisering i Store Vildmose. Statens Plantæavlsforsøg 1425. beretning, 509-520.

Risager M, Aaby B, Greve MH. 2017. Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation. red./Hans Joosten; Franziska Tanneberger; Asbjørn Moen. E. Schweizerbart Science Publishers, 2017, s. 352-359.

Rothe C. 1844. Beretning om den i Aaret 1844, for Kongeriget indførte nye Skyldsætnings Væsen og Historie. Kjøbenhavn 1844.

Thøgersen F. 1942. Danmarks Moser. Beretninger om Hedeselskabets systematiske Eng- og Moseundersøgelser.

Westh TC. 1909. Mosekulturen. Hedebogen. Viborg.

2 Kortlægning af kulstofrig jord

Af Mogens H. Greve, Mette Balslev Greve, Yi Peng, Birger Faurholt Pedersen, Anders Bjørn Møller, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Fagfællebedømt af Søren Munch Kristiansen, AU

2.1 Kulstofkortet (Tekstur 2014).

2.1.1 Udvidet metodebeskrivelse

På baggrund af de videnskabelige arbejder udført i forbindelse med udarbejdelse af et nyt teksturkort over Danmark (Adhikari et al., 2013) og SINKS-kortlægningen af tørvejorderne (Greve et al., 2011) blev det besluttet, at udarbejde et nyt kort over danske jorders kulstofindhold (Tekstur 2014).

2.1.1.1 Metode

Til beregning af udbredelsen af jordens kulstofindhold er der anvendt regressions-kriging (RK). Dette er en rumlig prædiktionssteknik, der i dette tilfælde kombinerer regression af kulstofindholdet med kriging af residualerne. Metoden anvender punktmålinger af kulstofindholdet og en række miljøvariable (eksempelvist parametre, der stammer fra en digital højdemodel (DEM), remote sensing samt tematiske kort som f.eks. det geologiske jordartskort) til en regressionsanalyse. Regressionsanalysen giver et kort over den deterministiske del af variationen i kulstofindholdet. Herefter anvendes der kriging-interpolation af regressionsresidualerne (forskellen mellem den målte og den estimerede værdi). Det endelige kort fremkommer som summen af regressionskortet og de krigede residualer.

2.1.1.2 Data

Punktdata:

Der er anvendt jorddata fra SINKS-kortlægningen, Den danske Jordklassificering og jordprofiler fra Den Danske Jordprofildatabase (Adhikari et al., 2013). Der er anvendt 52.400 punkter fra topjorden. Der er genereret landsdækkende kort over ler, silt, finsand, grovsand og humus i en rumlig opløsning på 30,4 meter.

Prædiktorer/miljøvariable:

Til prædiktation af Tekstur 2014 er brugt 17 landsdækkende miljøvariable, jf. Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Oversigt over de anvendte miljøvariable som, hvis der ikke er en kilde opgivet, er data frit tilgængelige GIS data i Danmark.

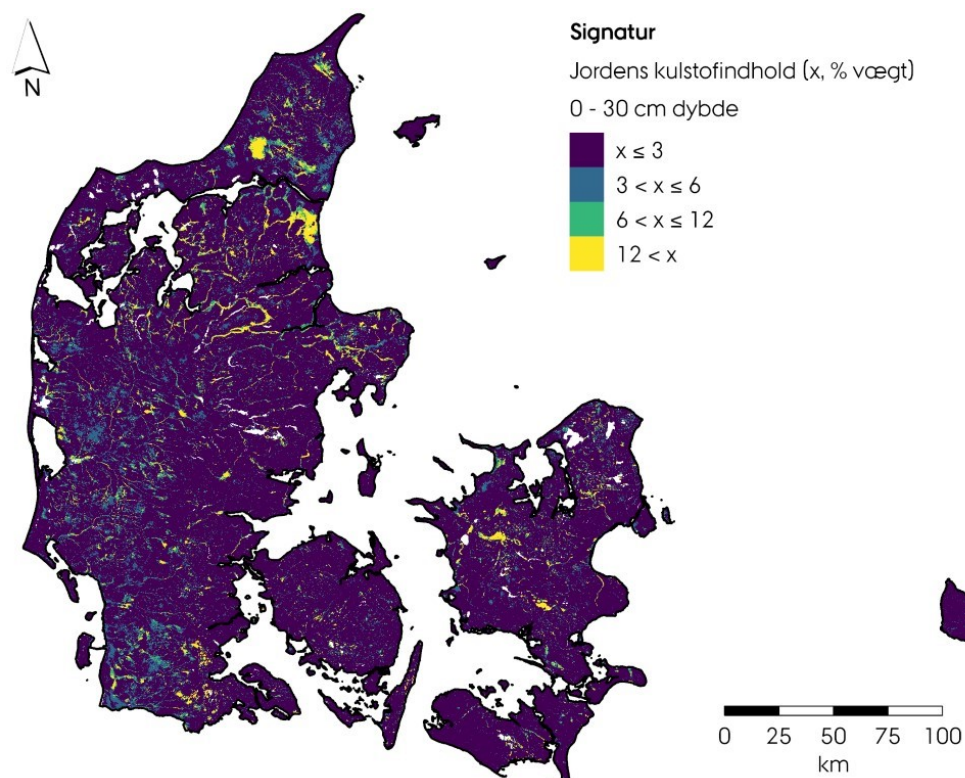
Variabel	Datakilde/kort beskrivelse	Opløsning	Type	Gennemsnit (range)
Aspekt/retning	DEM/retning af stejleste hældningsgradient fra nord	30,4 m	Kvantitative data	181,2 (0-360)
Direkte solindstråling (1 år)	DEM/Potentiel solindstråling beregnet med SAGA GIS (Boehner and Antonic, 2009)	30,4 m	Kvantitative data	1269 (122-1707)
Højde	DEM/lidarproduceret højdemodel	30,4 m	Kvantitative data	31.21 (0-172)
Flow accumulation	DEM/antal opstrømsceller	30,4 m	Kvantitative data	61 (1-110908)
Mid-slope position	DEM/dækker de varmere zoner i forhold til hældning (Bendix, 2004)	30,4 m	Kvantitative data	0,001 (0-1)
MRVBF	DEM/Identificerer depositionsområder (Gallant og Dowling, 2003)	30,4 m	Kvantitative data	4,26 (2,22-10,90)
Saga wetness index	DEM/mål for hvor vand potentielt akkumulerer (Boehner et al., 2002)	30,4 m	Kvantitative data	14,46 (6,9-19,1)
Hældning	DEM/Maksimal højdeforskel mellem celler og naboceller	30,4 m	Kvantitative data	1,63 (0-90)
Vertikal afstand til vandløbsnetværk	DEM/vertikal afstand til vandløbsnetværk for hver celle	30,4 m	Kvantitative data	559,45 (0-10041,50)
Daldybde	DEM/dalens relative position	30,4 m	Kvantitative data	7,53 (0-90)
Central lavbund	Lavbund, som på et tidspunkt har været eller er tørv	30,4 m	Kategoriske data	3 klasser
Lavbund	Udvidet lavbund. ADK lavbund, FG7, tørveklasser fra jordartskort	30,4 m	Kategoriske data	2 klasser
Geologi	Geologisk kort	1:25.000	Kategoriske data	37 klasser
Georegioner	Kort over georegioner	1:100.000	Kategoriske data	10 klasser
Landskabs-elementer	Kort over landskabselementer	1:100.000	Kategoriske data	12 klasser
Arealanvendelse	Corine arealanvendelseskort	1:100.000	Kategoriske data	31 klasser
Jordtyper	FGJord	1:50.000	Kategoriske data	11 klasser

2.1.2 Udbredelsen af kulstofrige jorder

Med kulstofkortet, Tekstur 2014, er der udarbejdet et landsdækkende kort over danske jordes kulstofindhold (figur 2.1), opdelt i fire kulstofklasser: <3 %, 3-6 %, 6-12 % og >12 % kulstof. Tabel 2.2 viser både klassernes bruttoareal samt arealdækningen inden for landbrugsarealet, defineret som arealer inden for markpolygoner, landmænd har anmeldt i Internet Markkort (IMK) 2018. I Tabel 2.3 er det gennemsnitlige kulstofindhold opgjort for alle landskabstyper

Tabel 2.2 Areal (tusind ha) i hver kulstofklasse, både totalt og inden for landbrugsarealet. I parentes ses % af samlet areal. Skæringsværdierne mellem hver klasse indgår i det nedre af de to intervaller, som de afgrænser.

	<3 % kulstof	3-6 % kulstof	6-12 % kulstof	>12 % kulstof	I ALT
Samlet areal af hver klasse (1.000 ha)	3.617 (85,4 %)	325 (7,7 %)	162 (3,8 %)	129 (3,1 %)	4.234
Areal af hver klasse inden for landbrugsarealet 2018 (1.000 ha)	2.286 (86,0 %)	201 (7,6 %)	98. (3,7 %)	73 (2,8 %)	2.659



Figur 2.1 Fordelingen af topjordens (0 - 30 cm under terræn) kulstofindhold i Danmark (Tekstur 2014-kortet). Opdelt i de fire kulstofklasser: < 3 %, 3 - 6 %, 6 - 12 % og >12 % (alle i % vægt). Skæringsværdierne er i alle tilfælde inkluderet i det nedre interval.

2.1.3 Vurdering af usikkerheder i kortets prædiktions af jordens kulstofindhold

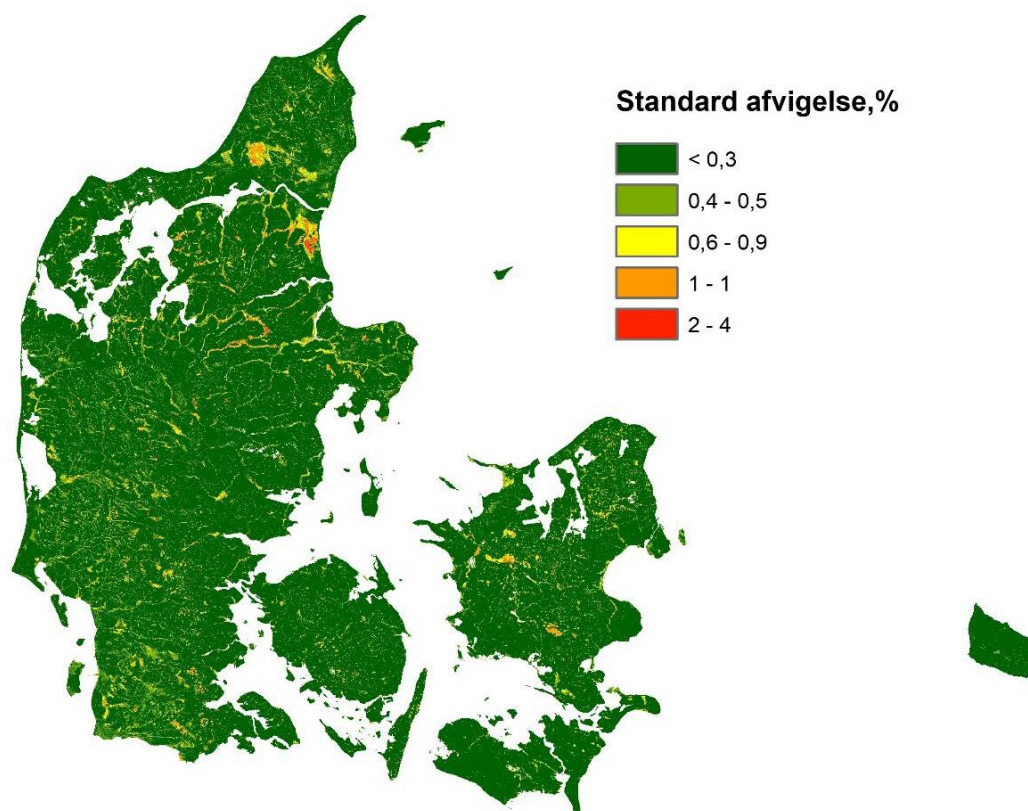
Usikkerhed på kortet er beregnet ved anvendelse af bootstrapping. Bootstrapping er en ikke-parametrisk tilgang til kvantificering af usikkerhed (Efron og Tibshirani 1993). Bootstrapping involverer gentagen tilfældig sampling og udarbejdelse af kort. Ved at gentage processen med tilfældig sampling og anvendelse af modellen, er vi i stand til at generere sandsynlighedsfordelinger af prædiktionerne fra hver model ved hver pixel. Et robust estimat kan bestemmes ved at tage gennemsnittet af alle de simulerede forudsigelser ved hver pixel. Ved at opnå sandsynlighedsfordelinger af resultaterne, er man også i stand til at kvantificere usikkerheden ved modelleringen ved at beregne et forudsigelsesinterval med et specifikt niveau af sikkerhed. Mens bootstrapping-fremgangsmåden er relativt ligetil, er der et krav om at generere et stort antal kort. I dette projekt er der anvendt 100 gentagelser.

Det gennemsnitlige kort og variansen for prædiktionen fra disse 100 kort beregnes:

$$\text{Var}(X) = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (xi - \mu)^2$$

μ er i dette tilfælde det gennemsnitlige prædiktionskort, og xi er det i -te bootstrap kort, n er antallet af bootstrappinggentagelser ($n = 100$ i dette arbejde).

På figur 2.2 ses den landsdækkende kortlægning af usikkerhederne på kulstofestimaterne. I Tabel 2.3 er usikkerhederne opgjort for alle landskabstyperne. Det er tydeligt, at usikkerhederne er størst i lavbundsområderne, hvilket hænger sammen med den meget store rumlige variation i disse områder på grund af stor menneske aktivitet ved bl.a. tørvegravning og dræning.



Figur 2.2 Landsdækkende kort over usikkerhed på kulstofestimatet. De største usikkerheder er knyttet til lavbundsområderne, specielt de meget kulstofholdige

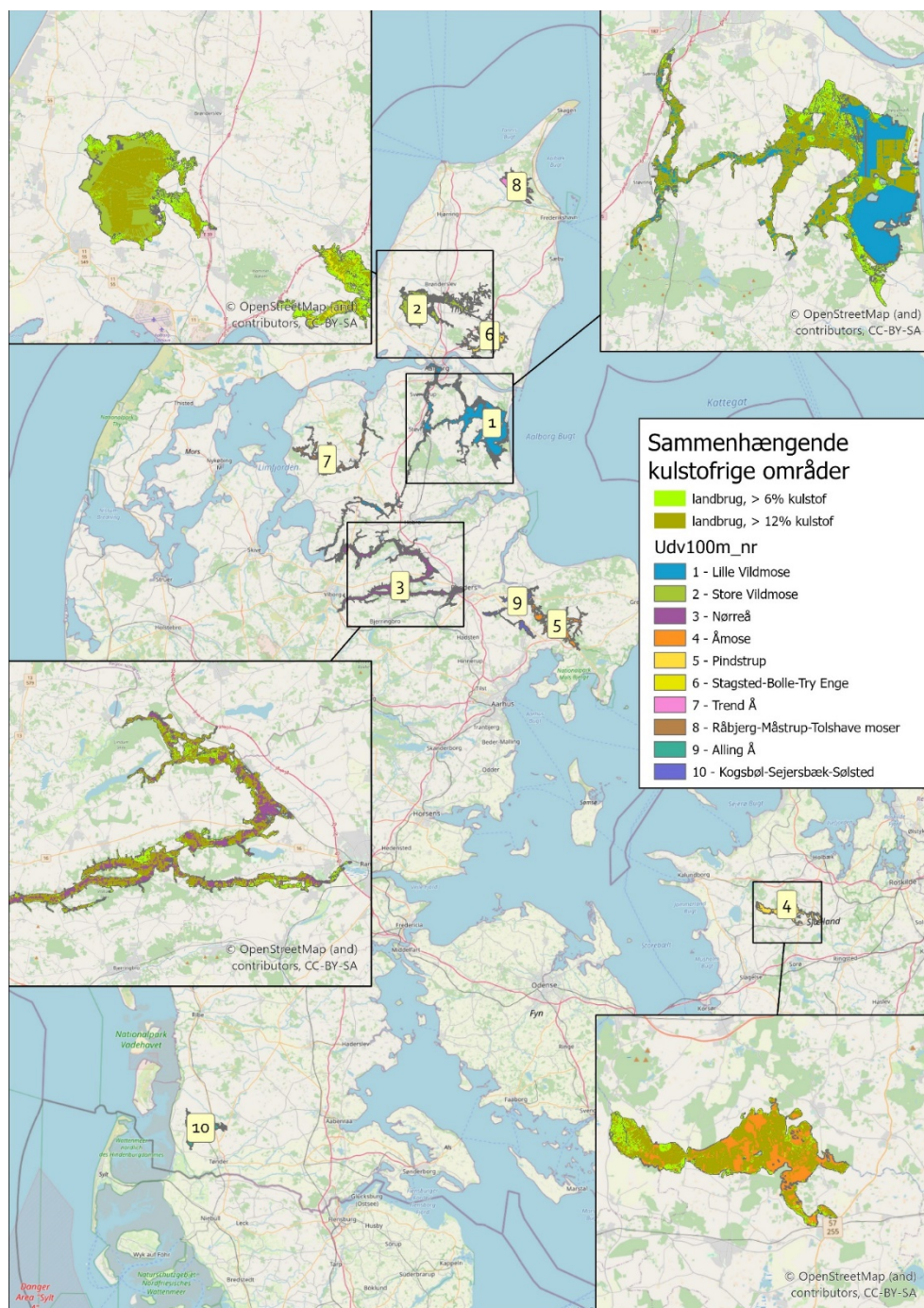
Tabel 2.3 Gennemsnitlige indhold af kulstof og den gennemsnitlige usikkerhed udtrykt ved standardafvigelsen opgjort for landskabstyperne i Danmark.

Landskabstype	Gennemsnitligt kulstofindhold (%)	Standardafvigelse (%)
Klit	1,6	0,19
Littorina	2,1	0,21
Yoldia	1,9	0,20
Randmoræne	2,3	0,22
Moræne	1,6	0,18
Inddæmmet areal	1,7	0,19
Dødislandskab	1,7	0,19
Tunneldal	1,9	0,21
Smeltevandsslette	2,2	0,22
Bakkeø	2,3	0,22
Marsk	2,1	0,22
Grundfjeld	1,4	0,17
Lavbund	6,2	0,41

2.2 Kortlægning af sammenhængende kulstofrige arealer

I forbindelse med udtagning af kulstofrige lavbundsjorder, vil størrelsen af de kulstofrige jorder være et af flere elementer i beslutningsprocessen om, hvilke der skal udtages først. Store sammenhængende landbrugsjorder med højt kulstofindhold vil være attraktive at udtage. Vi har på baggrund af kulstofkortet (Tekstur 2014) og IMK 2018 udvalgt de ti største arealer med sammenhængende kulstofrige jorder. Inden for disse er landbrugsjorder og tørvejorde bestemt, se figur 2.3. I Tabel 2.4 er områdernes størrelse angivet.

Som udgangspunkt er brugt Tekstur 2014-kulstofkortet, og alle områder med mere end 6 % kulstof er valgt ud for at finde store sammenhængende områder med højt kulstofindhold. Tekstur2014-kulstofkortet er et rasterkort og der kan opstå små huller imellem cellerne, så områderne ikke er direkte sammenhængende. Vi har derfor iterativt udvalgt de rasterceller med højt kulstofindhold, der ligger indenfor 100 meter af andre celler med højt kulstofindhold til at være sammenhængende.



Figur 2.3 De 10 største sammenhængende områder med kulstofrige jorde i Danmark

Størrelsen af hvert område fremgår af Tabel 2.4, der endvidere viser landbrugsarealet af disse områder både med mere end 6 % kulstof og med mere end 12 % kulstof.

Tabel 2.4 Størrelsen af de ti største sammenhængende kulstofrige områder i Danmark, deres opdyknings-
% og hvor stor en andel af arealet der har >12 % kulstof

	Område	Areal af område (≥6 % kulstof), ha	Heraf landbrugs- areal, ha	Heraf land- brugsareal, %	Heraf land- brugsareal med ≥12 % kulstof, ha	Heraf land- brugsareal med ≥12 % kulstof, %
1	Lille Vild- mose	18.077	7.850	43,4	5.932	32,8
2	Store Vildmose	10.051	4.936	49,1	3.714	37,0
3	Nørreå	10.026	4.106	41,0	3.087	30,8
4	Åmose	3.905	2.224	57,0	1.809	46,3
5	Pindstrup	3.756	2.259	60,1	1.445	38,5
6	Stagsted- Bolle-Try Enge	3.659	2.540	69,4	1.064	29,1
7	Trend Å	3.548	1.925	54,3	1.281	36,1
8	Råbjerg- Måstrup- Tolshave moser	2.962	1.579	53,3	912	30,8
9	Alling Å	2.644	1.313	49,7	770	29,1
10	Kogsbøl Mose, Se- jersbæk Kog og Sølsted Mose	2.419	1.856	76,7	653	27,0
	Sum, ha	61.047	30.588		20.667	

2.3 Lavbundsjordenes grundvandsstand og dræning

2.3.1 Dybde til grundvandet i SINKS-boringerne

I forhold til udledning af drivhusgasser fra dyrkede kulstofrige jorde, er det især dybden til grundvand, der er af interesse, og her spiller jordens dræningstilstand en stor rolle. Denne er bestemt af dræningsdybde samt af grøftning og vandstand i nærliggende vandløb. Årstid og observationsår er også vigtigt, da grundvandsstanden har store naturlige fluktuationer. På lavbundsjord påvirkes grundvandsstanden kraftigt af op-pumpning af drænvand, hvilket mange steder især sker om foråret og sommeren.

Tabel 2.5 Gennemsnitlig dybde til grundvand i SINKS lavbundsprofiler målt i 2010 samt DKModellen

Kulstof (%C)	Antal observationer SINKS	Grundvandsdybde (cm) SINKS	DKModel 100 m
<3	2.668	91	100-140
3-6	2.532	80	
6-12	1.806	74	90-95
12-24	1.361	68	60-75
>24	1.587	57	
Ialt	9.954		

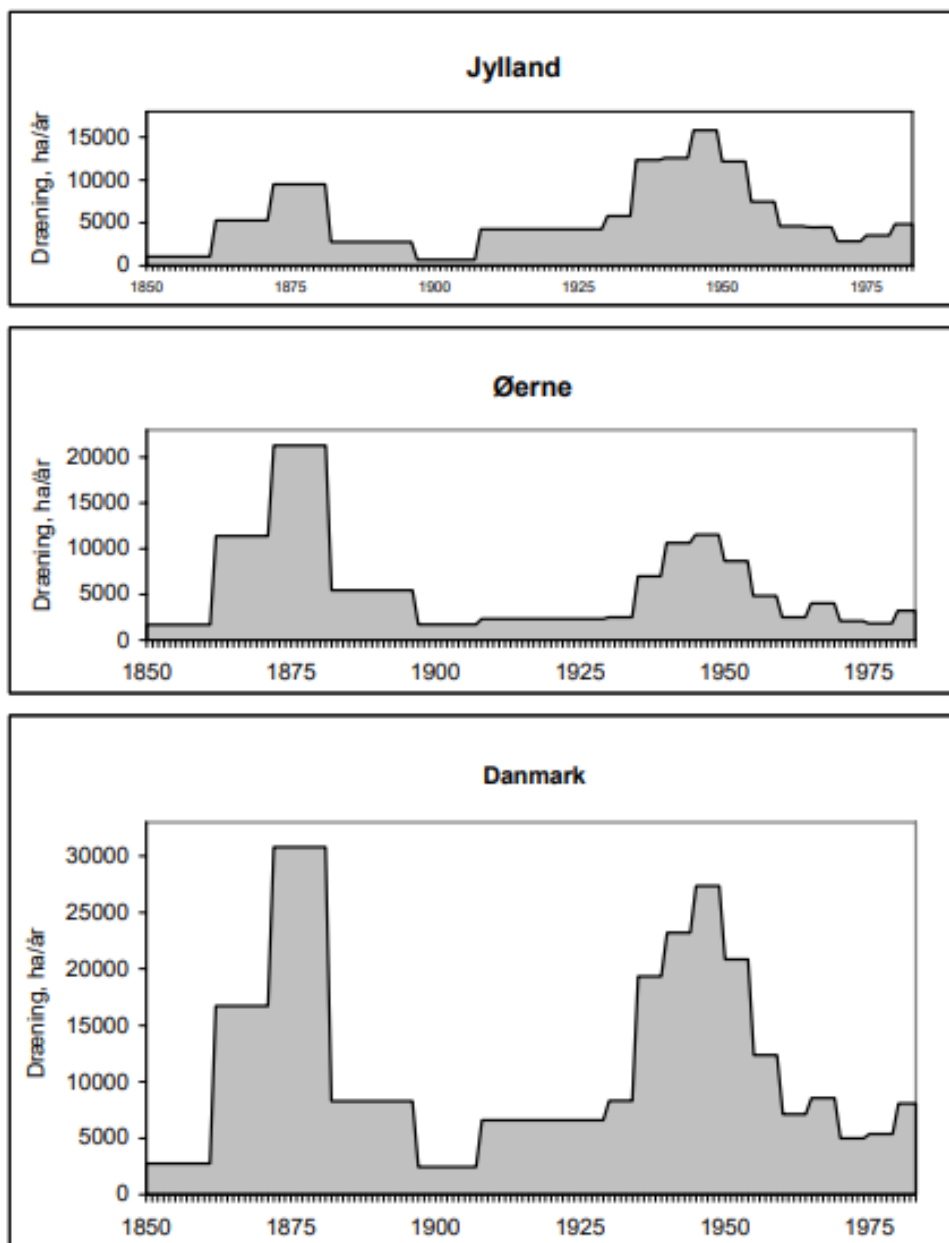
Grundvandsdybden på lavbundjordene er beskrevet ud fra ca. 1.000 SINKS-lavbundboringer udført i 2010 og den aktuelle DKmodel. I SINKS-boringerne er grundvandsstanden vurderet ifm. prøvetagning af jordprøver ned til ca. 1,3 m under terræn. DKmodellens grundvandsdybder er lavet ved et overlap mellem kulstof-kortet og DKmodellens grundvandsdybder.

I Tabel 2.5 ses at der er relativt stor forskel mellem estimerne lavet ud fra de to metoder ved jorde med lavt kulstofindhold, mens der er god overensstemmelse mellem metoderne for de deciderede tørvejorder. Årsagen til dette er usikker, men kan hænge sammen med, at grundvandsstanden i tørvejorderne er mere stabil høj og muligvis mere variabel i de kulstofrige jorde med 6-12 % kulstof.

2.4 Lavbundsjordernes dræning

Dræning af landbrugsjorde har i Danmark fundet sted i næsten 1.000 år. Mens man i de første århundreder udelukkende drænede jorden med gravede grøfter, har den fremherskende metode i nyere tid været ned-gravede drænrør på højbund og en kombination af grøfter og drænrør på lavbundsjorde. I Danmark blev de første drænrør nedgravet i 1848 (Breuning-Madsen, 2010). Dræningen tog dog først for alvor fart, da det i 1859 blev lovligt at føre drænrør over anden mands ejendom (Risager et al. 2017). Samtidig blev det tilladt, at føre drænvandet ud til søer og åer.

Dræningen med drænrør i Danmark fandt primært sted i to perioder (Olesen, 2009). I den første periode, 1860 – ca. 1900, var dræningen fokuseret på de lerede højbundsjorde i Østdanmark. Her har jorderne en høj bonitet, og de kunne nemt afvandes gennem rødræn. I den anden periode, ca. 1930 – 1970, var dræning med rør derimod fokuseret i det vestlige Danmark og især på lavbundsjorde, se figur 2.6.



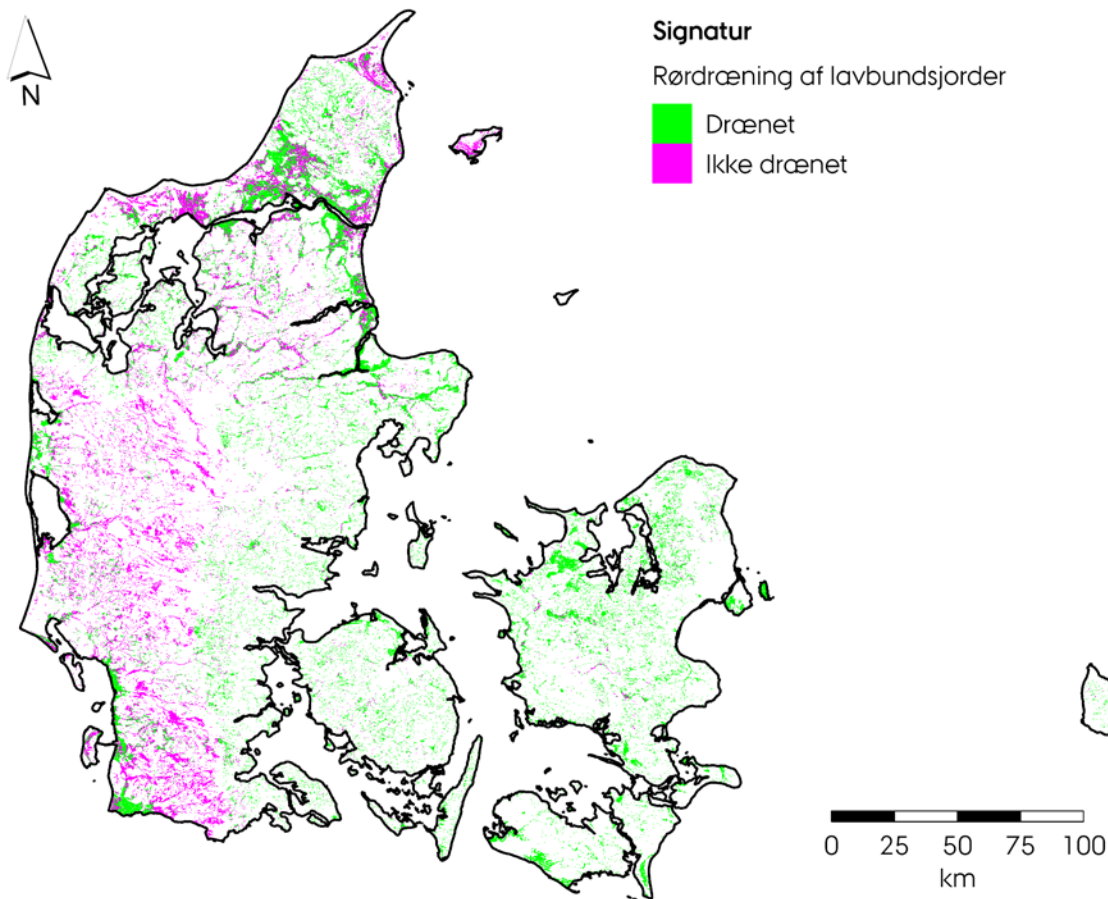
Figur 2.4 Dræningsintensitet siden 1850. Fra Olesen 2009.

2.4.1 Andel af grøftedrænet og rørlagt areal

Dræning med rør eller grøfter er udbredt på lavbundsjorder i Danmark, da de ellers kun i begrænset omfang kan bruges til landbrug. I dette afsnit gennemgås udbredelsen af dræning på lavbund, og placeringen af drænedes lavbundsjorder.

Møller et al. (2018) udarbejdede et kort over rødræning på landbrugsjorder i Danmark, både for højbund og lavbund. Figur 2.5 viser kortets angivelser af dræning for lavbundsjorder. Som det ses, ligger de rødræ-

nede lavbundsjorder fortrinsvist i Østdanmark, på indvundne arealer, i marsken og i områder med morænejorder i Nordjylland. De fleste lavbundsjorder i Vestjylland er ikke rødræned, og på Littorinafladerne findes der både rødræned og ikke rødræned jord.



Figur 2.5 Rødræning af lavbundsjorder ifølge Møller et al. (2018)

Drænkortet har en overordnet nøjagtighed på 79 %, baseret på 247 uafhængige observationer (Tabel 2.6). Nøjagtigheden for de fleste lavbundsjorder er enten tilsvarende eller højere, men for tørvejorder (>12 % kulstof) er nøjagtigheden lav (57 %). Dette skyldes primært, at drænkortet udelukkende redegør for rødræning, hvorimod tørvejorder ofte er drænet både med rør og grøfter.

Tabel 2.6 Observerede og kortlagte drænprocenter samt nøjagtigheden af drænkortet for henholdsvis højbundsjorder, lavbund og tørvejorder

Klasse	Observationer	Drænprocent		Nøjagtighed (%)
		Observeret	Kortlagt	
Højbund	211	54	58	79
Al lavbund	36	56	47	81
Lavbund	21	62	48	86
Tørvejorder (> 12 % kulstof)	7	57	43	57
I alt	247	54	56	79

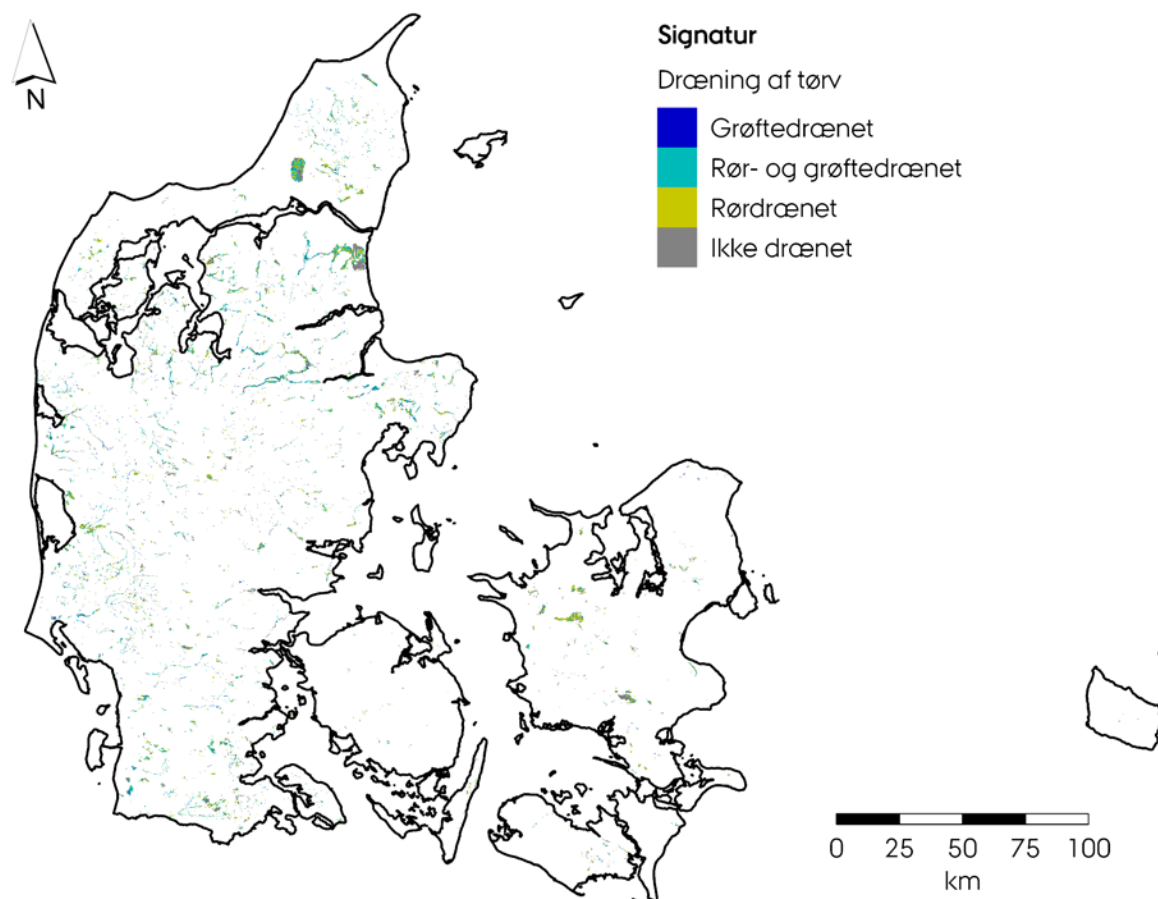
En analyse af tørvejordenes opdyrkning sammenholdt med afstanden til vandløb (da der ikke findes data, der skelner mellem grøfter og andre vandløb) giver et mere dækkende billede af tørvejordenes dræning. I analyse antog vi at tørvejorde uden for landbrugsarealet (IMK) ikke er drænede, da eventuelle drænsystemer på disse jorde sandsynligvis ikke vedligeholdes og dermed ikke er effektive. For dyrkede tørvejorder antog vi at alle er drænede, og at jord indenfor 7,5 m fra vandløb er grøftedrænede, da Dansk Markdræningsguide anbefaler en drænafstand på 14 – 16 m på tørvejorder (Nielsen, 2015). Vi antog herudover, at dyrkede tørvejorder mindre end 50 m fra et vandløb er drænet ved en kombination af rør og grøfter, imens de øvrige dyrkede tørvejorder med mere end 50 meter mellem grøfterne er rødrænede.

De fleste tørvejorder er drænet ved en kombination af grøfter og rør (36 %; Tabel 2.7), imens en mindre del udelukkende er drænet med rør (27 %). Omkring en tredjedel (32 %) af tørvejorderne ligger uden for landbrugsarealet og er sandsynligvis ikke drænede. De rent grøftedrænede tørvejorder udgør kun en lille del af arealet (5 %).

Tabel 2.7 Arealet af rør- og grøftedrænede tørvejorder, samt kriteriet for hver klasse.

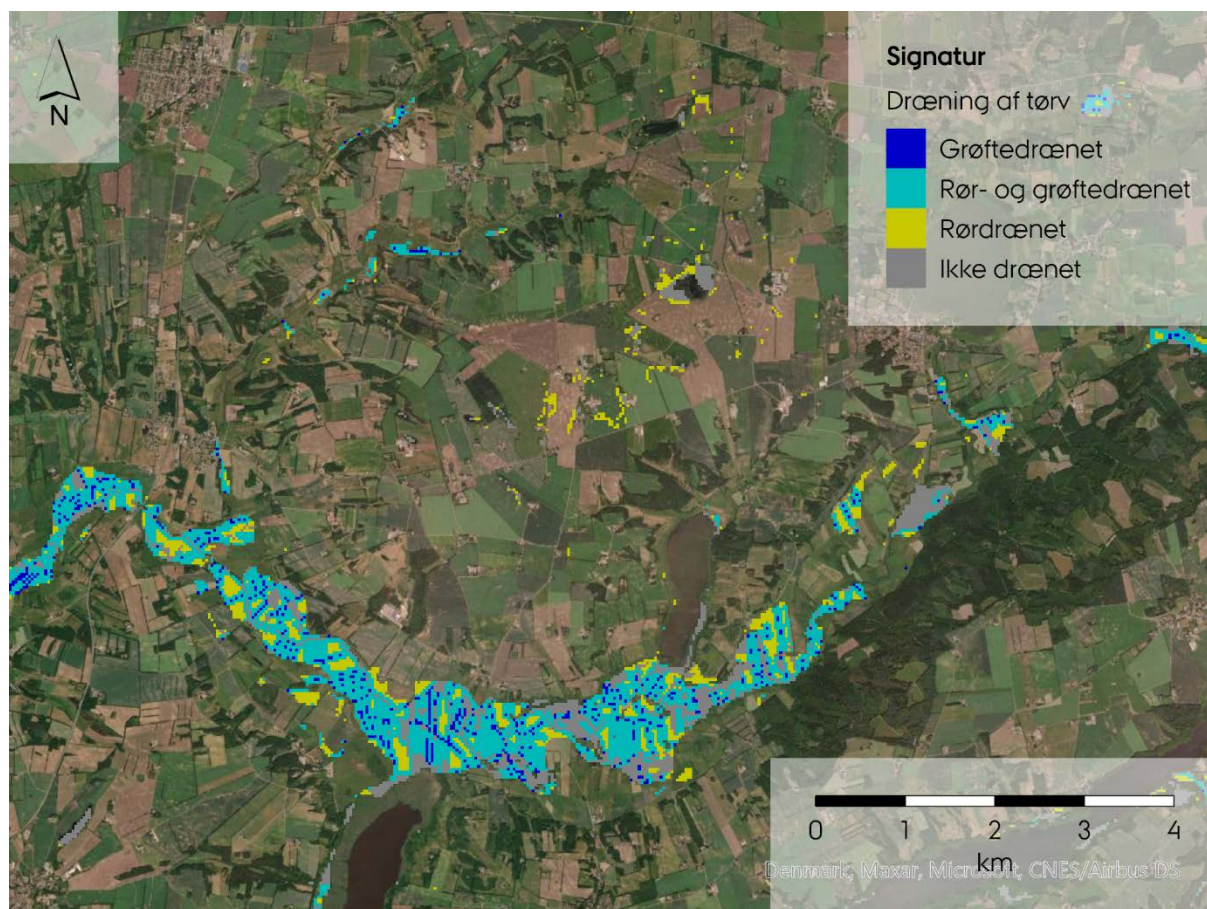
Klasse	Kriterium	Areal (ha)	%
Grøftedrænet	Landbrug; $\leq$ 7,5 m fra vandløb	5.321	5
Rør- og grøftedrænet	Landbrug; $\leq$ 50 m fra vandløb	38.098	36
Rødrænet	Landbrug; > 50 m fra vandløb	28.920	27
Ikke drænet	Ikke landbrug	34.423	32
I alt		106.762	

Tørvejorder drænet med en kombination af rør og grøfter ligger især i Vest- og Nordjylland, hvorimod tørvejorderne i Østdanmark fortrinsvist enten er rødrænede eller uden.



Figur 2.6 Rør- og grøftedræning af tørvjord i Danmark. Tørvjord uden for landbrugsarealet antages ikke drænet. Grøftedrænedes tørvjorder er defineret ved at ligge indenfor 7,5 m af et vandløb, imens jorder indenfor 50 m fra et vandløb antages drænet ved kombineret rør- og grøftedræning

På nærmere hold ses det, at det især er tørvjorderne i ådalene, som er drænet med en kombination af rør og grøfter, hvorimod tørvjorderne uden for ådalene fortrinsvist er drænet med rør (Figur 2.7)



Figur 2.7 Rør- og grøftedræning af tørvejorder i og omkring Skalsådal i Vesthimmerland

2.5 Historisk udvikling i arealet med kulstofrige lavbundsjord samt udviklingen frem mod 2050

Til vurdering af udviklingen i tørveareal findes en undersøgelse fra 2014 (Greve et al. 2014), som ud fra prøverne indsamlet i SINKS lavbund fra 2010 og historiske jordprøver indsamlet tilbage fra Den Danske Jordklassificering i midten af 1970'erne, laver et estimat af ændringer i tørveudbredelsen (>12 % kulstof). Prøverne stammer fra fire kortlægninger (se Tabel 2.8) som blev bearbejdet, så de kunne anvendes til kortlægning af tørveudbredelsen i 1975 og 2010. Udgangspunktet for denne bearbejdning var, at hvis det på et tidspunkt efter 1975 var fundet tørv i en jordprøve var den også tørv i 1975. Hvis der i historiske jordprøver var fundet mere end 55 cm, blev den i 2010 stadig betragtet som tørv; hvis der var mindre end 55 cm, var det usikkert, om der var tørv i 2010, og prøven blev ikke medtaget i 2010-analysen (se Tabel 2.9).

Analysen viste, at tørvejordernes udbredelse inden for landbrugsarealet faldt fra ca. 107.000 ha i 1975 til ca. 73.500 ha i 2010, altså et fald på 33.500 ha. over en periode på 35 år. Det svarer til et fald på ca. 1,1 % pr år (eller 1.060 ha om året frem til 2010). For at anslå den nuværende tørveudbredelse og tørveudbredelsen i 2050 har vi anslået, at tørveudbredelsen vedbliver at falde med 1,1 % pr. år frem til henholdsvis 2020 og 2050 (se Tabel 2.9), så længe der er drænet. Dette scenarium tager ikke hensyn til den forventede stigende grundvandsstand (som dog modvirkes af effektiv dræning på landbrugsjord), eller de kommende

udtagninger af lavbundsjord. I artiklen (Greve et al. 2014) forholdt vi os ikke til jorder med 6-12 % kulstof. Vi vil dog forvente, at dette areal falder på tilsvarende måde, så længe det er effektivt drænet.

Estimaterne er forbundet med nogen usikkerhed, så når SINKS-genbesøgsprojektet er gennemført i 2023, vil vi have et lang bedre estimat.

Tabel 2.8 Antal jordprøver fra fire forskellige kortlægninger, anvendt til at beregne tørveudbredelsen i hhv. 1975 og i 2010. Bemærk at mineralisk lavbund også omfatter jorder med 6-12% kulstofindhold i denne analyse

Kortlægning	Antal prøver ialt	Mineralisk lavbund ($\leq 12\%$ kulstof)		Tørvejorder ($> 12\%$ kulstof)	
		1975	2010	1975	2010
Jordklassificeringen	9.751	—	6.907	2.844	2.844
Okker klassifikationen (ref.)	6.524	5.432	6.385	1.092	139
JUPITER	98.122	2.419	1.790	5.703	6.332
SINKS lavbund 2010	18.171	17.888	17.103	283	1.068
Total	42.568	25.739	32.185	9.922	10.383

Tabel 2.9 Estimeret udbredelse af lavbund, mose, tørvejorder på forskellige tidspunkter.

Temakort	Udbredelse, total (ha)	Udbredelse, landbrugsjord (ha)	Bemærkninger
Udvidet lavbund	891.000		Jf. afsnit 1.1.2
Moseudbredelsen, 1942	130.800		Thøgersen, 1942, jf. afsnit 1.3
Tørveudbredelsen 1975	178.300	118.200	Greve et al. 2011
Tørveudbredelsen 2010	107.000	73.500	Greve et al. 2014
Tørveudbredelse 2020		65.000	Tørveudbredelsen 2010, under forudsætning af et årlig tab af tørvejordes udbredelse på 1,1%
Tørveudbredelse 2050		47.000	

2.6 Arealanvendelse.

2.6.1 Arealanvendelse inden for landbrugsarealet

Arealanvendelsen på lavbundsjordene kan opgøres ud fra en overlapsanalyse mellem landmændenes markkort (IMK) som indberettes til Landbrugsstyrelsen (LBST) og Tekstur 2014 kulstofkortet. Fra IMK2018 (markkort for 2018) kendes afgrøderne på alle anmeldte marker i 2018 og fra Tekstur 2014 kulstofkortet kendes kulstofindholdet. Afgrøderne er fordelt på en række afgrødekoder, som efterfølgende med udgangspunkt i den seneste afgrødeliste fra LBST gældende for 2018¹ er grupperet i afgrødegrupperne: permanent græs, omdrift og øvrige afgrøder.

Fra overlapsanalysen fås en oversigt over de ansøgte afgrødearealer per afgrødekode fordelt på de to kategorier af kulstofrige jorde: 6-12 % kulstof og >12 % kulstof. Fra overlapsanalysen er landbrugsarealet opgjort for hhv. arealer i omdrift og med permanent græs (samt øvrige afgrøder) på kulstofrige jorder. Fordeling på de enkelte afgrødegrupper findes i bilag 1. Den summerede fordeling er vist i Tabel 2.11.

Tabel 2.10 Total brutto kulstofrige landbrugsarealer med hhv. 6-12 % og >12 % organisk kulstof for hele kortlægningsområdet fordelt på arealanvendelse. Data fra 2018.

Arealer i ha	6-12 %	>12 %	I alt
Permanent græs	20.244	21.592	41.836
Omdrift	66.973	39.318	106.292
Øvrige afgrøder	10.525	12.354	22.880
Brutto kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder 2018	97.743	73.264	171.007

2.6.2 Arealanvendelse uden for landbrugsarealet

Kortet Basemap03 for 2018 (Basemap03, 2019) viser en klassificering af arealanvendelsen i en hel række områdetyper. For at kunne identificere arealet uden for landbrugsarealet frasorteres arealer omfattet af IMK2018, som repræsenterer landbrugsarealet.

Klassificeringen af den samlede arealanvendelse af kulstofrige jorder (> 6% kulstofindhold) uden for landbrugsarealet lettes endvidere ved at reklassificere Basemap03 til syv arealanvendelsesklasser samt arealanvendelsen på de kulstofrige jorder (>6 % kulstof) uden for landbrugsarealet i 2018 fremgår af Tabel 2.13.

¹ Til formålet er anvendt den seneste afgrødekodeliste fra LBST, hentet fra <https://lbst.dk/tilskud-selvbetjening/kom-i-gang-med-selvbetjening/tast-selv-service/koder-til-faellesskemaet/>.

Tabel 2.11 Arealanvendelsen af kulstofrige jord (>6 % kulstof) uden for landbrugsarealet.

Kode	Arealanvendelse	Areal (ha)
1	Befæstet	14.611
2	Tør natur	12.664
3	Våd natur	54.140
4	Skov	22.219
5	Vand	16.051
6	Hav	57
9	Ikke klassificeret	0
I alt kulstofrige jorder uden for landbrugsarealet		119.743

2.7 Perspektivering til andre landes kortlægning

Fordelingen af tørvejorder i Europa er opgjort ud fra de forskellige landes europæiske jorddatabaser. Data-kilderne er 1: 1.000.000 europæisk jorddatabase (v1.0) (Panagos, P, 2006). Tabel 2.14 viser fordeling af tørvejord i de europæiske lande. Resultaterne afslører en stærk nordlig bias, idet organisk rige jorde især findes i tempererede og koldere klimaer. Næsten en tredjedel af den europæiske tørveressource er i Finland, og mere end en fjerdedel er i Sverige. Resten er i Polen, Storbritannien, Norge, Tyskland, Irland, Estland, Letland, Holland og Frankrig. Små områder med tørv forekommer i Litauen, Ungarn, Danmark og Tjekkiet. Resultaterne er relevante for planlægningen af effektive jordbeskyttelsesforanstaltninger på europæisk niveau.

Tabel 2.12 Det tørvedækkede areal i de europæiske lande.

Land	Tørvearealet i de europæiske lande, ud fra den Europæiske jordbundsdatabase	
	km ²	%
Albanien	44	0,2
Østrig	276	0,3
Belgien	240	0,8
Bosnien-Hercegov	170	0,3
Bulgarien	53	0,5
Kroatien	41	0,1
Tjekkiet	687	0,9
Danmark	1.091	2,6
Estland	9.353	21,7
Færøerne	201	15,0
Finland	88.908	29,5
Frankrig	3.157	0,6
FYROM	0	0,0
Tyskland	15.276	4,3
Grækenland	554	0,4
Ungarn	2.738	3,0
Irland	11.392	16,5
Italien	292	0,1
Letland	7.385	11,7
Lichtenstein	0	0,0
Litauen	2.433	3,8
Luxembourg	3	0,1
Malta	0	0,0
Monaco	0	0,0
Holland	5.392	15,6
Norge	18.685	6,0
Polen	29.720	9,7
Portugal	271	0,3
Rumænien	95	0,0
Slovakiet	35	0,1
Slovenien	78	0,4
Spanien	360	0,1
Sverige	65.859	15,6
Schweiz	183	0,5
Storbritannien	26.519	10,9
Jugoslavien	110	0,1

2.8 Referencer

- Adhikari K, Bou Kheir R, Greve MB, Bøcher PK, Malone BP, Minasny B, McBratney AB, Greve MH. 2013. High-Resolution 3-D Mapping of Soil Texture in Denmark. *Soil Sci. Soc. Am. J* 77, doi:10.2136/sssaj2012.0275.
- BASEMAP03 2019. Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark, Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 159, 2019 <https://dce2.au.dk/pub/TR159.pdf>
- Bendix J. 2004. *Geländeklimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin
- Boehner J, Antonic O. 2009. Land surface parameters specific to topo-climatology. In: T. Hengl and H.I. Reuter, editors, *Geomorphometry: Concepts, software, applications*. Elsevier, New York . p. 195–226.
- Boehner J, Koethe R, Conrad O, Gross J, Ringeler A, Selige T. 2002. Soil regionalization by means of terrain analysis and process parameterization. In: E. Micheli, F. Nachtergaele, and L. Montanarella, editors, *Soil Classification 2001*. Eur. Soil Bur., Res. Rep. No. 7, EUR 20398 EN, Luxembourg. p. 213–222.
- Breuning-Madsen H. 2010. Drænrørets indførselse og betydning i etlandbrugs- og miljømæssigt perspektiv. Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742. København, Det Kongelige Danske videnskabernes Selskab: 158-165.
- Efron B, Tibshirani R. 1993. *An introduction to the bootstrap*. Chapman and Hall, London.
- Viscarra Rossel RA, Chen C, Grundy MJ, Searle R, Clifford D, Campbell PH (2015) The Australian three-dimensional soil grid: Australia's contribution to the globalsoilmap project. *Soil Res* 53:845–864
- Gallant JC, and Dowling TI. 2003. A multi-resolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas. *Water Resour. Res.* 39(12):1347–1359. doi:10.1029/2002WR001426
- Greve MH, Greve MB, Christensen OF, Bou-Kheir R. 2011. Mapping of the organogenic soils on agricultural land. Final report, SINKs (DP6).
- Greve MH, Christensen, OF, Greve MB, Kheir RB. 2014. Change in Peat Coverage in Danish Cultivated Soils During the Past 35 Years, *Soil Science*: May 2014 - Volume 179 - Issue 5 - p 250-257 doi: 10.1097/SS.0000000000000066
- Madsen HB, Nørr AH, Holst, KA. 1992. *The Danish Soil Classification. Atlas over Denmark I,3*. The Royal Danish Geographical Society, Copenhagen.
- Møller AB, Børgesen CD, Bach EO, Iversen BV, Moeslund B. 2018. Kortlægning af drænedede arealer i Danmark. Report 135: Danish Centre for Food and Agriculture. Aarhus University.
- Nielsen, JA. 2015. *Dansk Markdræningsguide*, SEGES, 49 p.
- Olesen SE. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geolog, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. (2009). Intern rapport fra Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
- Panagos Panos. The European soil database. 2006. *GEO: connexion*, 5 (7), pp. 32-33.
- Tøgersen F. 1942. *Danmarks Moser. Beretninger om Hedeselskabets systematiske Eng- og Moseundersøgelser*.

3 Drivhusgasemissioner fra kulstofrig jord

Af Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, Steen Gyldenkerne Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af: Poul Erik Lærke og Ole-Kenneth Nielsen, AU

Kulstofrige jorde er kilde til gasformige tab til atmosfæren af drivhusgasserne kuldioxid (CO_2), metan (CH_4) og lattergas (N_2O). Gasserne dannes og frigives, når mikroorganismer (svampe, bakterier og arkæer) nedbryder jordens indhold af organiske kulstof (OC) forbindelser. Det betyder, at udledningen af drivhusgasser styres af faktorer, der regulerer de mikrobielle livsprocesser (Conrad, 1996). I den forbindelse skelnes mellem aerobe og anaerobe processer, der foregår henholdsvis med og uden tilstedeværelse ilt (O_2). Når der er ilt til stede, anvender aerobe mikroorganismer ilt som elektron acceptor til at oxidere organisk kulstof, så der dannes CO_2 som slutprodukt. Når der ikke er ilt til stede, anvender anaerobe mikroorganismer andre elektron acceptorer, så som CO_2 og nitrat (NO_3^-), hvorved der kan dannes CH_4 og N_2O . Metan kan ligeledes dannes ved anaerobe fermentative processer, hvor det organiske kulstof omsættes uden brug af eksterne elektron acceptorer. Drivhusgasserne metan og lattergas er henholdsvis 25 (CH_4) og 298 (N_2O) gange stærkere end CO_2 set på en 100-års tidsskala jf. IPCCs fjerde opgørelsesrapport (Forster et al., 2007). Disse omregningsfaktorer er rapporteringskravene til Klimakonventionen og anvendes i den danske emissionsopgørelse (Nielsen et al., 2020). Andre omregningsfaktorer er bl.a. præsenteret i IPCCs femte opgørelsesrapport og anvendes ofte i nyere videnskabelig litteratur (Wilson et al., 2016).

Forskellen mellem aerobe og anaerobe mikrobielle processer betyder, at tilgængeligheden af ilt er en afgørende faktor for dannelse og frigivelse af drivhusgasser fra organiske jorder, både kvalitativt og kvantitativt. Aerobe forhold optræder, når jorden ikke er vandmættet, idet atmosfærisk ilt diffunderer ca. 10.000 gange hurtigere i luftfyldte end i vandfyldte hulrum i jorden. Jordens vandmætning har dermed stor betydning for iltforholdene og dermed for balancen mellem aerob og anaerob omsætning. Under både aerobe og anaerobe forhold gælder dog, at den mikrobielle aktivitet, der danner drivhusgasserne, også afhænger af andre miljøfaktorer, så som jordens pH, temperatur og næringsstofstatus. Disse sammenhænge betyder, at der for specifikke lokaliteter typisk findes en god relation mellem jordens vandmætning og emissionen af drivhusgasser, hvorimod denne relation ikke altid er så tydelig på tværs af lokaliteter (Tiemeyer et al., 2016).

3.1 Kuldioxid, CO_2

Den største emission af CO_2 fra kulstofrige jorder skyldes mikrobiel nedbrydning af det organiske stof under aerobe forhold (Bader et al., 2018). Disse forhold optræder i dræned jorder, hvor tilgængeligheden af ilt er høj, hvorved omsætningen af organisk stof primært frigiver det nedbrudte kulstof som CO_2 . Den kvantitative betydning af miljømæssige faktorer på CO_2 emissionen er ikke velundersøgt under danske forhold. Studier af tyske kulstofrige jorder under græs viser, at tilgængeligheden af fritlagt kvælstof (N) i det luftfyldte jordvolumen kan være en vigtig faktor for CO_2 emissionen, hvorimod tilgængeligheden af fritlagt organisk kulstof ikke havde samme betydning (Tiemeyer et al., 2016). Ligeledes viser tyske studier, at emissionen af drivhusgasser fra organiske jorder med relativt lavt indhold af kulstof kan være lige så stor som emissionen fra jorder med højt indhold af organisk kulstof. Eickenscheidt et al. (2015) undersøgte den årlige emission af drivhusgasser fra jorder med 9,4-10,9 % organisk kulstof og 16,1-17,2 % organisk kulstof, hvor der på begge jordtyper indgik driftsformer med årlig omdrift og permanent græs. Undersøgelsen viste, at den samlede emission fra de kulstofrige jorder ikke var styret af indholdet af kulstof. Tilsvarende fandt Tiemeyer et

al. (2016) i en tværgående analyse af drænede tyske jorder under permanent græs, at kulstofrige jorder med ned til 5 % organisk kulstof havde lige så stor emission af drivhusgasser som tørvejorder med mere end 18 % organisk kulstof. Dette knytter sig til den ovenstående forståelsesramme, hvor jordens vandindhold (og dermed iltforsyningen), i højere grad end kulstof-koncentrationen, er styrende for de mikrobielle processer, der betinger emissionen af drivhusgasser (Aerts and Ludwig, 1997; Karki et al., 2016). Der findes endnu ingen empiriske data, der belyser sammenhængen mellem jordens indhold af organisk kulstof og emissionen af drivhusgasser under danske forhold.

De eksisterende målinger af CO₂ emission fra danske kulstofrige jorder er udført i enkelte år og primært for dybt drænede arealer med højt indhold af organisk kulstof; her defineret som jorder med mere end 12 % organisk kulstof (Pedersen, 1978; Elsgaard et al., 2012; Kandel et al., 2018). I 2008-2009 blev der gennemført et måleprogram for drivhusgasemission fra dyrkede kulstofrige jorder, hvor der indgik fem lokaliteter i omdrift og tre lokaliteter med permanent græs, alle med mere end 12 % organisk kulstof (Petersen et al., 2011, 2012; Elsgaard et al., 2012). Resultaterne af dette studie viste et årligt tab på $30,8 \pm 3,7$ ton CO₂ ha⁻¹ for arealer med permanent græs (n = 3) og et tab på $42,1 \pm 7,3$ ton CO₂ ha⁻¹ (n = 5) for arealer i omdrift (data angivet som gennemsnit ± standardfejl), omend der ikke var statistisk signifikant forskel på tabet fra de to driftsformer (Elsgaard et al., 2012). Senere danske data er primært baseret på enkeltstående studier fra dyrkede arealer i Store Vildmose og kulstofrige jorder i Nørreådal. En sammenstilling af disse resultater (Tabel 3.1) indikerer, at resultaterne målt i 2008-2009 (Elsgaard et al., 2012) ligger i den øvre ende af det fremkomne interval. Ved sammenligning mellem lokaliteter og år skal det dog bemærkes, at år-til-år variationen i emissionen af CO₂ fra dyrkede kulstofrige jorder er betydelig (Jacobs et al., 2007; Marcolla et al., 2011; Elsgaard et al., 2012), og omfanget af denne variation er ikke dokumenteret under danske forhold.

Tabel 3.1 Målte netto økosystemkulstofbalancer (net ecosystem C balance - NECB), dvs. jordens tab af organisk kulstof, for danske kulstofrige jorde i omdrift ('Cropland') og under permanent græs ('Grassland'). Kilde og referencer: Annex 2 i Notat til Miljø- og Fødevareministeriet, Departementet: Afdækning af usikkerheder ved brug af LULUCF kreditter (Gyldenkerne et al., 2017). Tabet af organisk C er omregnet til CO₂ ækvivalenter ved at gange de oprindelige kildeangivelser med en faktor på 3,67, der er den vægtmæssige sammenhæng mellem C (molvægt, 12 g/mol) og CO₂ (molvægt, 44 g/mol).

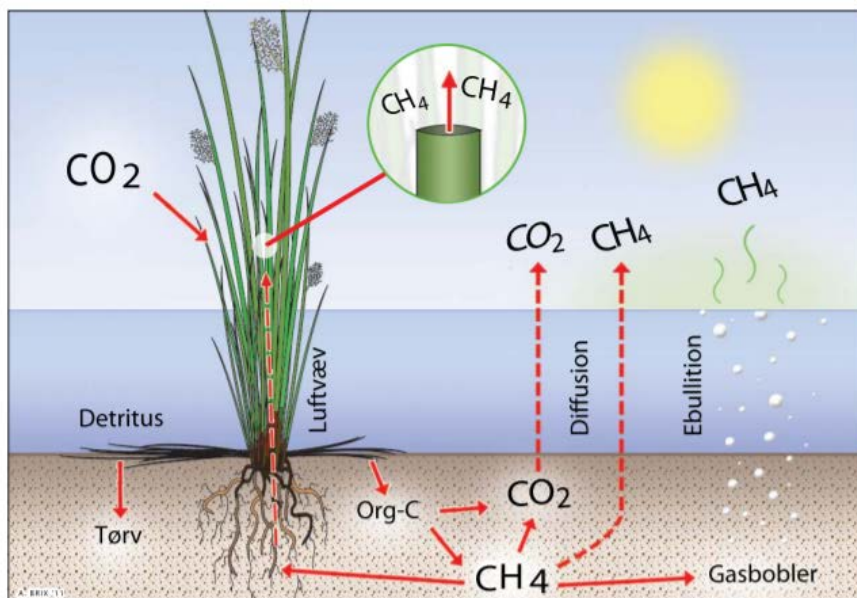
Reference	NECB (Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ year ⁻¹)				Notes
	Grassland		Cropland		
	Mean	Sites	Mean	Sites	
Elsgaard et al. (2012)	30,8	25,3	42,2	56,1	Lavbund og højmoser. Cropland omfatter marker med græs i omdrift, korn og kartofler
		29,0		26,4	
		38,1		61,2	
				25,7	
				42,2	
Görres et al. (2014)	36,7	35,6			Samme grassland data som Elsgaard et al. (2012); men forskellig modellering
		35,6			
		38,9			
Pedersen (1978)			18,0	18,3 17,2	Datafor højmose i forskellige år. C balancer fra barjords-respiration
Karki et al. (2015)			20,9	12,8 28,6	Vårbyg og rørgræs på lavbundsjord; (data korrigeret for N ₂ O)
Kandel et al. (2013)			19,1	15,8 22,4	Samme data som Karki et al. (2015); men forskellig modellerng
Kandel et al. (2017b)	28,6	28,6	21,3	20,2 24,9 19,1	Data fra højmose. C balancer fra respiration på bar jord i omdriftsmarker
Karki et al. (2016)			24,9	12,8 36,7	Mesocosm studier med lavbundsjord afdrænet til WT dybde på 30 and 40 cm
Kandel et al. (2017a)			3,3	5,5 3,3	Fen cropped to festulolium and tall fescue with two- and three-cut harvest; wet year

3.2 Metan, CH₄

Niveauet af metanemission fra kulstofrige jorde er stærkt knyttet til iltforholdene, idet metan dannes af strengt anaerobe mikroorganismer, der hæmmes ved tilstedeværelse af ilt. Det betyder i praksis, at metan dannes i vandmættede jordlag under drændybden på kulstofrige jorder, der indgår i landbrugsmæssig drift. Dannelsen af metan i dybere jordlag medfører dog ikke nødvendigvis, at der afgives metan til atmosfæren. Dette afhænger af, hvordan metanen transporteres fra de dybere jordlag og op til overfladen. Sker det ved diffusion gennem et umættet og iltet jordlag, vil størstedelen af metanen blive oxideret til CO₂ af specialiserede bakterier (metanotrofer) hvis energimetabolisme er baseret på følgende proces:



Dette begrænser ikke tabet af kulstof fra jorden, men giver en mindre klimabelastning, da metan er en stærkere drivhusgas end CO₂. Empiriske målinger af metanemission fra danske og internationale kulstofrige jorder viser samstemmende, at udslippet af metan fra jordoverfladen er minimalt, så længe der findes et aerobt øvre jordlag på omkring 20-25 cm's tykkelse eller mere. Men stiger vandstanden, så de øverste 25 cm er helt eller delvist bliver anaerobe, er der risiko for et stigende udslip af metan (Fig. 3.1), særligt på næringsrige jorde med let omsætteligt organisk kulstof (Zak et al., 2015, 2018).

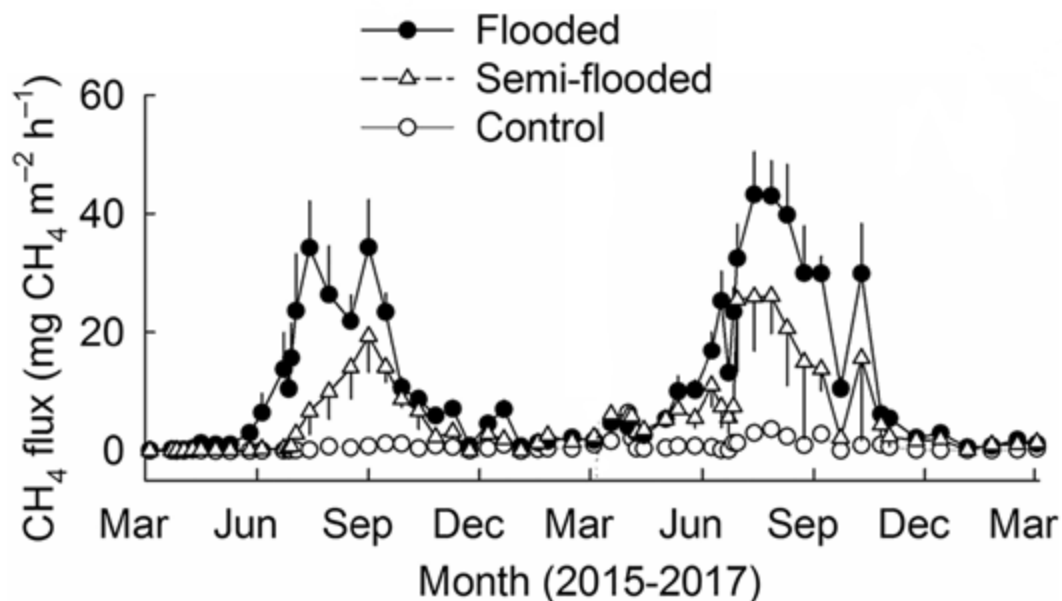


Figur 3.1 Kredsløb og transport af metan og CO₂ i kulstofrige jorder. Metan kan tabes til atmosfæren ved enten diffusion, ebullition (bobledannelse) eller transport gennem aerenkym ('luftvæv') i sumpplanter som fx lyse siv. Ilt kan tilsvarende transporteres fra atmosfæren til dybere jordlag gennem planternes aerenkym (ikke vist). Fra Nielsen et al. (2011).

Udslip af metan fra drænede jorder kan faciliteres af den vegetation, der vokser på arealerne. Nogle planter, der trives under fugtige jordbundsforhold, indeholder lufttransporterende væv (aerenkym), der dels skaffer ilt til rødderne, men også tillader, at metan fra dybere lag i jorden kan transporteres gennem planten og slippe ud i atmosfæren. Herved forhindres, at metanen bliver oxideret af metan-oxiderende bakterier i

den øvre aerobe zone af jorden. Eksempler på sådan vegetation, der naturligt breder sig på fugtige lavbundsarealer, er lysesiv (*Juncus effusus* L.). Petersen et al. (2011) fandt i et studie på dræned landbrugsarealer, at målefelter på to forskellige græsarealer havde en markant udledning af metan over hele året, hvilket var sammenfaldende med forekomsten af lysesiv. Nielsen et al. (2011) viste, at metan kan diffundere ind i planten gennem de yderste 2-3 cm af rodspidsen, eller gennem siderødderne, og herefter transporteres via aerenkymet til atmosfæren. Som en modsatrettet mekanisme kan den ilt, som planterne transporterer til rødderne, i en vis grad bidrage til oxidation af metan i dybe jordlag. Den relative betydning af transport af metan og ilt i planterne varierer både i tid og rum, og den resulterende effekt er kompleks at afdække. Dette gælder også for effekten af andre sumpplanter med intern gastransport af ilt og metan.

Udledning af metan til atmosfæren efter vådlægning af dræned kulstofrige jorder er kun sporadisk undersøgt under danske forhold og ofte kun i et enkelt eller få år efter vådlægning (Audet et al., 2013, Kandel et al., 2019; 2020). De gennemførte studier viser, at der umiddelbart efter vådlægning kan være en betydelig metan-udledning. Kandel et al. (2020) målte emission af metan fra kulstofrig jord dyrket med rørgræs (*Phalaris arundinacea* L.), hvor vandstanden kunstigt var hævet til henholdsvis 1, 3 og 9 cm under jordoverfladen (Fig. 3.2). Tørvedybden på arealet var omkring 1 m. Målinger over to år viste et tab af metan svarende til 82-116 g CH₄ m⁻² år⁻¹ (svarende til 21-29 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹) ved vandstand på 1 cm; 35-69 g CH₄ m⁻² år⁻¹ (svarende til 9-17 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹) ved vandstand på 3 cm under jordoverfladen; og 3-9 g CH₄ m⁻² år⁻¹ (svarende til 0,8-2,3 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹) ved vandstand på 9 cm. Altså en betydelig effekt i form af stigende metan-emission ved stigende grundvandsstand. IPCC (IPCC, 2014), som danner baggrund for de danske emissionsopgørelser for CH₄ (Nielsen et al., 2020) har på baggrund af 37 steder i tempererede områder fundet en gennemsnitlig CH₄ emission på 7,2 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (95 % konfidensinterval 0-28,5 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹). Der mangler dog grundlæggende danske studier, der kan generalisere effekten af vådlægning og management på udledningen af metan, særlig med hensyn til hvilken ligevægt, der kan forventes at indstille sig flere år efter vådlægning. Blandt andet kan den forudgående drift være en styrende faktor for metan-emission fra reetablerede kulstofrige jorde, således at tidligere landbrugsjorder med højt næringsstof indhold kan have en høj metan-emission. På nuværende tidspunkt er der også kun lidt viden om management muligheder, der kan udføres i praksis for at begrænse udslippet af metan efter vådlægning, men forsøg har vist, at det kan være vigtigt at fjerne nogle af jordens nærringsstoffer enten ved høst af biomasse eller ved fjernelse af topjod (Zak et al., 2015, 2018).



Figur 3.2 Tab af metan målt gennem to år på en organisk lavbundsjord dyrket med rørgræs, hvor vandstanden (årlig middel) var hævet til henholdsvis 1, 3 og 9 cm under jordoverfladen (betegnet som henholdsvis 'Flooded', 'Semi-flooded' og 'Control'). Fra Kandel et al. (2020).

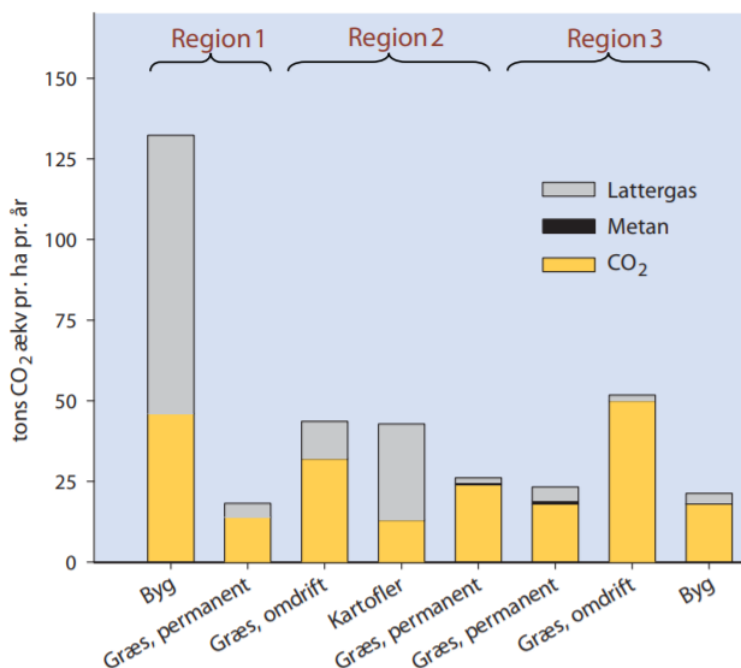
3.3 Lattergas, N_2O

Lattergas dannes af mikrobielle eller koblede mikrobielle og kemiske processer i kvælstofkredsløbet. De primære og bedst undersøgte kilder til lattergas er mikrobiel nitrifikation, hvor ammoniak (NH_3) omdannes til nitrat, og denitrifikation, hvor nitrat omdannes til gasformige N forbindelser, herunder lattergas og frit kvælstof (N_2). Udledningen af lattergas bestemmes af et samspil mellem de biologiske processer og jordbundsmiljøet, hvor især dræningstilstand, kvælstoftilgængelighed og pH har betydning. De to processer, nitrifikation og denitrifikation, kræver henholdsvis aerobe og anaerobe forhold, hvilket betyder, at jordens dræningstilstand og dermed iltforholdene er afgørende for dannelsen og emissionen af lattergas. I dræ-nede jorder sker der en fortløbende nedbrydning af de organiske bestanddele, der både indeholder C og N. Herved frigives såvel CO_2 og ammoniak (NH_3), der er i pH afhængig ligevægt med ammonium (NH_4^+). Tørvens mineraliseringsrate er derfor en af de styrende faktorer for tilgængeligheden af N. En anden vigtig faktor er tilførsel af mineralsk eller organisk gødning, der indeholder N som næringsstof for plantevækst. Omsætningen af ammonium til nitrat, der sker under aerobe forhold, medfører en risiko for frigivelse af lattergas som et sideprodukt i processen. Opstår der anaerobe forhold, eller tabes den dannede nitrat til dybere anaerobe jordlag, omdannes nitrat ved denitrifikation, hvor lattergas er et obligatorisk mellemprodukt i dannelsen af frit N_2 . Denitrifikation er derfor en betydelig kilde til lattergasemission. Processen bidrager samtidig til CO_2 emission, da denitrifikation er en anaerob mineraliseringsproces, hvor organisk kulstof respireres mikrobielt. Skiftende aerobe og anaerobe forhold, fx udløst af fluktuerende vandstand, giver mulighed for vekselvirkning mellem dannelse og forbrug af ammonium og nitrat, hvilket kan medvirke til høje emissioner af lattergas.

Kulstofrige vandmættede jorde med naturlig hydrologi udgør en begrænset kilde til tab af lattergas (Lepellet et al., 2014). Faktisk antager IPCC (2014) og Wilson et al. (2016), at der ikke tabes lattergas fra udræ-nede og vådlagte kulstofrige jorde, men nye målinger og dataanalyse viser, at denne simplificering ikke altid er dækkende (Minkinen et al., 2020). Det gennemsnitlige tab af lattergas fra udræ-nede og vådlagte

finske tørvejorde blev således opgjort til omkring $0,5\text{--}1\text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$ ($0,15\text{--}0,3\text{ ton CO}_2\text{-ækv ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$) og både grundvandsstand og jordens C/N forhold blev fundet at være styrende faktorer for tabet af lattergas (Minkinen et al., 2020).

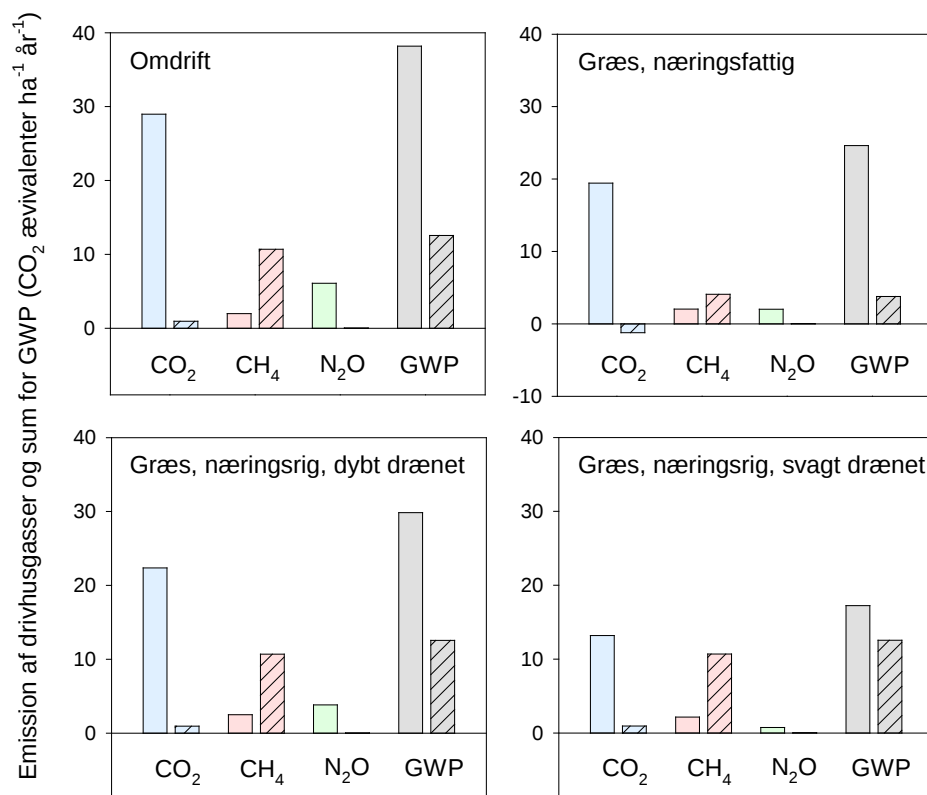
Drænede kulstofrige jorder udgør en betydelig kilde til tab af lattergas. Dette forstærkes af dyrkningsmæssige faktorer som jordbearbejdning og tildeling af N-holdige gødninger. Så i det omfang udtagning af lavbundsjord medfører en generel hævnning af grundvandsstanden, kan det forventes at reducere udledningen af lattergas, idet mindre organisk kvælstof bliver mineraliseret og transformeret via nitrifikation og denitrifikation. Den relative betydning af N_2O for tørvens klimabalace under danske dyrkningsforhold blev undersøgt i 2008 på otte lokaliteter med dybt drænede jorder (Fig. 3.3). Resultaterne viste, at emissionen af lattergas kan være langt mere betydelig og varierende end antaget ved brug af gennemsnittet fra internationale studier (Petersen et al., 2011, 2012). For eksempel er der under danske forhold målt en årlig lattergas emission på mellem $1,5\text{ og }38\text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$ ($0,45\text{--}11,3\text{ ton CO}_2\text{-ækv ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$) for forskellige marker i samme tørvejordsområde i 2016 (Kandel et al., 2018), ligesom der i tidligere år er målt helt op til $96\text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$ ($28\text{ ton CO}_2\text{-ækv ha}^{-1}\text{ år}^{-1}$) fra samme område (Petersen et al., 2012). Særlige jordbunds- og biogeokemiske forhold kan gøre sig gældende, men der mangler viden om de komplekse sammenhænge, der ofte resulterer i stor rumlig og tidsmæssig variation i dannelse og tab af lattergas (Leppelt et al., 2014, Taghizadeh-Toosi et al., 2019, 2020).



Figur 3.3. Årligt regnskab for tab af drivhusgasser fra otte danske kulstofrige jorder målt over et år (2008-2009). Jorderne var beliggende i Vestjylland ('Region 1'), Nordjylland ('Region 2') og Østjylland ('Region 3') og var enten i omdrift eller under permanent græs. Tabet af lattergas og metan er omregnet til CO_2 ækvivalenter. Fra: Petersen et al. (2011).

3.4 Samlede tab af drivhusgasser

Et større datagrundlag for vurdering af drivhusgasudledning fra kulstofrige jorder er sammenstillet af Wilson et al. (2016) på baggrund af arbejde i IPCCs Wetlands Supplement (IPCC, 2014). Disse data inkluderer globale studier under forskellige jordbunds- og klimaforhold, men er herunder (Fig. 3.4) sammenfattet for den tempererede klimazone og opdelt efter næringsstofstatus og dræningstilstand. Denne dataanalyse viser, at de gennemsnitlige udledninger af drivhusgasser fra vådlagte organiske jorder altid er mindre end udledningerne fra drænede kulstofrige jorder, selvom der sker en stigning i udledningen af metan. Klimagevinsten er særlig stor for jorder, der går fra at være i omdrift og/eller dybt drænede til vådlagte, og dette forhold vil også gælde for danske kulstofrige jorder, selvom der kan være betydelige lokale variationer i udledningen af metan fra vådlagte jorder (Wilson et al., 2016), hvilket bør afdækkes nøjere for danske kulstofrige jorder. Wilson et al. (2016) angiver i en syntese af internationale data for vådlagte næringsrige jorder at usikkerhederne på middelværdien af metan emission ($288 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) ligger inden for et 95% konfidensinterval på $0\text{--}1141 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.



Figur 3.4 Atmosfærisk tab af CO₂, CH₄ og N₂O fra kulstofrige jorder i landbrugsmæssig omdrift eller med permanent græs opgjort før (søjler uden skravering) og efter vådlægning (søjler med skravering). Alle værdier er omregnet til CO₂ ækvivalenter og den samlede klimabelastning er vist som GWP (global warming potential). Optegnet efter internationale data i Wilson et al. (2016). Ved omregning af CH₄ og N₂O til CO₂ ækvivalenter anvender Wilson et al. (2016) faktorer på hhv. 34 og 298.

3.5 Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder

De danske emissioner er afrapporteret til FN som beskrevet i Nielsen et al. (2020). Emissionerne fra kulstofrige jorder opgøres både i IPCC's guidelines (IPCC, 2014) og i den danske opgørelse, som det medgåede areal ganget med en emissionsfaktor (EF). Emissionerne er beregnet fra 1990 og frem.

En mangeårig drænet dyrket landbrugsjord vil have et ligevægtsindhold af organisk kulstof på 1-3 %. Dette er forskellen mellem den årlige tilførsel af organisk materiale fra afgrøden og den løbende nedbrydning af organisk stof i jorden til CO₂. Det indebærer at alle dræned jorder med et kulstofindhold højere end de 1-3 % vil have et nettotab indtil ligevægten er opnået.

IPCC udarbejder de internationale guidelines for drivhusgasopgørelser som anvendes til opgørelserne til FNs Klimakonvention (UNFCCC), og IPCC har, valgt at følge FAOs jordklassificeringssystem fra 1998 (<http://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-classification/world-reference-base/en/>). Denne definerer organisk jord som jorder der har mere end 12 % organisk kulstof i de øverste 30 cm. De lande som af-rapporterer under Klimakonventionen er dog frit stillet til at bruge nationale definitioner. Til brug for den nationale opgørelse, blev det besluttet at følge Den Danske Jordklassificering og bruge JB11 klassificeringen (>6 % OC) som reference. Som nævnt vil dræned jorders ligevægt være 1-3 % organisk kulstof, så alle dræned "humusjorder" klassificeret som JB11 udleder CO₂.

Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder tager udgangspunkt i Den Danske Jordklassificering og kulstofkortlægningen, Tekstur2014 (jf. Kapitel 2.1) som primære fikspunkter. Tekstur2014 beregner det samlede danske kulstofrige areal (>6 % OC) til 291.000 ha. Ved at overlægge InternetmarkKort (IMK) for 2010 med Tekstur2014 kunne det konstateres, at der i 2010 kun er ca. 179.000 ha kulstofrige jorder med >6 % OC, som vurderes at være inden for landbrugsmæssig drift.

Det samlede landbrugsareal med > 6 % organisk kulstof blev i 1975 opgjort til 243.000 ha. Til beregning af emissionen for perioden 1990-2010 er der foretaget en lineær reduktion af JB11 landbrugsarealet fra 1975 niveauet til 2010 niveauet (Tekstur2014-kortet). I alt en årlig nedgang/omklassificering/tab på ca. 1400 ha JB11 >6 % OC og ca. 1000 ha >12 % OC. En konsekvens af dette er, at de beregnede landbrugsrelaterede udledninger fra de organiske jorder er reduceret i perioden 1990-2010, primært som følge af en omklassificering af jorderne fra kulstofrige jorder til mineraljorder.

Fra 2010 og frem opgøres arealet af landbrugsjorder på organiske jorder ved et GIS-overlap mellem Tekstur2014 og et årligt udtræk fra IMK, for derved at fastslå arealet med de forskellige afgrøder på hhv. 6-12 % OC og => 12 % OC. Disse arealer er efterfølgende ganget med de aktuelt anvendte emissionsfaktorer, se Tabel 3.2. Her skal det påpeges, som også nævnt i starten af dette afsnit, at der er store variationer i emissionerne mellem marker som skyldes forskellige vandstande, næringsstofstatus, tørvetype, driftsform, den totale mængde af fritlagt organisk kulstof samt nedbrydningsgraden/kompleksiteten af det organiske stof, osv.

I forbindelse med overgangen til at brug IMK-data er det konstateret, at arealet indrapporteret i IMK som klassificeres som organisk er faldet fra 179.000 ha i 2010 til ca. 170.000 ha i 2019. Denne reduktion er ikke nødvendigvis et udtryk for, at disse arealer er blevet CO₂-neutrale i 2019, men mere et udtryk for, at 1) lodsejerne ikke har fundet det formålstjenligt at opretholde grundbetalingsansøgningen af forskellige grunde, eller 2) arealet er overgået til en anden støtteordning, som ikke skal af-rapporteres i IMK. Der kan således ikke argumenteres for, at de jorder hvor der ikke længere søges om grundbetaling er blevet CO₂-neutrale. Derfor indgår arealdifferencen mellem det ansøgte landbrugsareal i IMK og Tekstur2014-kortet

med en standard lav emissionsfaktor fra IPCCs guidelines (IPCC, 2014) som værende svagt drænet, se Tabel 3.2.

Frem til og med opgørelsen rapporteret i 2020 har det været vanskeligt at fremskaffe absolutte kort for de forskellige udtagningsordninger, som kunne dokumentere omfanget af ordningerne, herunder kvælstof- og fosforvådområder samt lavbundsordningen. Dette problem er nu løst, og i forbindelse med rapporteringen fra 2021 er der sket en mindre justering i emissionsopgørelsen.

LULUCF-opgørelsen har en arealmatrice, som opdeler Danmarks samlede areal i seks arealklasser: Forest Land, Cropland, Grassland, Wetlands, Settlements og Other Land (strande, heder og lignende). Med de nytilkommende kort for vådområder er der sket en justering af arealmatricen i 2021-opgørelsen, hvor arealer som tidligere manglede arealer i IMK og som fundet i kortene over etablerede vådområder, emissionsmæssigt er overgået til at have emissioner enten som fuldt vanddækket (søer) eller delvis vanddækket. For at denne overgang sker, skal der forinden i IMK-systemet være registeret afgrødekoder som indikerer, at der er ydet økonomisk tilskud til en vådlægning, dvs. afgrødekoder 317, 318, 319 eller 321. For arealer som ligger indenfor Tekstur2014 beregnes en emission jf. emissionsfaktorerne i Tabel 3.2 og Tabel 3.3. Tabel 3.2 angiver de direkte emissioner mens Tabel 3.3 angiver indirekte emissioner. Indirekte emissioner er afledte emissioner fra grøfter og udvasket organisk materiale fra de drænede organiske jorder. De nye oplysninger medfører, at der i rapporteringen i 2021 overføres ca. 6000 ha yderligere fra arealkategorierne Cropland og Grassland for perioden 2008 til 2019 til Wetlands hvilket giver en relativ mindre CO₂ udledning fra Cropland og Grassland end i 2020 af rapporteringen. Dette påvirker også N₂O emissionen fra dyrkede kulstofrige jorder, af rapporteret i landbrugssektoren.

Implementering af lavbundsprojekter kan også ske delvis inden for en given vådområdepolygon. Kun arealer som har ovenstående afgrødekoder overgår til arealkategorien "Wetland." Hvis der stadig findes landbrugsrelaterede afgrødekoder inden for vådområdepolygonen, overgår arealet ikke til Wetland-kategorien i arealmatricen.

Tabel 3.2 Emissionsfaktorer anvendt i den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder samt standardværdier fra IPCC Guidelines. For jorder med 6-12 % organisk kulstof er det antaget at udledningen er halvt stor som for jorder med >12 % organisk kulstof.

En årige afgrøder og græs i omdrift	> 12 % OC	6-12 % OC	IPCC 2014
C, ton ha ⁻¹ år ⁻¹	11.5	5.8	7.9
N ₂ O, kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹	13.0	6.5	13.0
CO ₂ -ækv., ton ha ⁻¹ år ⁻¹	48.3	24.1	27.9 - 40.8 ^b
Vedvarende græs, dybt drænet			
C, ton ha ⁻¹ år ⁻¹	8.4	4.2	3.8-6.1
CH ₄ , kg ha ⁻¹ år ⁻¹	16.0	8.0	16.0
N ₂ O, kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹	8.2	4.1	8.2
CO ₂ -ækv., ton ha ⁻¹ år ⁻¹	35.0	17.5	20.7 - 32.6 ^b
Vedvarende græs, svagt drænet (Arealer uden for markkort) ^a			
C, ton ha ⁻¹ år ⁻¹	3.6	1.8	3.8
CH ₄ , kg ha ⁻¹ år ⁻¹	39	19.5	39
N ₂ O, kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹	1.6	0.8	1.6
CO ₂ -ækv., ton ha ⁻¹ år ⁻¹	14.9	7.5	6.8 - 23.1 ^b
Vådområder			
C, ton ha ⁻¹ år ⁻¹	0	0	0.5
CH ₄ , kg ha ⁻¹ år ⁻¹	288	144	288
N ₂ O, kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹	0	0	0
CO ₂ -ækv., ton ha ⁻¹ år ⁻¹	7.2	3.6	-2.3 - +36.1 ^b

^a Arealer uden for markkort er arealer som indgik i IMK-kortgrundlaget i 2010 og hvor der efterfølgende ikke er ansøgt om støtte og derfor ikke længere registreres i IMK. Dette areal udgør ca. 3200 ha i 2019.

^b CI: 95 % konfidens interval

Tabel 3.3 Udvaskning af organisk C fra drænedede kulstofrige jorder. For jorder med 6-12 % organisk kulstof er det antaget at udledningen er halvt stor som for jorder med >12 % organisk kulstof.

		Fuldt drænet		Svagt drænet	
		> 12 % OC	6-12 % OC	> 12 % OC	6-12 % OC
Udvasket fra kulstofrige jorder	C, ton CO ₂ -ækv. ha ⁻¹ år ⁻¹	1.1	0.6	1.1	0.6
Fra drænanaler (5 % af det samlede markareal, IPCC 2014, standard tal)	CH ₄ , ton CO ₂ -ækv. ha ⁻¹ år ⁻¹	29.1	14.6	13.2	6.6

I Tabel 3.4 er vist indrapporterede gennemsnitlige emissioner (Implied Emission Factor, IEF) per ha (ton CO₂ ha⁻¹ år⁻¹) for udvalgte nærtliggende lande til UNFCCC. IEF er i UNFCCCs tabeller beregnet som den samlede emission divideret med antal ha. Hvis der er flere variable i den nationale metodeopgørelse, vil IEF derfor afvige mellem lande. Som det fremgår, er der en vis spredning mellem landene, som meget beror på, hvilken datatilgang de enkelte lande anvender. Ofte er der involveret nationale målinger i tallene, som i sig selv har en stor variation, og som er afhængige af lokale forhold. F.eks. er der i den danske opgørelse

forskel i emissionsfaktoren mellem landbrugsarealer i omdrift og vedvarende græs. I Tyskland har man valgt at slå alle målte emissioner fra landbrugsarealer sammen til én faktor. Når der så er forskelle i IEF i Tabel 3.4 skyldes det fx, at tyskerne inkluderer vandstanden på arealet som parameter, hvor omdriftsarealer typisk er mere drænede end vedvarende græs. For Holland gælder fx, at emissionen opgøres ud fra historiske niveausætninger for forskellige afgrødetyper. Finske målinger er generelt lavere, bl.a. pga. lavere temperaturer og højere vandstande, men alligevel har Finland valgt at anvende default værdier fra IPCCs 2013 Wetland Supplement (2014). Sverige har implementeret nationale emissionsfaktorer, som for Cropland svarer til IPCC default (IPCC 2014), mens de er noget lavere for Grassland.

Den tyske og danske IEF er på samme niveau. Den tyske dækker over jorder med $>12\%$ OC, men har en ikke-lineær vandstandsmodel indbygget som begrænser nedbrydningen og dermed CO_2 emissionen for vandlidende jorder. Den danske dækker over to forskellige kategorier med forskellige emissionsfaktorer.

Den maksimale emission per ha i den tyske model svarer meget præcist til middelværdien af de danske EF for arealer i omdrift og vedvarende græs for jorder $\Rightarrow 12\%$ OC.

I en analyse af SINKs datasættet er det vist, at mængdemæssigt er der en meget lille forskel mellem mængden af fritlagt OC på en $6-12\%$ OC og jorder med $\geq 12\%$ OC (Olesen et al., 2019). Ud fra 385 og 495 prøver blev der målt hhv. 305 og 353 ton C ha^{-1} i de øverste 30 cm for hhv. $6-12\%$ OC og $>12\%$ OC jorder. Dette kan indikere en underestimering af de danske emissioner for $6-12\%$ OC jorder under forudsætning af, at jorderne er fuldt drænede og at kompleksiteten af det organiske stof er den samme. Den tyske model ikke skelner mellem græsarealer og arealer i omdrift og har derfor kun én emissionsfaktor. Dette giver tilfældigvis den samme IEF som den danske, selvom den danske opsætning anvender EF for to forskellige jordtyper.

Generelt er emissionerne fra græsarealer lavere end fra arealer i omdrift, hvilket kan skyldes flere ting: volumenvægt, afstand til vandspejl, græs er mere tolerant over for oversvømmning og højt vandspejl og derfor allokeret på våde arealer. Alle emissionsfaktorer i det internationale system (FAO, IPCC, den danske opgørelse) er opgjort som $\text{ton CO}_2 \text{ ha}^{-1}$, hvor kulstofklasserne er opgjort på baggrund af vægtprocent OC. Græsarealer har generelt en lavere volumenvægt (g cm^{-3}) (Olesen et al. 2019), så et græsareal har et lavere total indhold af organisk kulstof inden for samme jorddybde end procent kategorien tilskriver. Det betyder, at for den samme drændybde for hhv. afgrøder i omdrift med høj volumen jordvægt og vedvarende arealer med en lavere volumenvægt er der forskelle i mængden af fritlagt organisk kulstof. Det kan forklare, at målte EF for græs er lavere end for arealer i omdrift, da EF rapporteres/kategoriseres ud fra det procentmæssige kulstofindhold.

Tabel 3.4 Afrapporteret Implied Emission Factor (IEF) for kulstofrige jorder i 2018 fra forskellige lande (Kilde: UNFCCC.int)

	IEF, Udledning, t CO ₂ /ha/år (ikke omlagte arealer)		
	Skov	Landbrugsarealer i omdrift	Vedvarende Græs
Danmark ^a	4,7	27,8	20,7
Belgien	NO	36,7	6,9
Finland	0,7	23,8	12,8
Nederlandene	3,4	13,2	15,1
Sverige	1,3	22,8	6,2
Tyskland	9,4	29,7	24,7
Storbritannien	2,4	18,3	0,9
IPCC, default ^b	9,5	29,0	20,9

^aGennemsnitsværdierne for Danmark inkluderer 6-12 % OC og >= 12 % OC arealer landbrug og vedvarende græs.

^bgælder for fuldt drænet i tempererede områder (IPCC, 2014)

3.6 Referencer

Adhikari K, Kheir RB, Greve MB, Bøcher PK, Malone BP, Minasny B, McBratney AB, Greve MH, (2013). High-resolution 3-D mapping of soil texture in Denmark. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 860-876.

Aerts R, Ludwig F. 1997. Water-table changes and nutritional status affect trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. Soil Biology and Biochemistry 29, 1691-1698.

Audet J, Elsgaard L, Kjaergaard C, Larsen SE and Hoffmann CC. 2013. Greenhouse gas emissions from a Danish riparian wetland before and after restoration. Ecological Engineering 57, 170-182.

Bader C, Müller M, Schulin R, Leifeld J. 2018. Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature. Biogeosciences 15, 703-719.

Conrad R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). Microbiol. Rev. 60, 609-40.

Eickenscheidt T, Heinichen J, Drösler M. 2015. The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. Biogeosciences 12, 5161-5184.

Elsgaard L, Görres, CM, Hoffman, CC, Blicher-Mathiesen G, Schelde K, Petersen SO. 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. Agriculture Ecosystems and Environment 162, 52-67.

Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Gyldenkærne S, Levin G, Lærke PE, Elsgaard L, Olesen JE, Taghizadeh-Toosi A. 2017. Afdækning af usikkerheder ved brug af LULUCF-kreditter. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 29 pp.

Gyldenkærne S. 2020. Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra Lavbundslande, Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 384, 2020.

IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/>

Jacobs CMJ, Jacobs AFG, Bosveld FC, Hendriks DMD, Hensen A, Kroon PS, Moors EJ, Nol L, Schrier-Uijl A, Veenendaal EM. 2007. Variability of annual CO₂ exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences* 4, 803–816.

Kandel TP, Karki S, Elsgaard L, Labouriau R, Lærke PE. 2020. Methane fluxes from a rewetted agricultural fen during two initial years of paludiculture. *Science of the Total Environment* 713, 15 April 2020, 136670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136670>

Kandel TP, Lærke PE, Elsgaard L. 2018. Annual emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from a temperate peat bog: Comparison of an undrained and four drained sites under permanent grass and arable crop rotations with cereals and potato. *Agric Forest Meteorol.* 256-257, 470-481.

Kandel TP, Lærke PE, Hoffmann CC, Elsgaard L. 2019. Complete annual CO₂, CH₄, and N₂O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127, 527-535.

Karki S, Elsgaard L, Kandel TP, Lærke PE. 2016. Carbon balance of rewetted and drained peat soils used for biomass production: A mesocosm study. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 969–980.

Leppelt T, Dechow R, Gebbert S, Freibauer A, Lohila A, Augustin J, Drosler M, Fiedler S, Glatzel S, Hoper H, Jarveoja J, Lærke PE, Maljanen M, Mander U, Makiranta P, Minkkinen K, Ojanen P, Regina K, Stromgren M. 2014. Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences* 11:6595–6612.

Madsen HB, Nørr AHT, Aagaard Holst K. 1992. Den danske jordklassificering. 1992, Bd. 3. Atlas over Danmark, Red. N. Kingo Jacobsen. <https://rdgs.dk/publikationer/atlas-over-danmark-serie-1-bind-3-den-danske-jordklassificering.pdf>

Marcolla B, Cescatti A, Manca G, Zorer R, Cavagna M, Fiora A, Gianelle D, Rodeghiero M, Sottocornola M, Zampedri R. 2011. Climatic controls and ecosystem responses drive the inter-annual variability of the net ecosystem exchange of an alpine meadow. *Agric. Forest Meteorol.* 151, 1233–1243.

Minkkinen K, Ojanen P, Koskinen M, Penttinen T. 2020. Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 478, 118494.

Nielsen AH, Brix H, Petersen SO, Bøcher PK, Sorrell BK. 2011. Lysesiv – er der hul igennem. *Aktuel Naturvidenskab* 3, 29-32.

Nielsen O-K, Plejdrup MS, Winther M, Nielsen M, Gyldenkærne S, Mikkelsen MH, Albrechtsen R, Thomsen M, Hjelgaard K, Fauser P, Bruun HG, Johannsen VK, Nord-Larsen T, Vesterdal L, Callesen I, Caspersen OH, Scott-Bentsen N, Rasmussen E, Petersen SB, Olsen T M, Hansen, MG. 2020. Denmark's National Inventory Report 2020. Emission Inventories 1990-2018 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Scientific Report No. in press. Denmark's National Inventory Report 2020. Emission Inventories 1990-2018. <https://dce2.au.dk/pub/SR372.pdf>Petersen 2011

Olesen JE, Greve MH, Elsgaard L, Lærke PE, Dalgaard T. 2019. CAP2020 analyse om muligheder for beskyttelse af tørvejerde, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet https://pure.au.dk/portal/files/151742575/CAP2020_T_rvejord_april_2019.pdf

Pedersen EF. 1978. Tørvelagets sammensynkning og minearlisering i Store Vildmose. Tidsskr Planteavl 82, 509-520.

Petersen SO, Greve MH, Hoffmann C, Lærke PE, Schäfer C. 2011. Tørvens klimabalace. *Aktuel Naturvidenskab* 3, 24-28.

Petersen SO, Hoffman C, Schäfer C-M, Blicher-Mathiesen G, Elsgaard L, Kristensen K, Larsen SE, Torp SB, Greve MH. 2012. Annual emissions of CH₄ and N₂O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in Western Denmark managed by agriculture. *Biogeosciences* 8, 10017-10067.

Taghizadeh-Toosi, A, Clough T, Petersen SO, Elsgaard L. 2020. Nitrous oxide dynamics in agricultural peat soil in response to availability of nitrate, nitrite, and iron sulfides. *Geomicrobiol. J.* 37, 76-85.

Taghizadeh-Toosi A, Elsgaard L, Clough T, Labouriau R, Ernsten V, Petersen SO. 2019. Regulation of N₂O emissions from acid organic soil drained for agriculture. *Biogeosciences* 16, 4555-4575.

Tiemeyer B, Albiac Borraz E, Augustin J, Bechtold M, Beetz S, Beyer C, Drösler M, Ebli M, Eickenscheidt T, Fiedler S Förster C. 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22, 4134-4149.

Wilson D, Blain D, Couwenberg J, Evans CD, Murdiyarso D, Page SE, Renou-Wilson F, Rieley JO, Sirin A, Strack M, Tuittila ES. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 14, Article 04, 1-28.

Zak D, Goldhammer T, Cabezas A, Gelbrecht J, Gurke R, Wagner C, et al. 2018. Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. *Journal of Applied Ecology* 55, 311-320.

Zak D, Reuter H, Augustin J, Shatwell T, Barth M, Gelbrecht J, McInnes RJ. 2015. Changes of the CO₂ and CH₄ production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences* 12, 2455-2468.

4 Lavbundsordningen

Af Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Ole-Kenneth Nielsen, AU

De findes forskellige udtagningsordninger hvoraf nogle er rettet mod lavbundsjorder med henblik på udtagning/ekstensivering fra mere eller mindre intensiv landbrugsdrift, og her spiller Lavbundsordningen en væsentlig rolle. Udover lavbundsordningen findes bl.a. også Klima-Lavbundsprojekter (BEK nr 50 af 15/01/2021).

For ansøgninger under Lavbundsordningen skal projektområdet i henhold til Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse om tilskud til vådområdeprojekter og naturprojekter på kulstofrige lavbundsjorder "være beliggende på kulstofrige lavbundsjorder, også kaldet organogene jorder med mindst 6 % OC, dog må op til 25 % af projektområdet ligge uden for organogene jorder med mindst 6 % OC." De gældende regler kan findes i bekendtgørelserne. De væsentligste punkter nævnt her er fra §13 i BEK 1523 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2019), og envisningerne i nedenstående tekst henviser til denne bekendtgørelse.

En evt. støtte til udtagning af jorder under de forskellige udtagningsordninger beregnes særskilt af Landbrugsstyrelsen på baggrund af den historisk arealanvendelse.

§ 13. Etablering af et løvbundsprojekt, jf. § 3, stk. 1, nr. 4, skal opfylde følgende:

- 1) Minimum 75 pct. af projektområdet skal være beliggende på kulstofrige løvbundsjorder med minimum 6 % organisk kulstofindhold, jf. dog stk. 2.*
- 2) Projektet skal være beliggende i et hovedvandopland med forventet kvælstofreduktionseffekt af løvbundsprojekter, jf. bilag 2, jf. dog stk. 3 og 6.*
- 3) Den samlede reduktion af kvælstofbelastningen fra et hovedvandopland ved etablering af løvbundsprojekter må ikke overstige den i bilag 2 angivne forventede kvælstofreduktionseffekt af løvbundsprojekter i hovedvandoplandet, jf. dog stk. 3, 4 og 6.*
- 4) Projektet bidrager til at reducere kvælstofbelastningen fra et kystvandopland, hvor der vurderes at være et indsatsbehov for at nedbringe kvælstofbelastningen, jf. bilag 2, jf. dog stk. 3 og 6.*
- 5) Reduktionen af kvælstofbelastningen fra et kystvandopland må ikke overstige den i bilag 2 angivne forventede kvælstofreduktionseffekt af løvbundsprojekter i kystvandoplandet, jf. dog stk. 3, 5 og 6.*
- 6) Projektet indebærer, at der sker en ekstensivering af landbrugsdriften med henblik på at reducere mængden af CO₂-ækvivalenter med mindst 13 ton pr. ha pr. år¹, jf. dog stk. 2.*
- 7) Projektet bidrager med mindst 30 kg kvælstof pr. ha pr. år til at reducere kvælstofbelastningen fra et kystvandopland, hvor der vurderes at være et indsatsbehov for reduktion af kvælstofudledning, jf. dog stk. 3 og 6.*
- 8) Projektet skal være omkostningseffektivt, jf. de vejledende gennemsnitlige referenceværdier i bilag 5. En samlet pris på mere end 3 gange den vejledende gennemsnitlige referenceværdi anses ikke for omkostningseffektiv, jf. dog stk. 7.*
- 9) Projektet skal fremme naturlig hydrologisk tilstand i projektområdet i videst muligt omfang.*
- 10) Projektet må ikke føre til en forøget fosforudledning, der har en væsentlig negativ effekt på omgivelserne.*

I lavbundsordningen står Miljøstyrelsen for de natur- og miljøfaglige vurderinger, og Landbrugsstyrelsen står for de økonomiske anliggender i forhold til omkostninger til projektet og kompensation til berørte lodsejere, samt legalitetskontrol.

Ansøgninger til ordningen udarbejdes af kommuner og Naturstyrelsen med to ansøgningsrunder om året, hvor der i første omgang kan bevilliges støtte til et forprojekt, som undersøger de nærmere forhold omkring et projektområde. Dette omfatter undersøgelser af før- og efter-vandstanden, projektgrænser, hvilke arealer der blive påvirket, afledte effekter på kvælstof- og fosforomsætningen, biologiske og naturforhold samt økonomiske forhold. I forprojektet udarbejdes en rapport, som opstiller de klimamæssige, biologiske og økonomiske konsekvenser, ligesom der udarbejdes kort over før- og forventet eftervandstand i 25 cm ækvidistancer. Nogle gange for årlig middelvandstand mellem hhv. vinter- og sommerstand og andre gange kun som årlig sommervandstand. Hvis forprojektet findes etableringsværdigt, overgår projektet i en etableringsfase, hvor den endelige projektgrænse fastlægges, der foretages jordopkøb, foretages jordfordelinger og hvor dræn og andre kulturtekniske anlæg fjernes for at øge vandstanden. Støtteberegninger, -udbetalinger til involverede lodsejere samt kontrol af ordningen administreres af Landbrugsstyrelsen. I dette indgår den endelige afgrænsning af projektet, som indtegnes på en kortpolygon i Landbrugsstyrelsens administrative system. Kun landbrugsarealer inden for denne polygon kan opnå støtte. Ved etablering sker der en tinglysning på arealerne, som betinger, at arealerne ikke må pløjes, gødes eller pesticidbehandles fremover. Arealerne må afgræsses, ligesom der må ske græsslæt. Som følge af terrænhældninger, oplandets tilførsel af vand, jordbundens beskaffenhed og vandløbsforhold og planlægningsmæssige tiltag, vil hele projektarealet normalt ikke blive oversvømmet. Noget af arealet kan blive permanent vanddækket, andet varierende med vådt om vinteren og delvis vådt om sommeren, og nogle arealer vil stadig kunne anses for tørre om sommeren, hvilket gør det muligt at foretage en afgræsning. Dette vil variere fra projekt til projekt.

I Tabel 4.1 og 4.2 er vist hvilke arealer, der er indgået i hhv. 22 lavbundsprojekter (forprojekter) og 17 kvælstofvådområder. Som følge af kravet i den tidligere bekendtgørelse om at mindst 75 % af landbrugsarealet skulle have et organisk indhold på mindst 12 % organisk kulstof er denne jordtype meget højt repræsenteret i ansøgningerne. Det fremgår også af Tabel 4.1, at gennemsnitligt 16 % af vådområdepolygonerne ikke havde landbrugsområde, og at kun 25 % af arealet havde årlige omdriftsarealer, at 25 % lå hen med vedvarende græs, og at en tredjedel blev rapporteret med omdriftsgræs. Tabel 4.2 viser tallene for de 17 kvælstofvådområder. Her er der ikke noget krav til jordernes kulstofindhold. Her er således 64 % af kvælstofpolygonen på organisk jord med ≥ 12 organisk kulstof. I disse projektansøgninger er der ikke oplysninger om fordelingen på 6-12 % organisk kulstof, ligesom det ikke er rapporteret, om omdriftsarealerne er årlige afgrøder eller græs i omdrift. Umiddelbart har der ikke været større forskelle i de overordnede indgåede arealtyper mellem de to ordninger, udover at kravet om en vis procentandel på organisk jord har medført, at 87 % af Lavbundspolygonen ligger indenfor ≥ 12 % organisk kulstof, For kvælstofvådområderne er det 64 %.

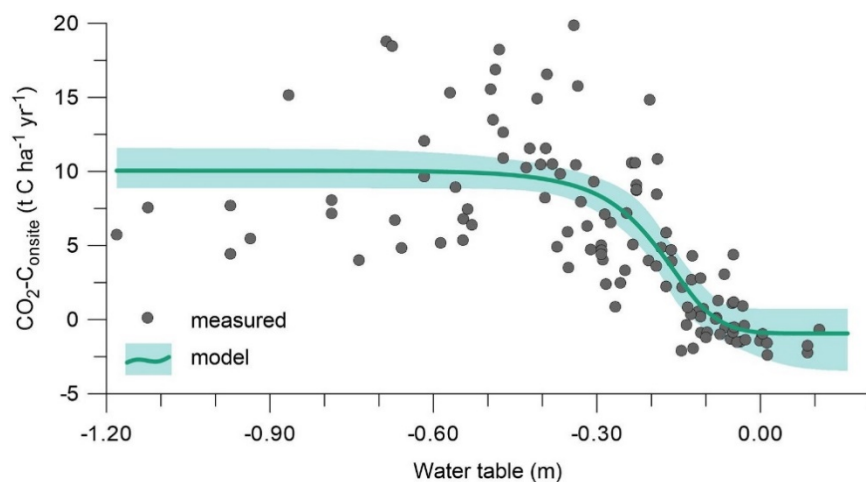
Tabel 4.1 Oversigt over tidligere arealanvendelse fra 22 ansøgninger til forprojekter under lavbundsordningen. Data sammenstillet af Steen Gyldenkerne (upubliceret). Lavbundsprojekter (n=22)

	ha	Arealfordeling (%)	Jordtypefordeling (%)		
			=>12 % OC	6-12 % OC	<6 % OC
Omdrift, ej græs	446,1	25	21	2	2
Omdrift, græs	584,7	33	29	2	2
Vedvarende græs, ialt	442,0	25	22	1	2
Naturarealer, ialt	278,7	16	14	0	2
Sø	4,2	0			
Skov	3,8	0			
Projektareal, ha	1759,5	100	87	5	8

Tabel 4.2 Oversigt over tidligere arealanvendelse fra 17 ansøgninger til forprojekter under N-ordningen. Data sammenstillet af Gyldenkerne (upubliceret). Vådområdeprojekter (n= 17)

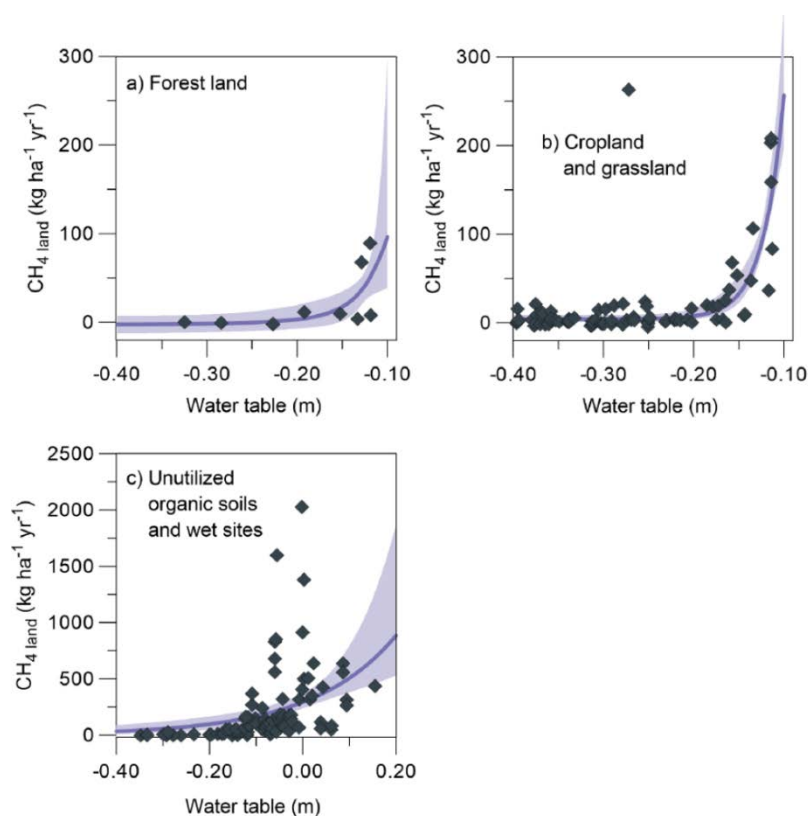
	ha	Arealfordeling (%)	Jordtypefordeling (%)	
			>12 % OC	0-12 % OC
Omdrift	802,4	49	31	17
Vedvarende græs	459,8	28	21	7
Naturarealer	342,1	21	12	9
Sø	3,9	0		
Skov	33,1	2		
Projektareal	1641,3	100	64	33

Til brug for den klimamæssige effekt af Lavbundsordningen har DCE, Aarhus Universitet, udarbejdet et regnearkssværktøj til opgørelsen. Til og med ansøgningsrunden per 6. marts - 28. april 2020 er der anvendt Version 2.01, mens der fra ansøgningsrunden per 12. juni - 18. august 2020 er anvendt Version 3.0. Der er betydelige forskelle i beregningsmetoden mellem de to versioner. Ver. 2.0 blev udarbejdet i 2015 (Gyldenkerne og Greve, 2015) på baggrund af simple antagelser omkring vandstandens effekt på drivhusgasudledningen. Siden er der kommet flere internationale forskningsdata, og i Version 3.0 er anvendt en tysk model (Tiemeyer et al., 2020) til beregning af drivhusgaseffekten ved etablering af vådområder (Gyldenkerne, 2020). Den tyske model anvendes i den tyske nationale opgørelse. Som nævnt tidligere, kan der ikke konstateres forskel i emissionsfaktoren for fuldt drænede jorder mellem de danske og tyske målinger. Fordelen ved at anvende den tyske model i Lavbundsordningen er, at den har en non-lineær emissionsforløb for forskellige vandstande, Figur 4.1.



Figur 4.1 Eksempel på årlig netto $\text{CO}_2\text{-C}$ -flux fra tyske kulstofrige jorder i forhold til gennemsnitlig årlig vandstand (Tiemeyer et al., 2020). Vær opmærksom på at dybden til grundvand er angivet med negative værdier i forhold til jordoverfladen.

De tyske data for CH_4 udledningen er vist i Figur 4.2.



Figur 4.2 Udledningen af CH_4 fra hhv. skovjorde (a), landbrugsarealer (b) og naturarealer (c) (Tiemeyer et al., 2020). Vær opmærksom på at dybden til grundvandet er angivet med negative værdier i forhold til jordoverfladen.

Klimaeffekten ved udtag under Lavbundsordningen beregnes ved at se på forskellen mellem vandstanden før etablering og vandstanden efter, ligesom der inkluderes effekten af, at arealerne ikke længere må gødes. I regnearket anvendes den årlige gennemsnitsvandstand beregnet som gennemsnit mellem vinter- og sommervandstand.

Ved gennemgang af den internationale litteratur på området kan det konstateres, at langt de fleste emissionsmålinger ligger på højorganogene jorder, og at der tages udgangspunkt i jordernes procentvis organiske kulstofindhold. Implementeringen af en nedre grænseværdi på 6 % organisk kulstof med faktisk målte emissioner for arealer med 6-12 % kunne derfor ikke implementeres i regnearket. Det blev derfor besluttet, at for jorde med 6-12 % OC skulle der anvendes en emissionsfaktor på 50 % af emissionsværdierne for jorder => 12 % OC, jf. princippet i den nationale danske opgørelse.

Ved gennemgang af litteraturen kan det endvidere konstateres at:

- målinger af emissioner er ofte relateret til få lande, især i starten Finland, som har et koldere klima end Danmark og Tyskland
- målingerne mangler ofte informationer om jordens volumenvægte for at kunne omregne mængde fritlagt organisk kulstof
- målingerne mangler ofte informationer om jordfugtighed og effektiv drændybde

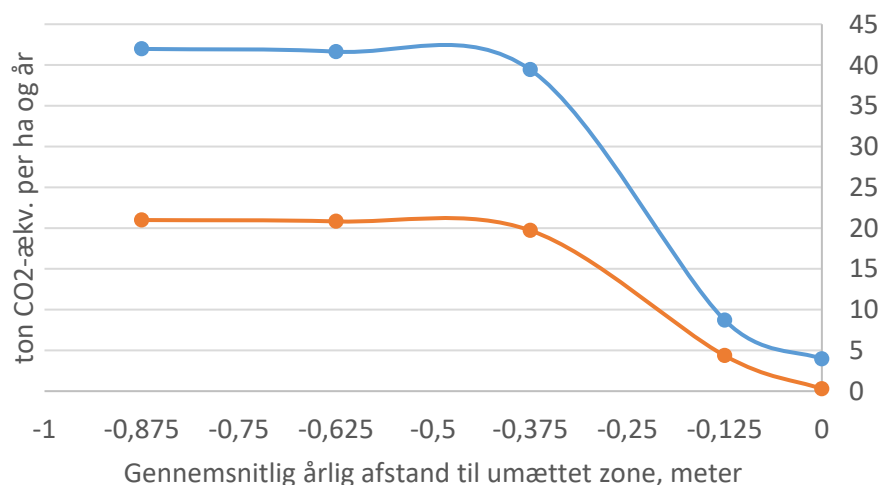
Den store variation i emissionsmålingerne betyder, at en absolut emission i de enkelte projekter beregnes med en stor usikkerhed, selvom de lokale forhold er meget mere veldefineret end i den nationale opgørelse. I de senere år er der kommet mange nye målinger, hvor især Tyskland har været involveret. Mange af disse målinger har dog stadig den mangel, at de ofte er udført på jorder med meget høje kulstofmængder (se f.eks. Tiemeyer et al., 2020).

Regnearkene til beregning af klimaeffekten i lavbundsprojekterne skal primært bruges til at vurdere klimaeffekten af et foreslået projekt og danne baggrund for om der skulle iværksættes en forundersøgelse. Regnearkene er derfor designet til få input parametre, hvor man ud fra skøn kan få et godt estimat af klimaeffekten. Det drejer sig om afgrødefordeling og fordeling af arealerne på hhv. mineraljord, 6-12 % OC og $\geq$ 12 % OC i før-tilstanden. Da regnearket i version 2.0 blev udarbejdet i 2015 (Gyldenkerne og Greve, 2015), var der kun et begrænset antal studier til rådighed, som havde set på dræningsforholdene. Det blev derfor besluttet, at udgangspunktet for før-tilstanden var, at alle jorder var fuldt drænet. Efter-tilstanden skulle herefter skønsmæssigt fordeles på de tre jordbundstyper med forskellige vandstande i 25 cm ækvidistancer (standardnormen ved udarbejdelse af vandstandsændringer i miljøprojekter, jf. Landbrugsstyrelsen (2020)). For at udregne klimaeffekten blev der udarbejdet en trappeformet emissionsmodel, hvor før-tilstanden ved fuldt drænet var en drændybde > 75 cm og maksimal nedbrydning af organisk materiale svarende til emissionsfaktorerne i den nationale opgørelse, 0-25 cm som er nedbrydningsneutral (CO_2 -neutral) og 25-50 cm og 50-75 cm er intermediære emissionsfaktorer.

I forbindelse med udviklingen af Ver 3.0 blev det besluttet, at udvide datakravet til før-tilstanden, ved at førvandstanden også skulle indgå. For at imødegå denne beslutning, blev der indført en tysk emissionsmodel (Tiemeyer et al., 2020), hvor emissionen er beregnet ud fra en kontinuert funktion, som følger af den årlige middelvandstand. Denne model er baseret på data fra 21 forskellige områder, 149 steder og 320 årlige drivhusgasbudgetter. Til sammenligning er de danske emissionsfaktorer i den nationale kun baseret på 8

datasæt (Elsgaard et al., 2012). Den gennemsnitlige maksimale CO₂-emission i den tyske model svarer til de danske målinger, hvorfor denne ændring ikke medfører større ændringer for fuldt drænede (drændybde 75 cm) arealer. Der er dog forskel mellem effekten af vandstanden mellem trappefunktionen i version 2.0 og den kontinuerte funktion i Tiemeyer et al. (2020). I Tiemeyer et al. (2020) er der stadig en høj emission ved drændybder på 50-75 cm, figur 4.2, ligesom CO₂-C ligevægten ligger ved en højere grundvandsstand end i trappemodellen. I trappemodellen er ligevægten defineret til en middeldrændybde på 12,5 cm, mens den Tiemeyer et al. (2020) er på 8 cm. Det betyder alt andet lige, at effektiviteten ved at anvende Ver. 3.0 skal have et større andel af et projektareal i 0-25 cm intervallet end med Ver. 2.0 for at opnå CO₂-C neutralitet. Eller sagt på en anden måde: for at opnå den krævede klimaeffekt i Lavbunds-bekendtgørelsen skal projektområdet gøres mere vådt end hidtil.

For de forskellige intervaller i Lavbundsprojekterne er emissionen beregnet ud fra funktionerne i Tiemeyer et al. (2020). Den samlede drivhusgasemission for funktionerne er vist i Figur 4.3. Punkterne angiver middelværdierne ved 25 cm ækvivalensdistancer til grundvandspejlet. Den totale emission inkluderer CO₂, CH₄ og N₂O fra arealet. Kurverne indeholder ikke bidrag fra ændret emission af N₂O som følge af ændret brug af kvælstofholdige gødninger. Punkterne er de emissioner, der anvendes i regnearket under Lavbundsordningen (Gyldenkerne, 2020).



Figur 4.3. Emissionsforløb i CO₂-ækvivalenter fra jorder med mindst 12 % organisk kulstof (blå linje) i forhold til afstanden til den våde(umættede) zone. Den røde linje er 6-12 % organisk kulstof jorder. Baseret på Tiemeyer et al. (2020) og IPCC (2014). Den totale emission omfatter CO₂, CH₄ og N₂O fra arealet. Kurverne indeholder ikke en ændret emission fra ændret brug af kvælstofholdige gødninger. Punkterne er de emissioner, der anvendes i regnearket under Lavbundsordningen.

4.1 Forskelle mellem Lavbundsordningens effektberegning og Danmarks nationale emissionsopgørelse

Den nationale opgørelse er simpel ud fra den betragtning, at den antager, at alle landbrugsarealer indenfor IMK-kortet er fuldt drænet, og at disse arealer har en høj emission per ha, og at når de overgår til et vådområde vil de være CO₂-C neutrale. Dette i modsætning til beregningerne under Lavbundsordningen foretaget med Ver. 3.0 som tager hensyn til både før- og efter-vandstanden i et projektområde. Det betyder, at den beregnede effekt i Lavbundsordningerne med Ver. 3.0 oftest vil være lavere end i det nationale regnskab. Både fordi betingelsen for før-tilstanden omkring fuld dræning muligvis ikke vil være opfyldt, fordi allerede vandlidende arealer kan indgå i Lavbundsprojekterne, og fordi det sandsynligvis ikke kan opnås CO₂-C neutral vandstand for hele arealet i efter-tilstanden. I nærværende rapport er der ikke gennemgået lavbundsprojekter som er udregnet med Ver. 3.0 for en nærmere analyse af denne antagelse.

Den nationale opgørelse inddrager kun landbrugsarealer, som indgår i IMK-systemet. Efter ønske fra Miljøstyrelsen er Ver. 3.0 opbygget, så den inkluderer emissioner fra hele projektarealet, dvs. også naturområder, som kan have en lavere vandstand som følge af randpåvirkning af dræningen af landbrugsarealerne. Regnearket omfatter kun emissioner og emissionsændringer fra jord samt i tilfælde af at det bruges i forbindelse med N- og P-vådområder også klimaeffekten af at der fjernes kvælstof fra oplandet. Regnearket inkluderer ikke en evt. opbygning af nyt dødt organisk materiale eller øget tilvækst med levende plantemateriale hvilket indgår i den nationale model.

Lavbundsmodellen anvender som input eksisterende data fra IMK-systemet vedr. afgrøder inden for området samt Tekstur2014. Herudover modelleres før- og efter-vandstanden vha. hydrologiske modeller med mange jordparametre, terrænkurver, nedbørsforhold og eksisterende kote-niveauer for vand i jorden og i vandløb. Disse initialværdier kan være mangelfulde, hvorfor før-vandstanden ikke nødvendigvis er præcist beregnet. Efter-vandstanden vurderes at være mere præcist beregnet (personlig meddelelse: Kristine Mulbjerg, MST).

Den nationale opgørelse antager at alle organiske jorder er fuldt drænede fordi de målinger som ligger til grund fra de nationale emissionsfaktorer er udført på meget/fuldt drænede og højorganogene jorder (20-47 % OC af tørstof, Petersen et al., 2012). I Version 3.0 er der "fuld" CO₂ emission ved en gennemsnitlig drændybde >40 cm (årsmiddelvandstand). Version 3.0. anses for en betydelig forbedring i Ver. 2.0.

Der findes meget lidt formaliseret viden om drændybderne på de dyrkede danske organiske jorder. DCE er informeret, om at det i de udarbejdede lavbundsprojekter har været vanskeligt at beregne de gennemsnitlige drændybder i førtilstanden. Der er endvidere meget lidt viden om forskelle i grundvandsspejlet mellem vinter- og sommerhalvåret. Da nedbrydningen er temperaturbestemt vil den væsentligste nedbrydning ske sommer/sensommer hvor vandstanden typisk vil være lavest. Det kan således diskuteres om anvendelse af årsmiddelvandstanden er den mest optimale forudsætning for opgørelse af emissionen, men at den snarere skulle relateres til sommervandstanden. Forskelle mellem vinter- og sommergrundvandsspejlet er meget afhængig af de lokale forhold, herunder hvor meget vand der tilføres fra det omgivende opland, jordens filtrationsevne, drænsystemer, terrænforhold og koten for vandløbet hvortil vandet tilledes. På nogle arealer vil der kun være en lille forskel mens stor (emissionsrelateret) på andre. Der vil typisk være forskelle mellem højmoser og ådale. F.eks. er St. Vildmose regnvandsfødt og beliggende på vandskellet i Vendsyssel. St. Vildmose har derfor ingen oplandstilførsel kombineret med at dræningskanalerne er dybe, fordi det er muligt at bortføre vandet. Her vil der året rundt være tale om drænede tilstande, kun afledt af vinternefbøren. Dette i modsætning til mange ådale, hvor en stor vinteroverskudsnefbør kan tilføres fra oplandet.

Det er uklart hvordan Tiemeyers et al., (2020) emissionsestimater/model er påvirket af forskelle i grundvandsspejlet mellem vinter og sommer. Hvis det antages at et grundvandsspejl på 40 cm under niveau giver anledning til en "maksimal" nedbrydning af organisk materiale, kan det være at mange af de dyrkede jorder opfylder denne betingelse og at den nationale opgørelse ikke er overvurderet i større grad.

I forbindelse med den nyeste lavbunds bekendtgørelse er projekterne i forprojekterne blevet bedt om at indsende oplysninger (GIS-filer) med før- og eftervandstanden. Dette kan indikere grundvandsniveauet for områderne. Men ud fra disse informationer kan ikke konkluderes et generelt grundvandsniveau fordi ansøgninger under bekendtgørelsen muligvis vil være skævvredet mod områder som er mindre dyrkningsegnede.

I 2021 vil GEUS udarbejde en grundvandskort rettet mod de organiske/vandløbsnære arealer. Dette kort baseres på flest mulige tilgængelige informationer og forventes at give forbedrede estimater for grundvandsspejlet i de organiske jorder. Et sådant kort kan sammen med en optimeret nedbrydningsfunktion forbedre den nationale opgørelse for de organiske jorder. Sidstnævnte forventes tilvejebragt i 2024.

4.2 Ny bekendtgørelse om Klima-lavbundsprojekter

En ny bekendtgørelse om udtagning af kulstofrige lavbundsprojekter med henblik på genopretning af naturlig hydrologi (klima-lavbundsprojekter) BEK nr 50 af 15/01/2021 er trådt i kraft som supplement til den nuværende Lavbundsordning. Den nye ordning er for nationalt finansierede Klima-lavbundsordninger og administreres af Miljøstyrelsen og Naturstyrelsen. Den nye nationale ordning har andre krav til beliggenhed på kulstofrige lavbundsprojekter, projektstørrelse og klimaeffekt, end den EU-medfinansierede Lavbundsordning. Der er her tale om tre udtagningsordninger, med lidt forskellige mål og projektmuligheder.

Den nye bekendtgørelse har bl.a. følgende kriterier som skal være opfyldt for at opnå tilsagn om tilskud: 1) Mindst 60 % af projektarealet er beliggende på kulstofrige lavbundsprojekter med minimum 6 % organisk kulstofindhold og at projektarealet er mindst 10 hektar. For at få tilsagn til forundersøgelse skal projektet reducere udledningen med minimum 10 tons CO₂-ækv. ha⁻¹. Det forventes primært at være landbrugsjord, der ekstensiveres. I særlige tilfælde kan kriterier fraviges, hvor et projekt på et af kriterierne ligger højst 10 % under den angivne arealstørrelse eller udledning.

Der er ikke foretaget en vurdering af hvilken betydning ændringen har på ansøgninger under Lavbundsordningen.

4.3 Barrierer for implementering af Lavbundsprojekter

Der er ikke foretaget en gennemgang af barrierer for implementering af Lavbundsprojekter. Der henvises derimod til en rapport udarbejdet af SEGES (https://www.landbrugsinfo.dk/basis/7/0/3/miljoe_udtagning_af_lavbundsprojekter_status_efter_5_aar_med_lavbundsordningen).

4.4 Referencer

BEK nr 50 af 15/01/2021, Bekendtgørelse om udtagning af kulstofrige lavbundsjord med henblik på genopretning af naturlig hydrologi (klimalavbundsprojekter), <https://www.retsinformation.dk/api/pdf/219268>

Elsgaard L, Görres, CM, Hoffman, CC, Blicher-Mathiesen, G, Schelde K, Petersen SO. 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture Ecosystems and Environment* 162, 52-67.

Gyldenkerne S & Greve MH. 2015 For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/Ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsjorder. Aarhus Universitet. Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk Rapport, vol. 56, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. <http://dce2.au.dk/pub/TR56.pdf>

Gyldenkerne S. 2020. Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra Lavbundsjord, Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 384, 2020

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014., 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National greenhouse gas inventories: Wetlands.

Landbrugsstyrelsen. 2020. Vådområde- & lavbundsordningerne Vejledning om tilskud til vådområdeog lavbundsprojekter 2020, <https://mst.dk/media/188346/vejledning-om-tilskud-til-vaadomraade-og-lavbundsprojekter-2020.pdf>

Miljø- og Fødevareministeriet. 2019. BEK 1523. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1523>

Petersen SO, Hoffmann CC, Schäfer CM, Blicher-Mathiesen G, Elsgaard L, Kristensen K, Larsen SE, Torp SB, Greve MH. 2012. Annual emissions of CH₄ and N₂O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in Western Denmark managed by agriculture, *Biogeosciences*, 9, 403–422, <https://doi.org/10.5194/bg-9-403-2012>, 2012.

Tiemeyer B, Freibauer A, Borraz EA, Augustin J, Bechtold M, Beetz S, Beyerd C, Ebli M, Eickenscheidt T, Fiedler S, Förster C, Gensior A, Giebel M, Glatzel S, Heinichen J, Hoffmann M, Höper H, Jurasinski G, Laggner A, Leiber-Sauheitl K, Peichl-Brak M, Drösler M. 2020. A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, Volume 109, February

5 Mulige tiltag til beskyttelse af jordens kulstofpulje og efterfølgende mulig arealanvendelse

Af Poul Erik Lærke, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Lars Elsgaard, AU

5.1 Tiltag der beskytter jordens kulstofpulje og mulig efterfølgende arealanvendelse

Da ikke alle kulstofrige lavbundsjorder udnyttes til landbrug, er en af de væsentligste beskyttelsesmetoder til at opretholde en kulstofrig jordbund et forbud mod at inddrage udyrkede kulstofrige lavbundslande i dyrkingen, herunder et forbud mod at dræne eller på anden måde afvande disse. De fleste af disse arealer er allerede omfattet af naturbeskyttelsesloven 53 og dermed beskyttet mod nydræning.

I forhold til beskyttelse af kulstofindholdet i drænede kulstofrigejorde, der er i landbrugsmæssig drift, såvel omdrift som permanent græs, kan der skelnes mellem passive og aktive foranstaltninger. Ved passive foranstaltninger sker der en ekstensivering uden at grundvandsstanden aktivt hæves. I praksis vil passive foranstaltninger kun være effektive til at beskytte jordens kulstoflager, hvis grundvandsstanden øges som følge af at vedligehold af drækanaler ophører. Ved aktive foranstaltninger øges grundvandsstanden ved afbrydning af drænrør og grøfter. Aktive foranstaltninger kan evt. kombineres med biomasseproduktion (paludikultur) på det vådlagte areal. Både græsser og træarter, der trives ved høj vandstand, kan anvendes i paludikultur (Wichtmann et al., 2016).

Passiv beskyttelse af tørvejord kan omfatte, 1) ophør med jordbearbejdning, 2) omlægning til vedvarende græs, 3) undladelse af vedligeholdelse af dræn, 4) undladelse af vedligeholdelse af grøfter, og 5) undladelse af omdræning og nydræning. Generelt vil passive foranstaltninger kun være effektive, hvis det medfører en øget vandstand. Derfor vil en dokumenterbar klimaeffekt af passive foranstaltninger i praksis kræve efterfølgende vandstandsmålinger i arealet.

I Tabel 5.1 ses en oversigt over beskyttelsesniveauer for forskellige landbrugsjorder, herunder forventet næringstilstand og grundvandsstand før og efter beskyttelse. Der er fire niveauer af beskyttelse, hvor (A) og (B) er passive tiltag. Beskyttelsesniveau (A) er ophør med jordbearbejdning og omlægning til vedvarende græs, mens undladelse af nydræning og omdræning samt generel manglende vedligeholdelse af dræn og grøfter er beskyttelsesniveauet (B). Den reducerede dræning vil således føre til en forventet stigende grundvandsstand på jorderne i beskyttelsesniveau (B). Dermed besværliggøres jordbearbejdning, såning og høst pga. højere grundvandsstand og periodevis oversvømmelse. Det vil ikke længere være muligt at dyrke de fleste traditionelle landbrugsafgrøder, da de kræver iltrige forhold i rodzonen for at opretholde en god plantevækst. Effekten af periodevis vådlægning (efterår, vinter og tidlig forår) på vår og vinterkorn er tidligere blevet behandlet i Børgesen et al. (2012). Her fandt man betydelig udbyttenedgang når grundvandsspejlet steg til 40-50 cm under jordoverfladen. Det vurderes derfor, at det kun er muligt i beskyttelsesniveau B at opretholde planteproduktion med enten vedvarende græsproduktion eller vedplanter som eksempelvis pil og rødæl.

Aktiv beskyttelse af tørvejord på landbrugsarealer i omdrift/vedvarende græs og vedvarende græsarealer/naturarealer omfatter afbrydning af drænsystemer, så grundvandsstanden hæves og arealerne derved gøres mere fugtige/vådere. Drækanaler og grøfter dækkes til, for at fremme områdets naturlige hydrologi,

så det kan klassificeres som vådområde, eller udløbet fra afvandingskanalen blokeres for efterfølgende ved pumpning at kunne hæve vandstanden til et højt konstant niveau. I Tabel 5.1 er beskyttelsesniveauerne (C) og (D) aktive tiltag. I beskyttelsesniveauet (C), giver næringsstofforsyning mulighed for produktion og udnyttelse af arealets biomasseproduktion (paludikultur), mens beskyttelsesniveau (D) omfatter vådområder, hvor der er fokus på næringsstofudpining.

De fire forskellige beskyttelsesniveauer (A-D) er underopdelt i forhold til 1) arealets næringsstofstatus og -forsyning og 2) afstanden fra terræn til grundvand, før og efter implementering af det pågældende beskyttelsesniveau, da disse faktorer har afgørende betydning for den samlede udledning af drivhusgasser samt for de miljø- og natureffekter, der redegøres for i efterfølgende afsnit.

Alle omdriftsmarker forventes at have et højt indhold af næringsstoffer (A startniveau) mens enkelte marker med vedvarende græs allerede kan være næringsfattige inden yderligere ekstensivering (B3 og B6). Tørvejorde i landbrugsmæssig drift er typisk næringsrige som følge af tidligere tilførsel af gødning og kalk, og afvandet hav- og søbund (gytje) har ofte et meget lavt C:N forhold. Næringsstoffer kan ligeledes være aflejret fra tidligere oversvømmelser af arealet med næringsrigt vand fra åen, som arealet dræner til. Der kan dog være næringsfattige undtagelser angivet i Tabel 5.1 som B3, B6 og D2. Hvis jordens C:N forhold er højere end 24 betegnes arealet ofte som næringsfattigt, men C:N forholdet kan ikke alene forklare omsætningen af næringsstoffer og udledningen af drivhusgasser.

Efter ekstensivering kan lavbundslande i ådale forblive næringsrige (A1, B1, B4, C1, C2) som følge af vedvarende tilløb af næringsrigt drænvand fra oplandet, eller hvis der fortsat tilføres typer af mineralsk gødning, hvis det er miljømæssigt forsvarligt og der er lovgrundlag for det. Hvor der hverken er tilløb af næringsrigt drænvand eller tildeling af gødning vil arealets næringsstofforhold typisk falde, men det forudsætter især, at der fortsat høstes biomasse (A2, B2, B5, D1), som derved fjerner næringsstoffer fra området. Tidsperspektivet kan være adskillige år, inden der ses et markant fald især for fosfor.

I Tabel 5.1 skelnes ligeledes mellem dybt drænede og svagt drænede tørvejorde på ekstensiveringstidspunktet, mens der ikke ses på om der oprindeligt var tale om lav- eller højmosetørv i overensstemmelse med IPCC kategorierne angivet i Wilson et al. (2016). De dybt drænede jorde forudsættes at have 50-100 cm grundvandsstand og de svagt drænede forudsættes at have 30-50 cm grundvandsstand inden ekstensiveringen. Efter ekstensivering angives for de forskellige beskyttelsesniveauer den forventede udvikling i vandstand. Strømningsvejene i lavbundsarealet har stor betydning for omsætningen af de tilførte næringsstoffer og bliver nærmere behandlet i kapitel 5.2 og 5.3. For alle beskyttelsesniveauer gælder det, at dræningsdybden i lavbundsarealet kun er bestemmende for arealets vandstand, hvis der kan afvandes effektivt til hovedvandløbet. Hvis vandstandskoten i hovedvandløbet i perioder er for høj pga. eksempelvis grøde eller sætning af lavbundsarealet, der forhindrer effektiv vandstrømning og dermed dræning, vil dette være afgørende for lavbundsarealets dræningstilstand (Kronvang et al., 2013).

5.1.1 Hvordan de beskrevne tiltag afspejles i Danmarks nationale emissionsopgørelse?

I Danmarks nationale emissionsopgørelse skelnes der kun mellem arealer i omdrift og vedvarende græs, som alle antages at være dybt drænede, hvis de klassificeres som landbrugsarealer. I det beskyttelsesniveauerne A og B indbefatter vedvarende græs, falder drivhusgasudledningen for begge niveauer ifølge den nuværende opgørelsesmetode for emissioner fra omdriftsarealer til emissioner fra vedvarende græs (se kap. 3 – afsnittet "Den danske emissionsopgørelse for organiske jorder"). Når arealerne får A eller B beskyttelse som følge af passiv udtagning/ekstensivering og samtidig ikke længere bliver klassificeret som

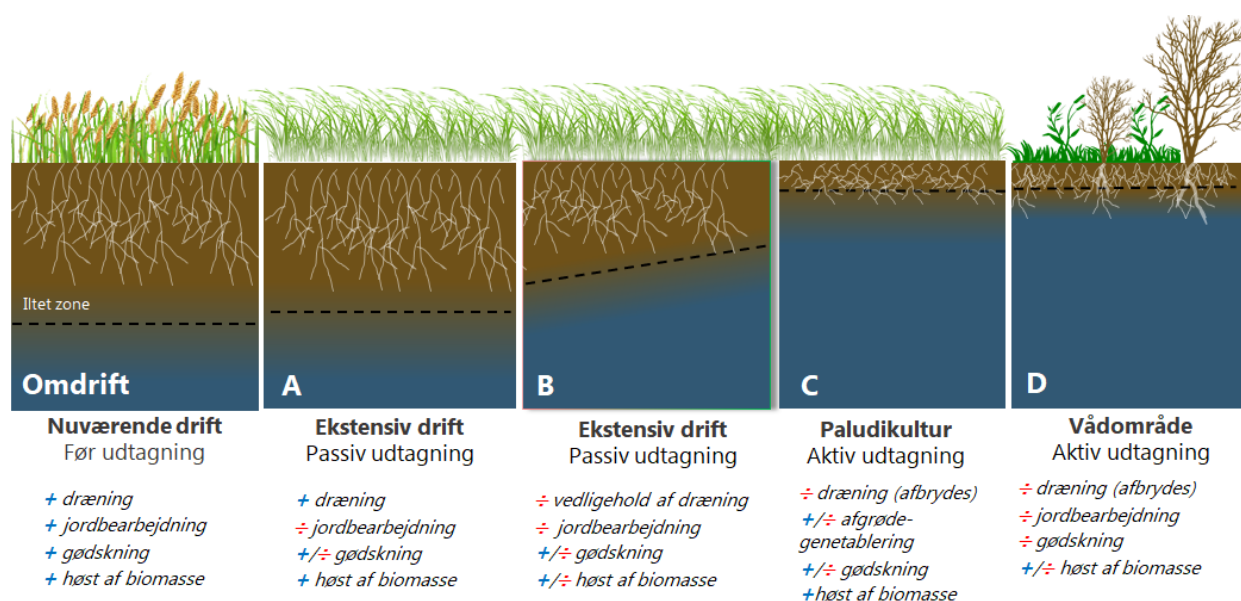
landbrugsareal (IMK), antages udledningen i den nuværende nationale emissionsopgørelse at falde til IPCC emissionsfaktoren for kategorien svagt drænedede tørvejorde med vedvarende græs.

Paludikultur er godkendt af FAO og IPCC som en driftsform, der bevarer tørvejordene (Biancalani and Avagyan, 2014; Hiraishi et al., 2014). Derfor forventes beskyttelsesniveauerne C og D at have samme effekt på reduktion i udledning af drivhusgasser efter aktiv udtagning som beskrevet for vådgjorte jorde (0-25 cm) i Gyldenkerne og Greve (2015). Reduktionspotentiallet afhænger af, om før tilstanden var enten omdrift eller vedvarende græs.

*Tabel 5.1 Oversigt over beskyttelsesniveauer for kulstofrige lavbundsjorde der vådlægges. Niveauerne A og B betegnes **passiv udtagning/ekstensivering** og omfatter ikke aktive ændringer af arealets drænsystemer. Niveauerne C og D er **aktiv udtagning/ekstensivering** og omfatter aktiv nedbrydning af arealets drænsystemer (drænrør og grøfter). Høst af biomasse indebærer at biomassen fjernes fra arealet. m/u betegner med/uden omlægning, gødskning eller høst, og at begge udfald er mulige.*

Beskyttelses-niveau	Under-opdeling	Nærings-tilstand før ud-tagning	Nærings-tilstand efter ud-tagning	Grundvands-stand før udtagning (cm under jord-overfladen, års-gennemsnit)	Grundvands-stand i årene efter udtagning (cm under jord-overfladen, års-gennemsnit)	Mulig areal-anvendelse
A: Jordbear-bejdning ophører og omlægning til vedvarende græs	A1	Høj	Høj	50-100	Svagt varierende	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
	A2	Høj	Faldende	50-100	Svagt varierende	Ingen gødning Høst af biomasse
B: Undladelse af nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	B1	Høj	Høj	50-100	Stigende til 30-50	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
	B2	Høj	Faldende	50-100	Stigende til 30-50	Ingen gødning Høst af biomasse
	B3	Lav	Lav	50-100	Stigende til 30-50	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning
	B4	Høj	Høj	30-50	Stigende til 20-40	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
	B5	Høj	Faldende	30-50	Stigende til 20-40	Ingen gødning Høst af biomasse
	B6	Lav	Lav	30-50	Stigende til 20-40	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning
C: Paludikultur	C1	Høj	Høj	50-100 eller 30-50	0-30 Konstant	Pumpning af vand. m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via

						gødning eller drænvand.
	C2	Høj	Høj	50-100 eller 30-50	0-30 Svagt varierende	m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via gødning eller drænvand.
D: Vådområde	D1	Høj	Faldende	50-100 eller 30-50	0-30 Svagt varierende	Høst af biomasse
	D2	Lav	Lav	50-100 eller 30-50	0-30 Svagt varierende	m/u afgræsning



Figur 5.1 Nuværende landbrugsmæssig drift samt de fire forskellige klasser af beskyttelsesniveauer: A) Drænet tørvejord med vedvarende græs. B) Dårlig drænet landbrugsjord der kun kan anvendes til flerårige afgrøder som trives på fugtig jord. C) Dræning stoppes helt og der etableres oversvømmelsestolerante afgrøder med henblik på at høste store biomasseudbytter ved tilpasset næringsstofforsyning. D) Dræning stoppes helt og vegetationen udvikles efter naturlig succession der kan manipuleres ved fjernelse af biomasse.

5.1.2 Referencer

Biancalani R, Avagyan A. 2014. Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series (MICCA).

Børgesen CD, Thomsen IK, Søgaard K, Plauborg F, Vinther FP. 2012. Notat om afvandingsdybder ved reduceret vandløbsvedligeholdelse. https://pure.au.dk/portal/files/52500986/Notat_afvandingsdybder_100512.pdf

Gyldenkærne S, Greve MH. 2015. For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/Ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsgrunde. Teknisk rapport fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 56.

Hiraishi T, Krug T, Tanabe K, Srivastava N, Baasansuren J, Fukuda M, Troxler T. 2014. 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland.

Kronvang B, Kristiansen SM, Schelde K, Børgesen CD. 2013. Udredningsprojekt vedr. dræns betydning for afvanding og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vandafleder fra marker; Aarhus University: Silkeborg.

Wichtmann W, Schröder C, Joosten H, 2016. Paludiculture-productive use of wet peatlands. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.

Wilson D, Blain D, Couwenberg J, Evans C, Murdiyarso D, Page S, Renou-Wilson F, Rieley J, Sirin A, Strack M. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. Mires and Peat 17, 1-28.

5.2 Klimaeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

Af Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Jørgen Axelsen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Paul Henning Krogh og Poul Erik Lærke, AU

De potentielle niveauer for beskyttelse af organiske lavbundsjorder i kapitel 5 opdeles i passive og aktive udtagninger (Tabel 5.1). Det er for nylig vurderet, at passive foranstaltninger kun i ringe grad medvirker til at bevare tørvejordene, medmindre der sker en samtidig ændring i grundvandsstanden (Olesen et al., 2019). I grøftedrænede arealer i ådale, hvor der ikke længere foretages grødeskæring og oprensning, som en direkte konsekvens af passive foranstaltninger, kan der som sideeffekt forventes en vandstandsstigning. Tilsvarende stigning i vandstand kan ikke umiddelbart forventes at være tilfældet, hvis arealerne er etableret med drænrør, der afvander direkte til åbne vandløb, som fortsat vedligeholdes med grødeskæring eller lignende. Der er derfor forskellige mulige udfald især for passiv udtagning, hvilket er indeholdt i de otte beskyttelsesniveauer, der oplystes i Tabel 5.1 og betegnes A1-A2 og B1-B6. Herudover angiver Tabel 5.1 fire beskyttelsesniveauer for aktiv udtagning (C1-C2 og D1-D2). De 12 opstillede beskyttelsesniveauer omfatter kombinationer af forskelle i grundvandsstand, indhold af næringsstoffer i jorden og management. Der findes ikke danske (eller internationale) målinger af emission af drivhusgasser, der dækker alle foreslåede kombinationer, men danske resultater inddrages, hvor disse anses for dækkende. Derudover afdækkes kvalitative og kvantitative ændringer i emission af drivhusgasser med udgangspunkt i datasynteser, der dækker gennemsnitlige internationale resultater fra tempererede klimazoner (IPCC, 2014; Wilson et al., 2016). Ud over atmosfæriske emissioner af drivhusgasserne CO_2 og CH_4 , kan kulstof tabes fra de organiske jorder som vandopløseligt organisk stof (DOC). Dette tab antages at være i størrelsesordenen $1 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ både før og efter vådlægning af organiske jorde (Wilson et al., 2016), og indregnes derfor ikke som en betydende nettoændring.

5.2.1 Passive beskyttelser - niveau A1, A2 og B1-B6

Ved beskyttelsesniveau A1 forudsættes, at jordbearbejdning ophører og arealet omlægges til vedvarende græs på dybt drænede arealer (50-100 cm), hvor der kun er svag effekt på grundvandsstanden, og hvor arealet vedvarende har højt indhold af næringsstoffer. Ændringen relaterer sig derfor primært til forskellen mellem omdrift og permanent græs på dybt drænede organiske jorder. Danske studier af sådanne arealer viste i 2008-2009, at nettoemissionen af CO_2 var mellem $7,0\text{-}16,7 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på arealer i omdrift ($n = 5$) og $6,9\text{-}10,4 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på arealer med permanent græs ($n = 3$), dog uden signifikant statistisk forskel mellem de to driftsformer (Elsgaard et al., 2012). Effekten af ændringen i driftsform vurderes derfor at være begrænset, hvilket til dels støttes af CO_2 emissionsfaktorer udledt på baggrund af en større international datasyntese (Wilson et al., 2016), hvor gennemsnitlige CO_2 emissioner var $7,9 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for jorder i omdrift og $6,1 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for dybt drænede, næringsrige jorder under permanent græs. Emissionen af metan under begge driftsformer vil være begrænset på grund af den dybe grundvandsstand. Dog kan der være en interaktion mellem metan-emission og plantevæksten på arealet, idet bevoksninger af sumpplanter som fx lysevis (*Juncus effusus* L.), kan facilitere transport af metan fra dybere jordlag til atmosfæren (Schäfer et al., 2012). Lattergas-emissionen kan være betydelig, men vil afhænge af lokale jordbundsforhold. I det omfang ændringen i driftsform medfører mindre tildeling af N-gødning vil emissionen af lattergas reduceres. IPCC angiver en standard emissionsfaktor på 1 % for tildelt N, således at der fx for tilførsel af 100 kg N ha^{-1} beregnes en direkte lattergas emission på $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Herved kan betydningen af ændret N tilførsel estimeres. For dybt drænede organiske jorder gælder dog, at der samtidig beregnes en fast emission af N_2O (som relaterer sig til N frigivet ved mineralisering af organisk stof) på $13 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for

jorder i omdrift, mens den tilsvarende emission ansættes til $8,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for dybt drænedede, næringsrige græsmarker (IPCC, 2014); svarende til henholdsvis 6,1 og 3,8 ton CO_2 -ækv $\text{ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Beskyttelsesniveau A2 adskiller sig fra A1 ved antagelsen om, at der efter udtagning opnås et faldende indhold af næringsstoffer. For emissionen af CO_2 kan dette antages at medføre et fald på grund af mindre heterotrof mikrobiel aktivitet i jorden. Wilson et al. (2016) angiver, at det gennemsnitlige fald i CO_2 emission er fra 6,1 til 5,3 ton C $\text{ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved ændring fra dybt drænedede næringsrige til næringsfattige græsarealer. Faldende indhold af næringsstoffer på dybt drænedede arealer forventes ikke markant at påvirke emissionen af metan, der fortsat vil være lav. Emissionen af lattergas forventes at falde, dels på grund af faldende tilførsel af N-gødning og dels som følge af lavere rater af mikrobiel N mineralisering fra organisk stof under næringsfattige forhold.

Beskyttelsesniveauerne B refererer til stigende grundvandsstand efter udtagning af dybt drænedede arealer med forskellige kombinationer af indhold af næringsstoffer før og efter udtagning (B1-B3). Arealerne går fra at være dybt drænedede til svagt drænedede (B1-B3) eller fra svagt drænedede til vådlagte (B4-B6), hvilket i begge tilfælde ændrer forholdene for mikrobiel dannelse og omsætning af drivhusgasser. Dette skyldes primært, at der sker en langsommere og mere begrænsende tilførsel af ilt til aerobe mikrobielle processer, når jorden er vandmættet. Effekterne vil være mindre emission af CO_2 , højere emission af metan og mindre emission af lattergas. Størrelsen på effekterne vil afhænge af hvilken grundvandsstand, der etableres efter udtagning, således at de ovennævnte effekter forstærkes jo nærmere grundvandsstanden kommer på jordoverfladen. I det følgende antages, at arealerne under B4-B6 opnår en slutilstand, der medfører grundvandsstand på 30 cm under terræn, eller nærmere ved jordoverfladen, således at arealerne repræsenterer kategorien 'rewetted' i internationale opgørelser (Wilson et al., 2016).

B1 omfatter arealer med højt indhold af næringsstoffer både før og efter udtagning. For ændringer, der medfører grundvandsstand på 30-50 cm under jordoverfladen ('shallow drained'), viser syntese af internationale data, at der kan forventes en ændring i det samlede tab af drivhusgasser (opgjort i CO_2 ækvivalenter) svarende til et fald fra 29 til 16 ton CO_2 -ækv $\text{ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for arealer under permanent græs (Wilson et al., 2016). Et tilsvarende eller større fald kan forventes fra arealer i omdrift.

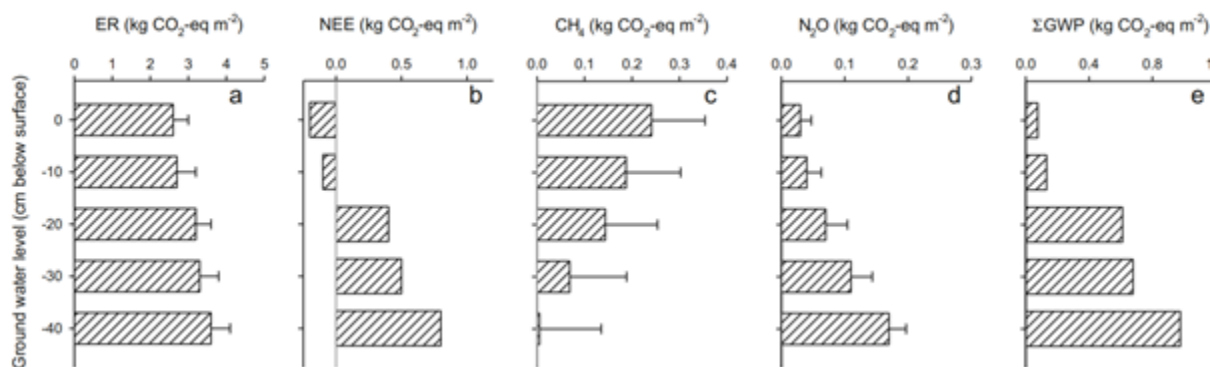
B2 adskiller sig fra B1 ved at indholdet af næringsstoffer i arealet antages at være højt før udtagning og faldende efter udtagning. Effekterne af ændret grundvandsstand er grundlæggende ens for B1 og B2, men det faldende indhold af næringsstoffer kan begrænse den mikrobielle aktivitet og dermed emissionen af drivhusgasser (som altså kan være mindre i B2 scenariet). Den præcise effekt af næringsstof-status på emissionen af drivhusgasser er vanskelig at bestemme, men sammenlignes vådlægning af næringsrige dybt drænedede græsmarker og næringsfattige græsmarker viser gennemsnitlige tal (Wilson et al., 2016), at nettoeffekten på CO_2 og lattergas er større under næringsrige forhold, men samtidig at emissionen af metan stiger mest under næringsrige forhold. Den samlede effekt af vådlægning opgjort i CO_2 ækvivalenter, er ifølge denne analyse omkring 20 procent mere gavnlig for næringsrige end for næringsfattige arealer. Disse estimater er dog usikre, da eventuelle forskelle i grundvandsstand mellem de bagvedliggende studier kan være mere betydelige end effekten af næringsstof-status.

Beskyttelsesniveau B3 dækker passiv udtagning af dybt drænedede arealer med forudgående lavt niveau af næringsstoffer. Dette vil typisk omfatte ekstensive græsarealer. Vådlægning af sådanne arealer vil neutralisere emissionen af CO_2 og lattergas, og kan over tid lede til opbygning af jordens organiske kulstofpulje (Wilson et al., 2016). Emissionen af metan vil stige, men klimaeffekten af dette vil typisk være 10 gange mindre end den gevinst, der opnås i form af reducerede tab af CO_2 og lattergas. Lokale jordbundsforhold og driftsform kan dog være afgørende for risikoen for tab af metan. I det omfang der efterlades biomasse

til nedbrydning på arealer med grundvandsstand nær overfladen, opstår der et stort potentiale for emission af metan til atmosfæren. Dette er vist i danske studier af vandløbsnære organiske jorder (Kandel et al., 2019) og organiske jorder i omdrift (Kandel et al., 2020). Der mangler dog grundlæggende viden om, hvordan emissionen af metan vil udvikle sig over tid på ekstensive græsarealer, der vådlægges.

Beskyttelsesniveaurene B4-B6 er analoge til B1-B3, men med den forskel, at der lægges til grund at vandstanden på arealerne inden udtagning ligger 30-50 cm under jordoverfladen ('shallow drained') og stiger til 20-40 cm efter udtagning (cf. Tabel 5.1). Dette betyder dels, at emissionen af CO₂ og lattergas yderligere begrænses, men også at der er risiko for større tab af metan især ved den øvre grundvandsstand. I den internationale litteratur er der ikke dataopgørelser specifikt på drivhusgas-emissioner fra jorde med grundvandsstand på 20-40 cm. Men for en tentativ vurdering kan ændringen i B4-B6 scenarierne sammenlignes med ændringen fra 'shallow drained' til 'rewetted', hvor der i disse kategorier findes opgjorte data for organiske jorder under permanent græs (Wilson et al., 2016). For arealer med permanent græs vil den forudsatte ændring i vandstand (fra 'shallow drained' til 'rewetted') have en begrænset effekt på den samlede drivhusgas-emission (reduktion på 4 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹), hvilket primært dækker over balancen mellem en stor nedgang i CO₂ emission (reduktion på 12 ton CO₂-eq ha⁻¹ år⁻¹) og en stigning i metan-emission (stigning på 8 ton CO₂-eq ha⁻¹ år⁻¹) (Wilson et al., 2016). Den samlede effekt vil dog afhænge af hvor tæt på jordoverfladen grundvandsstanden etableres og hvilke sæsonmæssige udsving, der måtte være i grundvandsstand. For nærmere at kvantificere betydningen af grundvandsstand kræves en veldokumentet empirisk sammenhæng mellem forskellig grundvandsstand og nettoemissionen af drivhusgasser, eventuelt disaggregeret på baggrund af tørvetype og driftsform. Sådanne sammenhænge er endnu ikke bestemt for danske organiske jorder.

Der forventes generelt en lavere emission jo højere grundvandsstanden er i laget 0-40 cm under terræn. Betydningen af en lavere grundvandsstand, dvs. dybere end 40 cm under terræn er mere usikker. Tiemeyer et al. (2020) præsenterede en syntese af målinger af drivhusgas-emissioner fra tyske organiske jorder (højmose- og lavmosetørv) på tværs af driftsformer, der omfattede kratskov ('shrubland'), permanent græs, omdrift, naturarealer og lokaliteter med tørveudvinding. Den overordnede dataanalyse indikerede, at en grundvandsstand på 40 cm under jordoverfladen repræsenterede en tilstand, hvor yderligere sænkning af grundvandsstanden (dræning) ikke medførte forøget CO₂ emission. Der var dog flere af de organiske jorder i dataanalysen, hvor CO₂ emissionen var stigende med sænkning af grundvandsstanden helt ned til 100 cm under jordoverfladen. Det er ikke dokumenteret, hvorvidt dataanalysen på tværs af disse tyske organiske jorder er repræsentativ for de klimatiske, biogeokemiske og driftsmæssige forhold, der gælder for danske organiske jorder. Karki et al. (2014) fandt i kontrollerede forsøg med jordsøjler udtaget fra organisk lavbundsjord i Danmark, at klimabelastningen steg med stigende grundvandsdybde ned til mindst 40 cm under jordoverfladen (Fig. 5.2). Dette var imidlertid den laveste vandstand, der indgik i undersøgelsen, og betydningen af dybere grundvandsdybde kunne derfor ikke konkluderes. Der er således behov for yderligere viden om sammenhængen mellem grundvandsstand og nettoudledninger af drivhusgasser for danske organiske jorder.



Figur 5.1. Tab af CO₂ via økosystem respiration (ER), CO₂ via nettoøkosystem udveksling (NEE), metan (CH₄) og lattergas (N₂O), samt den totale klimabelastning i CO₂ ækvivalenter (GWP) i forsøg med kontrolleret vandstand på dansk organisk jord (juli 2012 - april 2013). Den samlede klimabelastning stiger med stigende grundvandsdybde ned til mindst 40 cm dybde, men det blev ikke efterprøvet hvad dybere grundvandsdybde betyder for klimabelastningen (Karki et al., 2014).

5.2.2 Aktive beskyttelser – C1, C2, D1 og D2

Beskyttelsesniveau C1, C2, D1 og D2 omfatter arealer med paludikultur (niveau C) eller arealer udlagt som vådområder (niveau D). Det forudsættes, at alle har en dyb grundvandsstand, der ligger på 50–100 cm eller på 30–50 cm under jordoverfladen ved start af udtagningen mens slutttilstanden skal være oppe ved 0–30 cm under jordoverfladen. Der vil derfor først blive set på, hvad en ændring i grundvandsstand fra hhv. 50–100 cm og 30–50 cm under overfladen til et niveau på 0–30 cm under overfladen betyder for mulige klimaeffekter. Herefter vil effekten af de forskellige anvendelser i beskyttelsesniveauerne blive behandlet.

Hvis der skal opnås en god reduktion i udledning af klimagasser fra vådlagte tørvejrde, skal vandstanden op til overfladen eller tæt derved (Tanneberger et al., 2020; Tiemeyer et al., 2020), hvilket 0–30 cm under overfladeniveau må anses for at være. Der vil dog skulle laves en afvejning, da vandstand op til jordoverfladen eller højere vil reducere udledningen af CO₂ og N₂O, men samtidig øge CH₄-udledningen (Tiemeyer et al., 2020). Hertil kommer betydningen af lagring af kulstof i stående biomasse i form af stængler, stammer og rødder og yderligere en lagring af kulstof i jorden i form organisk stof fra nedfaldne blade og døde rødder. Afhængig af hvordan kulstofbalancen på arealerne måles vil dette dog allerede være indeholdt i estimatet, hvis der laves en netto-kulstofbalance.

Ved at standse dræningen af jorden på et sted, hvor grundvandsniveauet før udtagning varierer imellem 50–100 cm under overfladen, eller imellem 30–50 cm under overfladen, vil klimagas-emissionen kunne begrænses kraftigt. Der findes dog kun få danske studier, der kan benyttes til at kvantificere og generalisere netto-klimaeffekten ved denne ændring i grundvandsstand. Det bedste bud på, hvad vådlægning af dræ-nede tørvejrde betyder for udledningen af klimagasser kommer fra det internationale review af Wilson et al. (2016), hvor forskellen imellem situationen med dræning og situationen efter vådlægning vurderes til at være 17 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ i dybt drænedede (50–100 cm under overfladen) og 5 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ i svagt drænedede (30–50 cm under overfladen), når der er tale om næringsrig græsmark. Er der tale om vådlægning af agerland i omdrift vurderes forskellen til at være 26 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ og hvis udgangspunktet er næringsfattig græsmark vurderes forskellen til at være 21 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹. Disse tal inkluderer effekter på både CO₂, CH₄ og N₂O, hvor effekten af de to sidste stoffer er omregnet til CO₂-ækvivalenter. Der er således mulighed for betydelige reduktioner i emissionen af drivhusgasser.

5.2.2.1 Beskyttelsesniveau C1

Paludikultur er en betegnelse for klimavenligt land- og skovbrug på våde tørvejorde (Tanneberger et al., 2020), hvilket kan være permanent græs, dyrkning af vand- og fugtighedstolerante græsser og dyrkning af fugtighedstolerante træer som f.eks. rødæl (*Alnus glutinosa*), dunbirk (*Betula pubescens*) og pilearter (*Salix spp.*). Fugtighedstolerante græsser kan være rørgræs (*Phalaris arundinacea*), tagrør (*Phragmites australis*) eller dunhammer (*Typha sp.*). Disse typer af afgrøder kan anses for energiafgrøder; rødæl, dunbirk og pil kan anvendes til flis eller brænde, og græsserne kan indgå i produktion af biogas, bioetanol og flybrændstof eller anvendes som byggematerialer, hvor kulstoffet herved lagres flere år. Samtidig kan afgrøderne dyrket ved paludikultur bidrage til opbygning af kulstof dels i jorden og dels i den stående biomasse. Der vil her blive præsenteret resultater for lagring af kulstof i tilfælde af, at paludikulturene er rødæl, som repræsentant for træafgrøder, og tagrør som repræsentant for græsser og lignende.

Rødæl har efter den første etableringsfase en tilvækst på $2,8 - 9,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i op til 100 år (tyske tal) hvor tallet varierer med beplantningens alder og vandmætning (Classens et al., 2010). Væksten er lavest ved fuld vandmætning. En kubikmeter (m^3) elletræ udgør 440 kg tørvægt (Dalmose Brænde, 2017), hvoraf ca. 50 % er kulstof, og 1 kg kulstof svarer til $3,67 \text{ kg CO}_2$. Det betyder, at der kan lagres imellem 2,3 og $7,3 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i en paludikultur med rødæl i en periode på op til 100 år efter etablering

Dyrkning af rørgræs kan i Danmark producere omkring $12-14 \text{ t biomasse (tørvægt) ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Karki et al., 2016), hvoraf 45 % kan anses for at være kulstof, dvs. der produceres ca. $5,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket svarer til $21 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Ud over produktion af overjordisk biomasse producerer de fugtighedstolerante græsser også underjordisk biomasse i form af rødder, der når de dør medfører en forøgelse af dødt organisk stof og dermed jordens kulstofpulje. Hvor stor denne pulje er, vides ikke for danske forhold, men en kinesisk undersøgelse af tagrør viser, at der er ca. 3 gange så meget underjordisk biomasse som overjordisk (Dong et al., 2012). Der er altså et betydeligt potentiale for kulstoflagring ved dyrkning af fugtighedstolerante græsser.

I beskyttelsesniveau C1 regnes med pumpning, hvilket vil gøre det muligt at kontrollere grundvandsniveauet på relativt faste niveauer imellem 30 cm dybde og jordoverfladen. Da niveauet for udledning af både CO_2 og CH_4 varierer betydeligt afhængigt af grundvandsstanden inden for dette interval, er det valgte niveau af stor betydning. Hævning af grundvandsstanden til overfladeniveau vil i forhold til 30 cm under overfladen frigive mere metan, hvilket ifølge tyske undersøgelser (Tiemeyer et al., 2020) kan komme helt op på $2 \text{ t CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, svarende til op til $50 \text{ t CO}_2\text{-ækv ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dette er dog et absolut maksimum, rapporteret for ubenyttede organiske jorder, mens det højeste niveau for dyrkede jorder (i omdrift og under permanent græs) er omkring 10 gange lavere, svarende til $0,2 \text{ t CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, eller $5 \text{ t CO}_2\text{-ækv ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Tiemeyer et al., 2020). Ifølge Karki *et al.* (2016) var det årlige estimat på metan-emission fra en dansk lavbundsjord med dyrkning af rørgræs på $11,8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ved en grundvandsstand på 0 cm, hvilket omregnet svarer til ca. $3 \text{ t CO}_2\text{-ækv ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Sammenfattende er der således store usikkerheder på størrelsen af frigivelse af metan ved grundvandsstand nær jordoverfladen, og det er ligeledes dokumenteret at andre faktorer end grundvandsstand er med til at styre emissionen af metan. Der er derfor stort behov for at få bedre data til at forudsige emissionen af metan på kort og længere sigt i forbindelse med hævning af grundvandsstanden til nær overfladen. På tværs af en række undersøgelser er det dog vist, at hvis vandstanden permanent holdes mere end 20 cm under overfladen vil metan emissionen typisk kunne begrænses betydeligt (Tiemeyer et al., 2020)

Et grundvandsniveau på ca. 0 cm, dvs. med vandmætning til jordoverfladen, reducerer derimod CO_2 udledningen til meget lave niveauer eller endda muligvis til en svag lagring af kulstof (Tiemeyer et al., 2020). Hvis grundvandsniveauet hæves til 0 cm er udledningen af N_2O normalt også meget lille, og anses af IPCC

for at være ubetydelig og ansættes til nul (IPCC, 2014). Nyere studier fra finske tørvejorder (Minkkinen et al., 2020) viser dog et tab på 0,5 – 1,0 kg N₂O ha⁻¹ i vådlagte jorde, svarende til 0,15 – 0,3 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹.

Kombinationen af effekterne af paludikultur med rødel og ændret grundvandsstand fra drænet til en situation med kontrolleret grundvandsstand kan give en forbedring af CO₂ balancen på mellem 19 og 24 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ for dybt drænet næringsrig græsmark. Hvis der er tale om svagt drænet næringsrig græsmark bliver det imellem 7 og 12 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹, og 28 – 33 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ hvis der omlægges fra dybt drænet areal i omdrift. Tilsvarende vurderes tallene til at være 15 (v. dybt drænet næringsrig græsmark), 27 (v. svagt drænet næringsrig græsmark) og 36 (v. dybt drænet areal i omdrift) t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ hvis der skiftes til paludikultur med tagrør.

I ovennævnte vurderinger er fjernelse af CO₂ fra atmosfæren til dannelse af biomasse i rødel eller rørgræs anset som positiv for CO₂ -emissionen, men evt. energiforbrug til høst og transport må anses for at kunne nedsætte denne effekt ligesom fjernelse/høst af biomassen skal indregnes i kulstofbalancen som en CO₂ emission. I den udstrækning biomassen anvendes til at erstatte fossile brændstoffer har det dog en positiv effekt for klimaet, da kulstoffet i biomassen er baseret på CO₂ assimilering i forbindelse med træernes/planternes fotosyntese.

Fratrækkes tabet af N₂O i kulstofbalancen (omregnet til CO₂-ækv) ændres de ovenstående tal kun lidt, hvorimod betydningen af metan-emission kan være større. Denne emission er stærkt afhængig af grundvandsstand, og kan begrænse gevinsten på CO₂, hvis grundvandsstanden ligger helt oppe i overfladen. Der er dog ikke tilstrækkelig viden om udviklingen i metan-emission i årene efter vådlægning. Det vil være vigtigt at sørge for, at grundvandsstanden holdes et stykke under overfladen for at holde metan udslippet lavt nok til at få en så høj klimagevinst som muligt. Det vil også være positivt for væksten af rødel, hvis vandstanden ikke er for høj. Da nettoudslippet af drivhusgasser ifølge vores nuværende viden kan afhænge af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør der foretages grundige undersøgelser af, hvad der styrer denne sammenhæng, så vi kan blive bedre til at forudsige hvordan nettoeffekten på drivhusgas-emission blive ved en højere, fast grundvandsstand og paludikultur.

5.2.2.2 Beskyttelsesniveau C2

Konklusionerne ved dette beskyttelsesniveau vil være stor set de samme som ved C1, nemlig at der er et betydeligt potentiale til at opnå en reduktion i udledning af klimagasser, men at det afhænger stærkt af niveauet imellem 0 og 30 cm, og om det kan holdes præcist. Det vil også her være vigtigt at undersøge grundigt, hvordan man opnår den bedste balance imellem at forhindre forbrænding af kulstoffet til CO₂ og samtidig undgå for stor metan-emission. Ligeledes er der med varierende grundvandsstand, og dermed vekselvirkning mellem aerobe og anaerobe forhold, dokumenteret en øget risiko for emission af lattergas til atmosfæren (Leppelt et al., 2014). Derfor vil interaktioner mellem svingende vandstand og tilgængelighed/tilførsel af N også kunne påvirke den samlede klimaeffekt.

5.2.2.3 Beskyttelsesniveau D1 – vådområde med høst af biomasse

Et udnyttet vådområde er et areal, der er mættet med vand i hele eller dele af året, og som ikke falder under kategorierne skov, agerland eller græsmark IPCC (2006).

Når et område, hvor vandstanden tidligere var drænet, omdannes til vådområde betyder det, at vandstanden fremover kommer til at ligge over, ved eller tæt under overfladen. Dette betyder, at det lagrede kulstof i jorden bliver beskyttet imod aerob omsætning til CO₂, samtidig med at der fortsat vil være en betydelig dannelse af metan. Emissionen af metan stiger lineært eller eksponentielt, når grundvandsstanden nærmer sig overfladen, men denne stigning standser, når vandspejlet overstiger jordoverfladen (Wilson *et al.*, 2016;

Tiemeyer *et al.*, 2020). Det betyder, at metan-emissionen ikke er afhængig af, hvor højt vandet står over overfladen, men afhænger af den mikrobielle nedbrydning af kulstof under iltfrie forhold under jordoverfladen. Da vandmættet jord giver iltfrie forhold kan metan-emissionen generelt forventes at være høj når jorden er fuldt vandmættet (Wilson *et al.*, 2016; Tiemeyer *et al.*, 2020).

Høst af biomasse vil i dette tilfælde typisk kunne være tagrør eller andre græsser, der tolerer vandlidende jord. Alt i alt betyder det, at der ikke kan forventes nogen nævneværdig forskel imellem metan udledningen i et vådområde med høst af tagrør, og genvædede områder med paludikultur med dyrkning af tagrør. Da næringsstofniveauet forventes at falde, vil den mikrobielle aktivitet dog falde, og der kan derfor forventes en svagt faldende metan-udledning, og dermed bedre klimagasbalance med tiden.

Konklusionen ved beskyttelsesniveau D1 er derfor, at der er stor risiko for at gevinsten i form af mindre udledning af CO₂ fra mineralisering af tørvejorden og binding af CO₂ i biomassen, kompromitteres af forøget produktion og frigørelse af metan. Der mangler dog sikker viden om størrelsen af metanemission efter vådlægning og især hvordan denne emission udvikler sig over tid i årene efter vådlægning. Som nævnt i afsnit 3.4 angiver datasyntensen af Wilson *et al.* (2016) fx at den gennemsnitlige metanemission fra vådlagte næringsrige jorder (288 kg CH₄ ha⁻¹ år⁻¹) har et 95% konfidensinterval på mellem 0-1141 kg CH₄ ha⁻¹ år⁻¹.

5.2.2.4 D2 – vådområde med eller uden græsning

Her vil metanfrigørelsen som udgangspunkt være noget lavere end i D1 på grund af lavere næringsindhold, men det ændrer givetvis ikke på at gevinsten ved at beskytte det organiske stof i jorden imod nedbrydning ved at hæve grundvandsstanden, meget let kan begrænses pga. metan-produktion. Der er ingen viden om, hvordan afgræsning påvirker dette under danske forhold.

I vurderingerne af C1, C2 og D1 findes der ingen danske undersøgelser der udspecificerer den mulige lagring af kulstof fra døde og henfaldende rødder, men der findes en undersøgelse af grå-el (*Alnus incana*) fra Letland (Uri *et al.*, 2017). Her estimeres, at tilførslen af døde fine rødder giver et input på 0.59 t C ha⁻¹ år⁻¹, og at tilvæksten i den underjordiske biomasse (rødder) varierer meget fra bevoksning til bevoksning, og fra år til år, men at gennemsnittet ligger på 0.52 t C ha⁻¹ år⁻¹. Uri *et al.* (2017) vurderer, at estimatet af tilførslen af døde rødder er undervurderet, så 0.52 t C ha⁻¹ år⁻¹ er et minimumsestimat. En del af kulstoffet fra de døde fine rødder og de store rødder (den underjordiske biomasse) må forventes før eller siden at indgå i jordens pulje af organisk bundet kulstof. Antages de lettiske tal at være relevante for Danmark og at 100% af kulstoffet fra rødderne indgår bidrager dette med omkring 1.11 t C ha⁻¹ år⁻¹, svarende til 4 t CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Dette er dog som tidligere nævnt allerede indregnet, når der foretages målinger af netto kulstofbalancen på organiske jorder.

5.2.3 Referencer

Classens H, Oosterbaan A, Savill P, Rondeux J. 2010. A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry*, 83 (2), 163 – 175. doi:10.1093/forestry/cpp038

Dalmose Brænde. 2017. Brændværdi og massefylde for træ til brænde. <https://www.dalmosebrænde.dk/cms-massefylde-og-brandvaerdi-for-braende>. (tilgået 7.1.2021).

- Dong W. et al. 2012. Study on the Carbon Storage and Fixation of *Phragmites australis* in Baiyangdian Demonstration Area, *Procedia Environmental Sciences*, 13(2), pp. 324–330. doi: 10.1016/j.proenv.2012.01.031.
- Elsgaard L, Görres CM, Hoffman CC, Blicher-Mathiesen G, Schelde K, Petersen SO. 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture Ecosystems and Environment* 162, 52–67.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (5 volumes). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (eds.), IGES, Japan. Online at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>, (tilgæet 7.1.2021).
- IPCC (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/>
- Kandel TP, Karki S, Elsgaard L, Labouriau R, Lærke PE. 2020. Methane fluxes from a rewetted agricultural fen during two initial years of paludiculture. *Science of the Total Environment* 713, 136670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136670>
- Kandel TP, Lærke PE, Hoffmann CC, Elsgaard L. 2019. Complete annual CO₂, CH₄, and N₂O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127, 527– 535
- Leppelt T, Dechow R, Gebbert S, Freibauer A, Lohila A, Augustin J, Drösler M, Fiedler S, Glatzel S, Hoper H, Jarveoja J, Lærke PE, Maljanen M, Mander U, Makiranta P, Minkkinen K, Ojanen P, Regina K, Stromgren M. 2014. Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences* 11:6595–6612.
- Karki S, Elsgaard L, Audet J, Lærke PE. 2014. Mitigation of greenhouse gas emissions from reed canary grass in paludiculture: effect of groundwater level. *Plant and Soil*, 383, 217–230.
- Karki S, Elsgaard L, Kandel TP, Lærke PE. 2016. Carbon balance of rewetted and drained peat soils used for biomass production: a mesocosm study, *GCB Bioenergy*, 8(5), pp. 969–980. doi: 10.1111/gcbb.12334.
- Minkkinen K, Ojanen P, Koskinen M, Penttilä T. 2020. Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands, *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 478(August), p. 118494. doi: 10.1016/j.foreco.2020.118494.
- Olesen JE, Greve MH, Elsgaard L, Lærke PE, Dalgaard T. 2019. CAP2020 analyse om muligheder for beskyttelse af tørvejerde. Notat til Landbrugsstyrelsen, DCA - National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Schäfer CM, Elsgaard L, Hoffmann CC, Petersen SO. 2012. Seasonal methane dynamics in three temperate grasslands on peat. *Plant and Soil* 357, 339–353
- Tanneberger F, Schröder C, Hohlbein M, Lenschow U, Permien T, Wichmann S, Wichtmann W. 2020 Climate Change Mitigation through Land Use on Rewetted Peatlands – Cross-Sectoral Spatial Planning for Paludiculture in Northeast Germany, *Wetlands*, 25. doi: 10.1007/s13157-020-01310-8.
- Tiemeyer B, Freibauer A, Borraz EA, Augustin J, Bechtold M, Beetz S, Beyer C, Ebli M, Eickenscheidt T, Fiedler S, Förster C, Gensior A, Giebels M, Glatzel S, Heinichen J, Hoffmann M, Höper H, Jurasinski G,

Laggner A, LeiberSauheitl K, Peichl-Brak M, Drösler M. 2020. A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecol. Ind.* 109. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>.

Uri V, Kukumägi M, Aosaar J, Varik M, Becker H, Soosaar K, Morozov G, Ligi K, Padari A, Ostonen I, Karoles K. 2017. Carbon budgets in fertile grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) stands of different ages. *Forest Ecology and Management* 396, 55–67.

Wilson D, Blain D, Couwenberg J, Evans CD, Murdiyarso D, Page SE, Renou-Wilson F, Rieley JO, Sirin A, Strack M, Tuittila ES. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 14, Article 04, 1-28.

5.3 Kvælstofeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

Af Christen Børgesen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Jesper Bak, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Carl Christian Hofmann, AU

Kapitlet gennemgår de væsentligste kvælstof omsætnings- og tabs- processer der påvirkes ved vådlægning af lavbundslande. Der ses både på de inddirekte effekter (ændret dyrkningspraksis) og de direkte effekter på tabs- og omsætnings-processerne. Tabsprocesserne deles op i emissioner til atmosfæren (N_2 , N_2O , NH_3) og så tab til vandmiljøet: nitrat-N, ammonium-N og partikulært organisk kvælstof. Effekten på lattergas emissionen (N_2O) beskrives ikke her, men er gennemgået i kapitel 5.2 I afsnit 5.3.5 gives et bud på gennemsnits kvælstofeffekterne på de primære tabsposter for de forskellige beskyttelsesniveau defineret i afsnit 5.1.

5.3.1 Kvælstofeffekter ved omlægning (vådlægning) af dyrket tørvejord.

For at have en effektiv dyrkning af landbrugsarealer kræves både effektiv dræningen samt mulighed for jordbearbejdning (harvning, såning, høst og N gødskning). Dyrkningen af jorden har stor betydning for tabet af N ved udvaskning, ammoniak fordampning samt tab ved denitrifikation, da afgrøderne både påvirker udvaskningen via N optagelsen, størrelsen af C og N tilbageført til jorden med afgrøderester, samt i nogen grad har betydning for de abiotiske betingelserne (jordtemperatur, vandindhold, ilt tilgængelighed, pH, m.fl.) for C og N omsætningen i jorden. Ved vådlægning af lavbundsarealer begrænses muligheden for dyrkningen, ved at muligheden for jordbearbejdning, såning, og høst i lange perioder af afgrødevækstperioden bliver vanskelig pga. de høje grundvandsstand og periodevis oversvømmelse. Desuden ændres vækstvilkårene for afgrøderne under vådlægning. De fleste landbrugsafgrøder kræver dybe iltrige forhold i rodzonen for at opretholde en god plantevækst og da høj grundvandsstand mindsker rodzonens iltindhold forringes vækstvilkårene. Effekten af periodevis vådlægning (efterår, vinter og tidlig forår) på vår- og vinterkorn er tidligere blevet behandlet i Børgesen et al. (2012). Her fandt man betydelig udbyttenedgang ved grundvandsspejl i dybden 40-50 cm, svarende til svag dræning i beskyttelsestiltagene opridset i Tabel 5.1. Ved en periodevis vådlægning anses det kun muligt, at opretholde planteproduktion ved enten vedvarende græsproduktion eller med andre flerårige energiafgrøder såsom træer og andre energiafgrøder.

Effekten af omlægningen fra dyrkede marker til helt eller delvist vådlagte områder betyder, at N tilførslen med gødning og jordbearbejdningen enten helt ophører eller ændres markant. Herved vil udvaskningen af nitrat sandsynligvis også falde med årene, som følge af mindre N tilførsel, mindre jordbearbejdning og permanent afgrødedække. Hvor mange år der går, før udvaskningen er faldet til et stabilt lavere niveau, er der forskellige måle-data for. I Tabel 1, side 117 i N-virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2020) er der lavet opgørelser over udvaskningen efter udtagning af lavbundsarealer og højbundsarealer til brak. For højbundslande er der for stationsmarker i Loop områder (Bilag 5.2 i Blicher-Mathiesen et al., 2019) målt en flerårige (>4 år) forhøjet udvaskning efter udtagning. Dette skyldes den mangeårige effekt af dyrkningen på den omsættelige N pulje i landbrugsjorden. Ved ophør af dyrkning vil N-puljen nedbrydes over årene og herved frigives mobilt N (mineralsk N som nitrat) i rodzonen. Ved lav N optagelse i den udyrkede mark samt ved overskudsnedbør kan dette medføre nitratudvaskningen i årene efter omlægning. For andre lokaliteter er der målt en lav udvaskning i de første år efter omlægning. I N-virkemiddelkataloget, Eriksen et al. (2020, Tabel 1, side 153) er der lavet opgørelser over nitrat koncentrationen og udvaskningen efter udtagning af landbrugsarealer til skovrejsningsarealer. Her ses også at nitrat-N koncentrationen for de fleste undersøgelser i de første år (0-5 år) er stor, og at nitratudvaskningen er på niveau med udvaskning under dyrkede arealer (Børgesen et al., 2019).

Lavbundsarealer er ofte udstrømningsarealer for drænvand eller grundvand fra omkringliggende højbundsarealer. Således modtager disse områder både vand og nitrat-N fra omkringliggende arealer fra såkaldte "diffuse kilder" (grundvand i form af kildevæld ved skræntfoden, drænudløb eller underjordisk udstrømning). Under forhold i lavbunden med effektiv dræning af markerne vil tilstrømmende vand og kvælstof fra de omkringliggende arealer oftest ledes via dræn eller grøfter direkte ud i recipienten (vandløb, sø, fjor). Derved vil der ikke ske en fjernelse ved denitrifikation (N-retention) mellem kilde for tilstrømning og recipienten. Modsat ved dårlige afdræningsforhold i lavbunden vil vandet og nitrat kvælstof transporteres dels på jordoverfladen og gennem jordmatricen, hvor sandsynligheden for denitrifikation er stor.

Kildeopsplitningen mellem internt skabt nitratudvaskning og kvælstof fra de diffuse bidrag er meget usikker da der måles på en "blanding" og derfor er opgørelsen af både en vandbalance og N balance for lavbundsarealer vanskelig. Usikkerheden i forhold til den interne kvælstof-frigivelsen fra jordens organiske puljer og fra de delvist ukendte tilførsler af vand og nitrat fra diffuse kilder gør det meget vanskeligt at opgøre den samlede N retention for lavbundsarealerne.

Vådlægning af lavbundsarealer vil kunne medføre periodevis vand på overfladen, som herved kan få karakter af en sø eller mose med permanent vanddækning. Her vil der kunne ske eutrofiering, hvor tilstrømmende eller frigivet nitrat-N vil optages i alger og omdannes til organisk bundet N, der så kan transporteres med overfladestrømmende vand ud til vandløbet nedstrøms vådområdet. For lavbundsarealer der omlægges til fulde vådlagte arealer, reduceres N-tabet til vandløbet dog på kort tid (<1 år), da denitrifikationen ved vådlægningen vil være større end den forøgede N-frigivelse ved mineralisering fra jordens omsættelige organisk N pulje Hoffmann et al., 2006.

5.3.2 Kvælstoffjernelse (N retention) i forskellige typer vådområder

Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020) opsummerer en række resultater for kvælstoffjernelse fra genetablering af naturlige vådområder (Tabel 1 på siderne 345-347). Resultaterne er baseret på en massebalanceopgørelse over, hvad der strømmer til af kvælstof til vådområder og hvad der forlader området. Kvælstoffjernelse på arealer, der overrisles med dræn og/eller grøftvand, ligger som gennemsnit på 136 ± 83 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Tabel 1, s 346), og undersøgelser af genskabte mosearealer viser en kvælstoffjernelse på 180 ± 56 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Tabel 2, s 346). Ådalsprojekter (vådlægning af drænedede ådale) hvor kvælstoffjernelsen er målt ved at se på kvælstoftransporterne op- og nedstrøms for projektområdet, har i gennemsnit fjernet 188 ± 97 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for de fem genetablerede ådale, der er målt på (Tabel 3, s. 346). Den procentuelle fjernelse varierer dog meget for disse projekter, bl.a. fordi vandløbsoplandenes størrelse kan variere betydeligt. For genetablere tørlagte søer har målingerne vist, at disse kan være lige så effektive som egentlige vådområder (Tabel 5 s 347) og N-fjernelsen er opgjort til 152 ± 75 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

En massebalanceopgørelse giver et udtryk for hvor meget kvælstof der fjernes pga. vådområdet. For at udlede den samlede effekt af etablering af et vådområde skal der også inkluderes en effekt af, at det omlagte areal overgår til anden (mere ekstensiv) drift, og dermed at der udledes mindre nitrat fra området som følge af ændret arealanvendelse og N gødskning. I tabellerne 1, 2, 3 og 5 (Eriksen et al., 2020, p. 345-347) inkluderes en arealanvendelses-effekt opgjort på baggrund af arealanvendelsen før genetableringen af vådområdet baseret på typetal fra Miljøstyrelsen (2014). Den målte N-fjernelse og arealanvendelses-effekten benyttes sammen til i beregningen af vådområdets samlede effekt og opgjorte N retention. Arealanvendelses kvælstofeffekter er opgjort til i størrelsesordener 22-50 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Adderes disse effekter fås den samlede gennemsnitlige N-retention til henholdsvis 45 ± 23 % for vådområder med dræn og/eller

grøftevand, 38 ± 4 % for genoprettede mosearealer, 28 ± 21 % for ådalsprojekter og 43 ± 19 % for genetablerede søer under vådområddordningen (Eriksen et al., 2020).

I en nyere dansk opgørelse af effekten af vådlægning af lavbundsarealer (Audet et al., 2020), er der lavet en opgørelse af kvælstoffjernelsen ved genetablering af otte vådområder og søer. Disse blev intensivt monitoreret gennem kalenderåret 2015, ved målinger af transport N, P og fluxe af vand ind i området og ud af områderne. Her er der lavet separate opgørelser baseret på massebalancer af ændringer i vandbalancen samt nitrat-N og total-N. De otte vådområder er etablerede i perioden 2003-2012, og således er der for de fleste arealer sket en omsætning og udvaskning af den oprindelige organiske N pulje i rodzonen forud for monitoringsperioden. Resultaterne viser en gennemsnitlig (simpelt gennemsnit af de otte oplande) fjernelse af total N på $152 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ vådlagt areal og en reduktion af nitrat-N transporten ind og ud af oplandet på $161 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Vægtes disse resultater fra de otte områder i forhold til arealet, der er vådlagt, således at alle hektar der indgår i vådlægningen indgår med samme vægt fås for total N en fjernelse på $109 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og for nitrat-N en fjernelse på $139 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Forskellen mellem nitrat-N fjernelsen og total-N forklares ved, at der i de genetablerede søer forekommer eutrofiering, hvor nitrat-N bindes i alger og transporteres ud af det vådlagte område i organisk N-form (Hoffman et al., 2018). Ved eutrofiering kommer nitrat-N på organisk form, der sammen med ammonium-N udgør den primære forskel mellem nitrat-N og de målte total N i det målte tilstrømmende og afstrømmende vand fra vådområdet. Desuden kan det ved delvist vådlægning forekomme, at organiske forbindelser i de øvre jordlag opløses i vandet og føres bort med vandet, som fundet i Petersen et al. (2020).

Kvælstof-Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020, Tabel 1, 2 og 3 s. 346) opgør en kvælstoffjernelse af total N til at ligge mellem gennemsnitlig 136 og $188 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, med et gennemsnit på alle typer vådlagte områder på ca. $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dette er på samme niveau mht. total N-fjernelse som fundet i gennemsnit for de otte søer i Audet et al. (2020). Der er dog ikke inkluderet effekten af den ændrede arealanvendelse på udvaskningen i Audet et al., 2020.

5.3.3 Kvælstofeffekten af ændret arealanvendelse på udvaskningen

I virkemiddelkataloget Eriksen et al. (2020) antages, at den fulde effekt af ændret arealanvendelse vil slå igennem på N-transporten fra vådområdet, og således antages at der ingen nitratudvaskning er fra arealet efter vådlægningen. For delvist vådlagte lavbundsarealer kan der forventes en udvaskning efter omlægning af lavbundsarealer jf. Afsnit 5.3.2. Effekten af ændret arealanvendelse kvantificeres her på baggrund af gennemsnitsresultater med den nye udvaskningsmodel NLES5 (Børgesen et al., 2019), for at kunne opgøre den samlede N-fjernelse for de forskellige beskyttelsesniveauer defineret i kap 5.1.

For den nuværende praksis mht. opgørelse af samlet effekt ved vådlægning angiver Miljøstyrelsen (2014) i instruktionen til beregningsprincip for "Beregning af N reduktion ved ændret arealanvendelse i projektområdet", at udvaskningsreduktionen afhænger af den tidligere arealanvendelse og at for arealer der gøres efter normen, og hvor jorden er sandblandet lerjord og der er gennemsnitlig nedbør kan der anvendes følgende tal for ændret arealanvendelse: Udtagning af agerjord: $45\text{-}50 \text{ kg N /ha}$, Vedvarende græs: max. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, Naturarealer: max. $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Desuden nævnes at "Ved beregningerne skal man huske, at der fra naturarealerne efter projektets gennemførelse også udvaskes kvælstof, der skal modregnes i opgørelsen. Dette sker i regnearkets faneblad "vedr. Omsætning" Miljøstyrelsen (2014). Det nævnes ikke i instruktionen at der forekommer nogen N-retention mellem mark og vandløb, som mindsker kvælstofeffekten af ændret arealanvendelse.

For at kunne fastlægge effekten af ændret arealanvendelse ved vådlægning af forskellige typer arealer skal det opgøres, hvorledes udvaskningen fra arealet var før omlægning, hvilket lokalt afhænger af dyrkningsintensitet, jordbund mv. og hvorledes udvaskningen er efter omlægning. I Tabel 5.2 er der vist et eksempel på opgørelse af forventede reduktioner for nitratudvaskningen fra rodzonen opgjort for omlægning fra omdriftsarealer og vedvarende græs (begge for næringsrige jorde jf. opdelingen i Kapitel 5.1.) til vedvarende græs og vådområder. For at kunne opgøre den samlede effekt af ændret arealanvendelse på udledningen af N til recipient er der ud over nitratudvaskningen fra rodzonen her taget højde for retentionen fra rodzonen til bundsedimentet i vandløbet. Eksempelberegninger repræsenterer en antaget lav retention (10 %) og en høj retention (30 %) mellem rodzone og vandløb. Retentionerne for vådområder er meget variable og derfor er der angivet to niveauer.

Eksempelberegningerne viser at kvælstofeffekten ved ændret arealanvendelse er lavere for omlægning af omdriftsarealer med høj N retention end ved lav N retention. Effekten er desuden lavere ved omlægning af vedvarende græsmarker til vådområder, da udvaskningsniveauet er lavere for vedvarende græs end for omdriftsarealer.

Generelt er den beregnede effekt lidt forskellig fra typetal fra Miljøstyrelsen (2014). Der er generelt lavere effekt ved omlægning af omdriftsarealer til vedvarende græs og vådområde og lidt lavere effekt for omlægning af vedvarende græs til vådområde.

Tabel 5.2 Estimer af udvaskningsreduktion og effekter af vådlægning ved hhv. 10 % og 30 % N retention mellem rodzonen og vandløbet. Estimerne er baseret på gennemsnitsresultater modelberegnet udvaskning med NLES5 modellen fra Børgesen et al. (2019). Der er til sammenligning vist Miljøstyrelsens (MST) antagne typetal for N effekter i vandløb ved omlægning.

Areal anvendelse Før	Arealanvendelse efter vådlægning	Udvaskningsreduktion, Rodzonen Kg N ha ⁻¹	Effekt af vådlægning ved 10 % N- retention mellem rodzone og vandløb. Kg N ha ⁻¹	Effekt af vådlægning ved 30 % N- retention. Kg N ha ⁻¹	MST* Effekt i vandløb Kg N ha ⁻¹
Mark omdrift	Vedvarende græs	40	36	28	35-40
Mark omdrift	Vådområde	50	45	35	45-50
Vedvarende græs	Vådområde	10	9	7	10

* Effekter angivet for gennemsnits nedbør Miljøstyrelsen (2014).

5.3.4 Effekt af vådlægning på ammoniak-fordampning og deposition.

Som beskrevet i kapitel 5.1 er der en række af de mulige beskyttelsesniveauer, der vil medføre et stop for udbringning af gødning på de berørte arealer. Dette vil medføre en reduktion af ammoniakfordampning forbundet med gødningsudbringningen. Forøgede luftkoncentrationer og atmosfærisk deposition af ammoniak har en række negative konsekvenser på miljø og sundhed, både i Danmark og i udlandet som følge af den lange transport af ammoniak i atmosfæren.

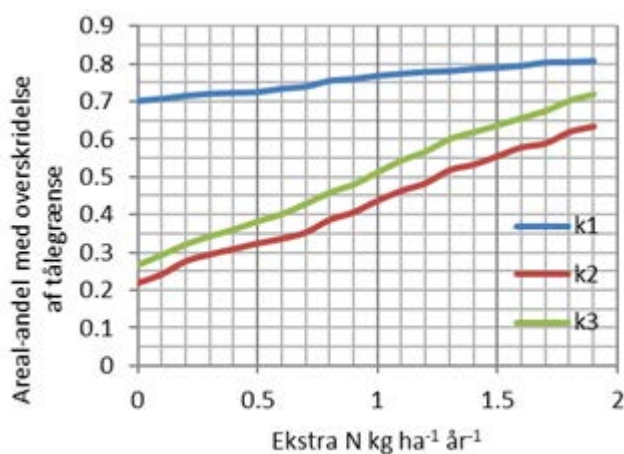
Det samlede niveau af ammoniakemissioner fra Danmark er reguleret af internationale aftaler hvor de nødvendige virkemidler løbende justeres for at leve op til reduktionsmålene. Det er dermed usikkert, om en reduktion af ammoniakfordampning på de her berørte arealer på længere sigt vil medføre en reduktion af

de samlede danske ammoniakemissioner. En reduktion af ammoniakfordampning på de enkelte arealer vil derimod med sikkerhed betyde en reduceret belastning på naturarealer, der grænser op til disse arealer.

Den mulige effekt heraf er belyst med udgangspunkt i en miljøkonsekvensvurdering af forslag til ændret husdyr arealregulering, der blev udført i 2016 (Bak, 2016). Effektvurderinger er baseret på tålegrænser og overskridelser heraf. Tålegrænsen for kvælstof defineres som: "Den højeste deposition af kvælstof som NH_x og/eller NO_y hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke forekommer vurderet med den nuværende viden" (Werner og Spranger, 2006). Der er dels anvendt empirisk baserede tålegrænser udviklet af UNECE (Bobbink m.fl., 2011), dels danske beregnede tålegrænser baseret på bevarelse af biodiversitet (Bak, 2013). Empirisk baserede tålegrænser er anvendt for ammoniakfølsom natur, der kun er beskyttet af Naturbeskyttelsesloven (kategori 2 og 3), medens der er anvendt biodiversitetsbaserede tålegrænser for kategori 1 natur, hvor Habitatdirektivet fordrer anvendelse af et forsigtighedsprincip ved konsekvensvurdering.

- Kategori 1 natur er kortlagte forekomster af ammoniakfølsomme habitatnaturtyper indenfor Natura 2000 områderne og forekomster af ikke Natura 2000 kortlagte, men § 3-beskyttede heder og overdrev indenfor Natura 2000 områderne.
- Kategori 2 natur er områder udenfor Natura 2000 områderne omfattende højmoser og lobeliesøer samt § 3-beskyttede heder, der i sig selv er større end 10 ha, og § 3-beskyttede overdrev, der i sig selv er større end 2,5 ha.
- Kategori 3 natur er defineret som anden ammoniakfølsom § 3 natur (omfattende moser samt mindre heder og overdrev) og ammoniakfølsomme skove udenfor Natura 2000 områderne.

Det er antaget, at det yderste randområde på 20 m af et naturareal, der grænser op mod udbringningsarealer, er så kraftigt belastet af landbrugsdriften, at en ændring i gødningsudbringning ikke i sig selv vil medføre en væsentlig ændring i områdets tilstand. Der er derfor set på effekten af en ændring i påvirkning for den del af naturarealet, der ligger inden for denne randzone. Figur 5.3 viser den beregnede ændring i andel af areal med overskridelser af tålegrænserne for hhv. kategori 1, 2, og 3 natur ved en ændret belastning som følge af ændring i ammoniakfordampning på tilstødende landbrugsarealer.



Figur 5.2 Ændring i andel af areal med overskridelse af tålegrænsen for kategori 1, 2 og 3 natur inden for en 20 m randzone ved ændring i afsætningen ved kanten af naturarealet (Bak, 2016)

Der er for både kategori 1, 2 og 3 natur en forholdsvis lineær sammenhæng mellem reduktion i belastning fra gødningsudbringning på tilstødende arealer og ekstra beskyttet areal (arealandel under tålegrænsen). Effekten er mindst for kategori 1 natur, hvor arealandelen med overskridelse af tålegrænsen er størst pga. lavere tålegrænser.

Som beskrevet i afsnit 2.6.1 er der ca 171.000 ha kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder i 2018. 58.000 ha heraf er permanente græsarealer, hvoraf 23.000 ha i dag ikke modtager N. I alt forventes godt 44.000 ha ud af de 171.000 ha lavbundsgrunde med ansøgte landbrugsafgrøder i dag ikke at modtage N.

På baggrund af de landsdækkende opgørelser (Bak, 2016) er det skønnet, at omkring 52 % af de gødgede arealer regelmæssigt/primært gødes med husdyrgødning og har en gennemsnitlig årlig ammoniakemission $>5 \text{ kg N ha}^{-1}$. Et stop for gødningsudbringning på tilstødende arealer vil kunne betyde en reduktion i belastning på (i størrelsesorden) $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved kanten (Bak m.fl., 2018). Det resulterende ekstra beskyttede areal (areal med N belastning under tålegrænsen) er vist i Tabel 5.3. Det kan bemærkes, at der også vil forventes en positiv effekt af reduceret belastning af arealer, hvor belastningen ikke reduceres til et niveau under tålegrænsen, men denne effekt er vanskelig at kvantificere.

Tabel 5.3 Muligt ekstra beskyttet naturareal som følge af stop for gødningsudbringning på 126.000 ha lavbundsgrunde. Alene effekter af ophør af N gødsning er vurderet.

	Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
Ekstra Beskyttet areal (ha)	32	188	585

Der er tale om en maksimal effekt baseret på ophør af gødningsudbringning på 127.000 ha. Hvis der vælges at vådlægge et mindre areal, eller anvendelse af beskyttelsesniveauer med fortsat N gødsning, vil effekten være tilsvarende mindre. De beregnede arealer kan primært bruges til at vurdere størrelsesordenen af den mulige natur-effekt, idet der er væsentlige usikkerheder forbundet med denne type opgørelser.

I forhold til de tidligere landsdækkende opgørelser indeholder de opgjorte arealer, en væsentlig større andel henlagt med permanent græs, hvoraf størstedelen er omfattet af MVJ ordninger og dermed ikke nødvendigvis har lave ammoniakemissioner. Der kan i forhold til den landsdækkende beregning for lavbundsgrunde forventes en større andel af naturarealer, der grænser op mod udbringningsarealer, hvilket kan betyde at den mulige natur-effekt (her målt som beskyttet areal) kan være undervurderet i Tabel 5.3. Der kan være enkelte af de arealer, der indgår i analysen, der også er 53 registrerede og hvor gødsning dermed vil ophøre i 2022. Betydningen heraf for den samlede analyse er vurderet at være under 10 %.

5.3.5 Samlet effekt på N udledningen til vandløbet.

I Tabel 5.4 er den estimerede kvælstof effekt for de forskellige beskyttelsesniveauer fra kapitel 5.1 opgjort. Opgørelserne er baseret på en række antagelser som beskrevet nedenfor.

Den samlede effekt af vådlægningen i de forskellige beskyttelsesniveauer er opgjort ud fra den forventede ændring af N retentionen mellem mark og vandløbssystem, samt baseret på gennemsnitsbetragtninger på nitratudvaskning for arealer med hhv. omdrift og vedvarende græs (Kvælstofeffekten ved ændret arealanvendelse jf. Tabel 5.2). For vådlægning med periodevis oversvømmelser (beskyttelsesniveau C og D) skal der også tilføjes effekten af N-reduktionen på kvælstof fra det tilstrømmende vandløbsvand der oversvømmer vådbundsarealerne, som angivet for vådområder i Eriksen et al., (2020).

Nitratudvaskningen er estimeret ud fra afrundede gennemsnitsværdier (70 kg N ha^{-1}) for omdriftsarealer på sandjorde (Sandjorde (JB1..JB4) som antages bedst, at repræsenterer lavbundsjorden mht. udvaskningsniveau i de landsdækkende modelberegning. Jf. Børgesen et al., 2013) også nitratudvaskningen fra vedvarende græsmarker på sandjorde (30 kg N ha^{-1}) efter Børgesen et al. (2019). Der er en betydelig usikkerhed og variation på disse tal, både pga. jordtype og forskelle i nedbørsoverskud mellem forskellige dele af landet. Desuden er lavbundsarealer hverken hydrologisk eller mht. jordbundsforhold sammenlignelige med gennemsnitlige højbundsarealer som udvaskningsestimaterne i Børgesen et al., (2019) baseres på. Denne usikkerhed medfører også store usikkerheder på effektopgørelsen i rodzoneudvaskningen ved omlægning til de forskellige beskyttelsesniveauer. Der er ikke udvaskningsdata i NLES5 databasen (Børgesen et al., 2019), som kan henføres til arealer med lav næringstilstand eller lavbundsarealer, da alle udvasknings data stammer fra dyrkede landbrugsarealer som vurderes til at være i god næringstilstand. Da udvaskningen i høj grad er bestemt ud fra potentialet for N-mineraliseringen af organisk bundet N, vil en høj og lav næringstilstand have betydning for N-udvaskningsniveauet. Der er vurderet, at arealer med lav næringstilstand har et udvaskningsniveau for omdriftsmarker på omkring 50 kg N ha^{-1} (dvs. ca 20 kg N per hektar lavere end for høj landbrugsarealer med høj næringstilstand). For vedvarende græsmarker antages udvaskningen for jorde med lav næringstilstand til henholdsvis 20 og 15 kg N ha^{-1} afhængig af om de gødes med kvælstof eller ej. Disse tal er igen meget usikre, da de ikke er empirisk baseret, men vurderet til at være 10 kg N ha^{-1} lavere end for de næringsrige jorde. Vedvarende græsmarker antages at have en udvaskning på 30 kg N ha^{-1} for gødet og 25 kg N ha^{-1} for ugødede jorde.

Vådlægningens betydning på retentionen mellem mark og vandløbssystem antages ved ekspertskøn ud fra den estimerede retention før omlægningen og en forventet stigning i N retentionen på mellem 0 og 50% betinget af de ændrede dræningsforhold og dermed ændringen i graden af vådlægningen i de forskellige beskyttelsestiltag. Retentionen før vådlægningen er estimeret som både en minimumsværdi (Nedre N-retention) og en maksimumsværdi (Øvre N-retention) jf. Afsnit 5.3.3. I Kolonnerne 'Øvre effekt- på udledning til vandmiljøet' og 'Nedre effekt- på udledning til vandmiljøet', angiver henholdsvis max effekten og minimums effekten på N udledningen til vandløbet ved de forskellige beskyttelsesniveauer.

For B1 kan den maksimale(øvre) effekt beregnes som:

Øvre effekt = $(100 \% - 10 \%)$ af 70 kg N Ha – $((100 - (10 \% + 10 \%))$ af 25 kg N Ha) + effekt af overrisling med vandløbsvand

I beskyttelsesniveau B1 vil et omdriftsareal (med udvaskning fra rodzone på 70 kg N ha^{-1}) omlægges til et næringsrigt vedvarende græsareal uden gødning (25 kg N ha^{-1}). I beregningen fratrækkes retentionen i før situationen på 10 % fra 100 % således at 90 % af udvaskningen i rodzonen når frem til vandløbet. Efter omlægning er retentionen steget med 10 % således vil 80 % af den udvaskning der er på 25 kg N ha^{-1} således når 20 kg N ha^{-1} frem til vandløbet. Effekten kan så opgøres som differencen mellem de 63 kg N ha^{-1} og de 20 kg N ha^{-1} , hvilket giver en effekt på 43 kg N ha^{-1} . Hvis der forekommer overrisling med vandløbsvand som for vådområder, skal der tillægges en effekt på de 150 kg N ha^{-1} , som er typetallet for naturlige vådområder jf. Eriksen et al. (2020). For B1 er der dog ingen vådområde effekt derfor sættes den til 0 kg N ha^{-1} .

$$\begin{aligned}\text{Øvre effekt} &= 90 \% \text{ af } 70 \text{ kg N/ha} - 80 \% \text{ af } 25 \text{ kg N/ha} + 0 \text{ kg N/ha} = 63 \text{ kg N/ha} - 20 \text{ kg N/ha} \\ &= 43 \text{ kg N/ha}\end{aligned}$$

For C1, C2, D1 og D2 beregnes efter samme princip men her adderes effekten for vådområder (150 kg N ha^{-1}) til effekten af omlægningen.

For A1 og A2 antages det at et svagt stigende grundvandsstand ikke påvirker N retentionen mellem rodzonen og vandløbet. Således antages der alene en effekt på udvaskningen af ændret arealanvendelse. Her antages der ingen oversvømmelser fra vandløb og således ingen N-retention på N fra vandløb. Der er her antaget at arealet i før situationen har været drevet som omdriftsmarker pga. den lave grundvandsstand og høje nærings tilstand. Arealet omlægges til vedvarende græs.

For B1, B2 og B3, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 30-50 cm vil der forekomme en stigende N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 10 % i N retentionen der sammen med effekten af ændret arealanvendelse giver en forøget kvælstofreduktion svarende til 2-43 kg N ha⁻¹. Her er spændet i kvælstofeffekt afhængig af hvilken dyrkning der omlægges fra. B1 og B2 anges som omdriftsarealer og B3 som næringfattig ugødet vedvarende græs. Her antages der ingen oversvømmelser fra vandløb, således ingen N-retention på vandløbs-N.

B4, B5 og B6, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 20-40 cm vil der forekomme en større stigning i N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Der er antaget en stigning på 30 % på N-retentionen af den øgede grundvandsstand der sammen med effekten af ændret arealanvendelse giver en forøget reduktion svarende til 4-12 kg N ha⁻¹. Her antages der ingen oversvømmelser fra vandløb således ingen N-retention på vandløbs tilført N.

For C1 og C2, hvor drænsystemet ikke fungerer pga aktiv afbrydning og grundvandsstanden derfor øges til 0-30 cm vil der forekomme en større stigende N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 50 % på N-retentionen af den øgede grundvandsstand. Her antages der også fuld effekt af oversvømmelser fra vandløb. Der er her antaget, at arealet har været drevet som gødet vedvarende græsmark pga. den høje grundvandsstand i før situationen. Såfremt det ikke er muligt at oversvømme med vandløbsvand fås en effekt på 8-17 kg N ha⁻¹, dvs. væsentlig mindre end hvor oversvømmelse med vandløbsvand er inkluderet.

For D1 og D2, hvor drænsystemet afbrydes og grundvandsstanden øges til 0-30 cm vil der forekomme den samme stigning i N-retention mellem rodzonen og vandløbet som for C1 og C2. Her antages også at der er fuld effekt af oversvømmelser fra vandløb. Der er her antaget, at arealet tidligere har været drevet som gødet (D1) og ugødet (D2) vedvarende græsmark pga. den høje grundvandsstand. Såfremt det ikke er muligt at oversvømme med vandløbsvand fås en effekt på 6-17 kg N ha⁻¹, dvs. væsentlig mindre end hvor rensning af vandløbsvand er inkluderet.

Resultaterne viser, at den største effekt opnås når vådlægningen inkluderer oversvømmelse med vandløbsvand (C1, C2, D1 og D2). For omlægning, hvor der ikke opnås fuld vandmætning opnås den største effekt ved omlægning af gødede omdriftsmarker såsom for A1, A2, B1 og B2. Ved omlægning af arealer med lav næringsstof niveau opnås en general lavere kvælstofeffekt.

Tabel 5.4 Opgørelse af N effekten i forbindelse med vådlægning af lavbundslande opgjort på de forskellige beskyttelsesniveauer. *Grønne tal angiver ugødet, Blå tal antages gødet.* Der er antaget fuld N effekt af vådlægning på 150 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for beskyttelses niveauerne: C1, C2, D1 og D2

Beskyttelses niveau	Vådområde effekt på tilstrømmende vand	Udvask før vådlægning	Udvaskning efter vådlægning med gødning	Udvaskning efter vådlægning uden gødning	Nedre og Øvre N retention antaget før vådlægning	Stigning i N retention antaget efter vådlægning	Øvre effekt udledning til vandmiljø	Nedre effekt udledning til vandmiljø	Mindre ammoniak fordampning	Mindre ammoniak deposition
Enhed	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	%	%	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
A1	0	70	30	25	10 30	0	41	28	10	0-1
A2	0	70		25	10 30	0	41	32	10	0-1
B1	0	70	30	25	10 30	10	43	31	10	0-1
B2	0	70		25	10 30	10	43	34	10	0-1
B3	0	20		20	10 30	10	2	2	10	0-1
B4	0	30		25	20 40	30	12	11	5	0-1
B5	0	30		25	20 40	30	12	11	5	0-1
B6	0	20		25	20 40	30	5	4	5	0-1
C1	150	30	30	25	10 40	50	167*	158*	5	0-1
C2	150	30	30	25	10 40	50	167*	158*	5	0-1
D1	150	30		25	10 40	50	167*	158*	5	0-1
D2	150	20		15	10 40	50	162*	156*	5	0-1

*Antaget fuld effekt af vådområde jf. Eriksen et al., 2020. Hvor der ingen vådlægning forekommer fra vandløbsvand er effekten henholdsvis 17 og 8 kg N ha⁻¹ for C1, C2, D1 og 12 og 6 kg N ha⁻¹ for D2.

5.3.6 Andre effekter på kvælstoftab ved vådlægning.

Vådlægning af ådalsmarker der i dag modtager husdyrgødning vil ved uændret animalsk produktion, medfører en større tildeling med husdyrgødning på de tilbageværende landbrugsarealer (ofte højbundsarealer). Der antages ved "ingen gødning"-vådlægningsscenariet, at ammoniakfordampningen flyttes fra de vådlagte arealer op på landbrugets øvrige arealer (højbundsarealer). Alternativt til dette, kan husdyrgødningen afsættes til andre bedrifter, som sandsynligvis også vil udbringe husdyrgødningen på højbunden. Fælles for disse to strategier er en koncentreret husdyrgødning på højbundsarealerne, som sandsynligvis vil forøge udvaskningen og ammoniakfordampningen på højbundsmarkerne. Samtidig vil behovet for at få afsat husdyrgødningen på de tilbageværende landbrugsarealer. Den samlede N kvote

på de dyrkede arealer falder hvilket betyder lavere handelsgødning forbrug. En positiv effekt ved flytningen af husdyrgødningen er på ammoniakfordampningen og depositionen beskrevet i 5.3.4. Vådlægningen af gødgede arealer betyder, at N-depositionen på de tilstødende arealer til de vådlagte områder reduceres med omkring $0-1 \text{ kg N ha}^{-1}$ afhængig af afstand til de gødgede marker. Ammoniak-deposition flyttes til områder på højbunden. Der er ikke tale om en mindre samlet ammoniakfordampning men alene, at depositionen af ammoniak flyttes fra lavbunden til primært højbunden med formodentlig mindre følsom natur.

Kvælstof der strømmer til lavbundsområdet vil ved en fuld vådlægning sandsynligvis følge andre transportveje i lavbunden. Herved bliver overfladeafstrømning formodentlig større og N-retentionen på det tilstrømmende opløste nitrat-N-kvælstof blive mindre, end ved en transport domineret af mere underjordisk afstrømning. Modsat kan vådlægningen også føre til, at mere drænvand løber i de reducerede øvre jordlag, hvor denitrifikationen er stor pga. let tilgængelige organisk stof der kan drive omsætningen. Der er dog ikke tilgængelig empirisk grundlag til, at kvantificerer denne effekt, da effekten kan gå begge veje.

5.3.7 Vurdering af arealer der kan omlægges til de forskellige beskyttelsesniveauer

Ud fra tabel 2.11 er der 171.000 ha kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder i 2018. I tabel 5.5 er afgrøderne opgjort som hektar og % af hele lavbundsarealerne. Heraf udgør de permanente græsarealer og græsmarker i omdrift ialt ca. 57.000 ha. Marker uden N norm udgør ca. 44.000 ha (26%) af de 171.000 ha lavbundsarealer med ansøgte landbrugsafgrøder. For 2018 udgør korn afgrøder til modenhed ca. 49.000 ha domineret af vårkorn svarende til ca. 77 % af kornarealet. Græsmarker i omdrift udgør ca. 23.000 ha svarende til 13 % af hele arealet, vedvarende græsmarker med N norm ca. 34.000 ha, svarende til ca. 20 % af hele lavbundsarealet. Silomajs, helsæd og kartofler udgør samlet ca. 13.000 ha (8 %). Frøgræs kun 1%. Andre afgrøder med N norm udgør ca. 3%. Arealer der dyrkes uden N norm omfatter overvejende græs marker og udyrkede arealer og omfatter i alt 44.000 ha svarende til 26% af det samlede areal.

Tabel 5.5 Afgrøder klasser registreret i lavbundsarealer i 2018 på de 171.007 ha kulstofrige lavbundsarealer. Arealer uden N norm udgør primært vedvarende græsarealer, natur, skov og øvrigt udyrket areal.

	Vårkorn	Vinterkorn	Græs omdrift	Vedvarende græs	Silomajs	Kartofler	Frøgræs	Helsæd og grønne korn	Uden N norm	Andre afgrøder med N norm	Ialt
	Hektar										
Omdrift 6-12% C	24808	8355	13659	16752	4733	1337	1112	2785	20686	3515	97743
Omdrift >12% C	13022	3131	9217	17686	1406	1212	557	1860	23757	1416	73264
Sum	37830	11486	22876	34438	6139	2549	1670	4645	44443	4931	171007
	%										
Omdrift 6- 12% C	15	5	8	10	3	1	1	2	12	2	57
Omdrift >12% C	8	2	5	10	1	1	0	1	14	1	43
Sum	22	7	13	20	4	1	1	3	26	3	100

For hele arealet udgør arealer i omdrift ca. 92.000 ha (54 %) og arealet uden for omdrift ca 79.000 ha (46 %). I Tabel 5.3.3 er der antaget at beskyttelsesniveauerne A1, A2, B1 og B2 har været omdriftsarealer. Arealer uden for omdrift (vedvarende græsarealer m.fl.) kan henføres til de øvrige beskyttelsesniveauer og omfatter omlægningsstrategierne, B3, B4, B5 og B6 samt C1, C2, D1 og D2.

Det er **ikke** forsøgt at kategoriserer de ca. 171.000 ha i forhold til en forventet omlægning til de forskellige beskyttelsesniveauer. Arealanvendelsen for lavbundsarealer i 2018 viser at de ca. 54 % er omdriftsarealer, som ved omlægning til ekstensiv anvendelse vil have en betydelig større kvælstofeffekt sammenlignet med omlægning af de vedvarende græsarealer. Effekten er størst hvor omlægningen går fra gødede omdriftsarealer til ikke-gødede arealer, og effekten er desuden størst hvor der forekommer den største ændring i drændyben, der medfører størst stigning i N-retentionen mellem rodzonen og vandløbet. Den mindste effekt opnås i B6, hvor udvaskningsniveauet er lavest pga. næringsfattig jord og der derfor ikke sker nogen reduktion i udvaskningsniveauet og kun forekommer stigning i N retentionen.

5.3.8 Referencer

Audet J, Zak D, Bidstrup J, Hoffmann CC. 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio* 49, 324–336. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01181-2>.

Bak J. 2016. Miljøkonsekvensvurdering af regulering vedr. ammoniak i foreslået ny husdyrarealregulering, notat, DCE.

Bak J. 2013. Tålegrænser for Dansk Natur. Opdateret Landsdækkende Kortlægning Af Tålegrænser for Dansk Natur Og Overskridelser Heraf, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr 69, available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

Bak J, Løfstrøm P, Damgaard CF. 2018. Vurdering Af Virkninger På Natur Og Miljø Af Forskellige Modeller for Ændret Regulering Af Ammoniakemission, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr.275, available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf>.

Blicher-Mathiesen G, Holm H, Houlborg T, Rolighed J, Andersen HE, Carstensen MV, Jensen PG, Wienke J, Hansen B, Thorling L. 2019. Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. AarhusUniversitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr.305 <http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf>.

Bobbink R, Hetteling J-P. (eds). 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose response relationships, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven.

Børgesen CD, Jensen PN, Blicher-Mathiesen G, Schelde K. (eds). 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr.31, 153 s. Aarhus Universitet.

Børgesen CD, Sørensen P, Blicher-Mathiesen G, Kristensen MK, Pullens JWM, Zhao J, Olesen JE. 2019. NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>

Eriksen J, Thomsen IK., Hoffmann CC, Hasler B, Jacobsen BH. 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>

Hoffmann CC, Baattrup-Pedersen A, Amsinck SL, Clausen P. 2006: Overvågning af VandmiljøplanII vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport nr. 576 fra DMU, 128 pp

Miljøstyrelsen. 2014. Naturstyrelsens vejledning til kvælstofberegninger i vådområdeprojekter <https://mst.dk/media/121898/kvaelstofberegvejledningmaj2014.pdf>

Petersen RJ, Prinds C, Jessen S, Iversen BV, Kjaergaard C. 2019. Riparian lowlands in clay till landscapes Part II: Nitrogen reduction and release along variable flow paths. Water Resources Research 56(4): doi.org/10.1029/2019WR025810.

Werner B, Spranger T, Gregor H. 1996. Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded. UN ECE convention on long-range trans-boundary air pollution. Germany: N. p., 1996. Web.

5.4 Fosforeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

Af Goswin Heckrath, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Dominik Zak, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Bo V. Iversen, AU

5.4.1 Indledning

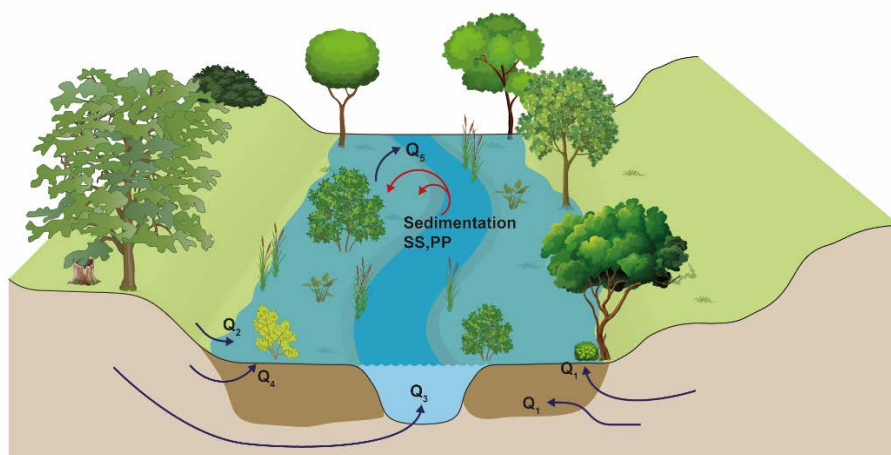
Dette kapitel redegør for fosforpuljer og fosfordynamikken i organiske lavbundsjord, samt hvad dette betyder for fosfortabet under forskellige hydrologiske og driftsmæssige forhold. Mange studier har undersøgt de grundlæggende processer for fosforomsætning, dvs. binding i den faste fase og frigivelse til jordvandet, i forskellige typer af organiske lavbundsjord og under forskellige hydrologiske regimer (Craft og Richardson, 1993; Reddy et al., 1999; Shenker et al., 2005; Hoffmann et al., 2009; Zak et al., 2010). Samspillet mellem fosforomsætning og fosfortab fra organiske lavbundsjord er imidlertid kun belyst i et mindre omfang (Petersen et al., 2018) og som regel kun i forbindelse med laboratoriestudier (Kjærsgaard et al., 2012; Forsmann og Kjærsgaard 2014). Der mangler viden på mark- og oplandsskala om effekten af forskellige hydrologiske regimer og dyrkningstiltag på fosfortabet. Der er kun få systematiske internationale processtudier, der har målt fosfortabet og opstillet fosforbalancer både før og efter vådlægning af dyrket organisk lavbundsjord (Koskinen et al., 2017). På et nationalt niveau findes der praktisk ikke sådanne studier. Dette betyder, at det ikke er muligt at komme med kvalificerede bud på den kvantitative effekt af forskellige passive og aktive beskyttelsesniveauer på fosfortabet set i forhold til den oprindeligt dyrkede organiske lavbundsjord (Walton et al., 2020). Dette kapitel præsenterer tabsmålinger for kun de aktive foranstaltninger svarende først og fremmest til beskyttelsesniveau D (Kap. 5.1) og kommer med nogle kvalitative bud på effekten af vådlægning eller etablering af paludikultur på lavbundsjord. Det bør pointeres, at datagrundlaget for at kunne vurdere effekten af paludikultur (beskyttelsesniveau C) på fosfortab er yderst spinkelt, ikke mindst da denne driftsform i litteraturen ofte ikke skelnes klart fra genetablering af vådområder. Indtil videre er kun potentialet for fosforfjernelse i høstet biomasse dokumenteret for paludikultur (Lærke et al., 2020). Effekten af de passive foranstaltninger på fosfortab (beskyttelsesniveau A og B) kan på nuværende tidspunkt ikke kvantificeres på grund af manglende datagrundlag.

På grænsefladen mellem højbundsjord og de ferske vandområder fungerer de uforstyrrede naturlige vådområder og lavmoser med deres kulstofrige jord som naturlige bufferzoner for fosfor (P), der tilføres med det tilstrømmende vand fra det omkringliggende landskab. Over århundrede eller årtusinder kan vådområderne have ophobet store mængder fosfor i organiske lavbundssedimenter af flere meters tykkelse, før de blev drænet og opdyrket (Kjærsgaard et al., 2010). Af forskellige årsager fungerer disse naturlige vådområder ikke altid som højeffektive fosforfiltre, især når fosfor tilbageholdes overvejende ved indlejring i organisk materiale og tørvedannelse (Craft og Richardson, 1993). Fosfortabet fra naturlige næringsstofrige vådområder kan per arealenhed være betydeligt større end fra højbundsarealer inklusive landbrugsjord (Richardson, 1985; Walton et al., 2020). Generelt er fosfortilbageholdelsen i vådområder afhængig af et meget komplekst og over forskellige tidsrum varierende samspil mellem hydrologien, den kemiske sammensætning af det tilstrømmende vand samt den geokemiske og biologiske omsætning inklusive planteoptag i vådområderne (Kjærsgaard et al., 2010; Litaor et al., 2004; Zak et al., 2014). For detaljerede redegørelser henvises til Hoffmann et al. (2009) og Reddy et al. (1999).

5.4.2 Strømningsveje igennem organiske lavbundsarealer

Lavbundsarealer modtager vand fra nedbør, overfladeafstrømning, grundvand og i den ripariske zone også fra vandløb, der går over deres bredder. Typen af det tilstrømmende vand har stor betydning for vandets

indhold af opløste stoffer og partikulært materiale og dermed betingelserne for fosforomsætningen i lavbundsgrunden (Kjærgaard et al., 2010). For eksempel tilføres partikelbundet fosfor med overfladeafstrømning og åvand ved oversvømmelser og kan tilbageholdes forholdsvis effektivt i lavbundsområdet (Hoffmann et al., 2011; Kronvang et al., 2009). Grundvandsstrømninger kan transportere opløst eller kolloidbunden aluminium (Al) og især jern (Fe), hvilke efter udfældning som aluminium- og jernoxider kan binde fosfor i organiske lavbundssedimenter (Hoffmann et al., 2009). Desuden påvirkes vandkvaliteten af de hydrologiske forhold for tilstrømningen, der varierer i forhold til landskabstype og områdets beliggenhed i vandløbssystemet. Således modtager lavbundsgrunde i første- og andenordens oplande primært vand fra lokale strømningssystemer, hvorimod bidrag fra regionale grundvandsstrømninger, nedbør og vandløbet selv får større betydning i selve ådalen (Dahl et al., 2007). Variationen af disse hydrogeologiske forhold i samspil med lavbundsområdets karakter resulterer derfor i store regionale forskelle i forhold til omsætningen af fosfor.



Figur 5.3. Strømningsveje igennem ådalsmagasinet. Q_1 - diffus grundvandsstrømning igennem lavbunds-sedimentet; Q_2 - overfladeafstrømning; Q_3 - direkte grundvandsudstrømning i vandløbsbund; Q_4 - afstrømning i dræn og grøfter samt Q_5 - oversvømmelser fra åen. Modificeret efter Dahl et al. (2007) og Hoffmann et al. (2009).

Ud over de georegionale forskelle spiller fordelingen mellem de forskellige strømningsveje en afgørende rolle for fosforomsætningen og -tilbageholdelsen i det enkelte lavbundsområde. Vandets opholdstid i lavbunden har ligeledes en stor betydning. Ofte kan strømningsvejene være meget komplekse (Petersen et al., 2018). Diffuse grundvandsstrømninger (Q_1 , figur 5.4) fremmer kemiske og biologiske omsætninger afhængigt af de lokale geologiske og hydrologiske forhold i lavbundsgrunden og det underliggende magasin (Kjærgaard et al., 2010). Den diffuse strømning kontrolleres af trykgradienten (forskelle i grundvandsniveauer) og den hydrauliske ledningsevne i lavbundssedimenter. Den hydrauliske ledningsevne varierer betydeligt afhængigt af sedimentets tekstur og organiske indhold, men også i forhold til tørvens oprindelse og dens omsætningsgrad (Hoffmann et al., 2009; McCarter et al., 2020). Den hydrauliske ledningsevne for svagt omsat tørv kan være flere størrelsesordener større end for stærkt omsat og kompakt organisk materiale (Nilsson et al., 2003). I naturlige vådområder stiger tørvens omsætning med dybden med en dertil hørende faldende hydraulisk ledningsevne (McCarter et al., 2020). I dyrket organisk lavbundsgrunde observeres ofte en omvendt gradient på grund af den høje tørveomsætning i det øverste dyrkede jordlag (Zak og Gelbrecht, 2007). Nedbrydningen bevirker, at tørv kan blive mere vandafvisende med dertil ændrede infiltrationsegenskaber (Schindler et al., 2003). Samtidig kan mineralske inklusioner i tørv enten øge den

hydrauliske ledningsevne i lavbundssedimentet i form af sandaflejringer (Hoffmann et al., 2006) eller mindske den i forbindelse med gytjelag (Petersen et al., 2020). Overfladisk afstrømning (Q_2 , figur 5.4) forekommer i naturlige eller genetablerede vådområder, specielt når lavbundssedimentet har en lav hydraulisk ledningsevne. Overfladeafstrømning i lavbunden kan også opstå i forbindelse med opstrømmende grundvand, der danner lokale kilder i selve lavbundsarealet. På dyrket organisk lavbund foregår en betydelig del af vandafstrømningen via drænrør eller grøfter (Q_4 , figur 5.4), der ligeledes fungerer som en hurtig transportvej mellem den næringsstofrige lavbundsjord og selve vandløbet. Dermed mindskes kontakten med lavbundsjorden, hvilket typisk øger fosfortabet fra lavbundsarealet (Hoffmann et al., 2009). Begge strømningsveje kan desuden transportere partikelbundet fosfor, hvilket kan øge risikoen for fosfortab betydeligt. De hydrologiske processer i mange lavbundsområder er kendetegnet ved årstidsbestemte variationer. Tilstrømning af lokalt grundvand, bidrag fra nedbør og oversvømmelser (Q_5 , figur 5.4) aftager typisk kraftigt om sommeren, hvorimod regionale grundvandstrømninger er mere stabile hen over året. Dette medfører periodiske skift i den relative betydning af de forskellige strømningsveje igennem lavbunden samt udbredelsen af vandmættede zoner også på drænet lavbund (Hoffmann et al., 2009). Sammenholdt med mange mineraljorder er organiske lavbundsjorder kendetegnet af meget komplekse, tidlige og rumlige varierende hydrologiske regimer og afstrømningsmønstre, der hidtil er dårligt undersøgt (McCarter et al., 2020; Wang et al., 2020). Dette er en væsentlig vidensmangel, der vanskeliggør estimeringen af fosfortab fra lavbundsjorde – også i forbindelse med en vådlægningen.

5.4.3 Fosforpuljer og -omsætning i organisk lavbundsjord

Fosfor tilbageholdes i lavbundsjordene hovedsagligt ved i) optag af fosfor i den mikrobielle biomasse og planter, ii) sorption til jern- og aluminiumoxider, iii) udfældning af fosforminerale, iv) sedimentaflejring af partikelbundet fosfor og v) lagring af organisk bundet fosfor i organisk stof og senere tørven (figur 5.5; Richardson, 1985; Reddy et al., 1999). Dette gælder, uanset om lavbundsområdet er vådlagt eller dyrket. Den relative betydning af de enkelte fosforpuljer og den biologiske og kemiske omsætning mellem disse varierer dog stærkt afhængigt af de geokemiske og hydrologiske forhold samt de forskellige driftstiltag (Hoffmann et al., 2009). Fosforoptaget i den mikrobielle biomasse samt plantebiomassen udgør en forholdsvis lille pulje (Richardson og Marshall, 1986; Zak et al., 2014), der omsættes inden for korte tidshorisonter op til få år afhængigt af vegetationen (Reddy et al., 1999). I ånære områder (den ripariske zone) kan fosfor aflejres ved sedimentation, når åen går over sine bredder. Flerårige danske monitoringsstudier rapporterer en fosfortilbageholdelse på op til $20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Hoffmann et al., 2009). Dog er andelen af sedimenteret fosfor i lavbundsjordenes fosforpulje ikke kvantificeret. Fosfor bundet i stabilt organisk materiale eller i mineralsk form er de to vigtigste fosforpuljer i organiske lavbundsjorder (Richardson, 1985; Hoffmann et al., 2009). Der findes kun få studier af, hvor meget totalfosfor der er bundet i organiske lavbundsjorder i Danmark. Et studie af Kjærsgaard et al. (2020) viste, at fosforindholdet i den øverste meter af jorden kan være lige så højt eller højere end tilsvarende værdier i den omkringliggende højbundsjord, dette på trods af en betydeligt lavere volumenvægt i organisk lavbundsjord. En stor del af dette fosfor var bundet til aluminium- og især jernoxider. Dette er i tråd med adskillige andre studier, der har vist, at fosforbindingskapaciteten i lavbundsjorder korrelerer med indholdet af jern- og aluminiumoxider (Richardson, 1985; Sah og Mikkelsen, 1986; Schlichting et al., 2002; Litaor et al., 2004). Jern og aluminium tilføres overvejende med grundvandet i udstrømningsområder. Under iltfrie (anaerobe) forhold i lavbundssedimentet og tilstedeværelse af sulfat kan dette mikrobielt omsættes til sulfid og udfældes som jernsulfid (figur 5.5; Madsen og Jensen, 1988). Processen er specielt udbredt i store dele af Jylland (Beucher et al., 2017). Ved hjælp af nitrat kan jernsulfid oxideres til jernoxid (Hoffmann et al. 1998). Af større betydning for omdannelsen af jernsulfid er dog iltning af selve lavbundsjorden (Madsen og Jensen, 1988). I lavbundsjorder findes forskellige typer af jern- og alu-

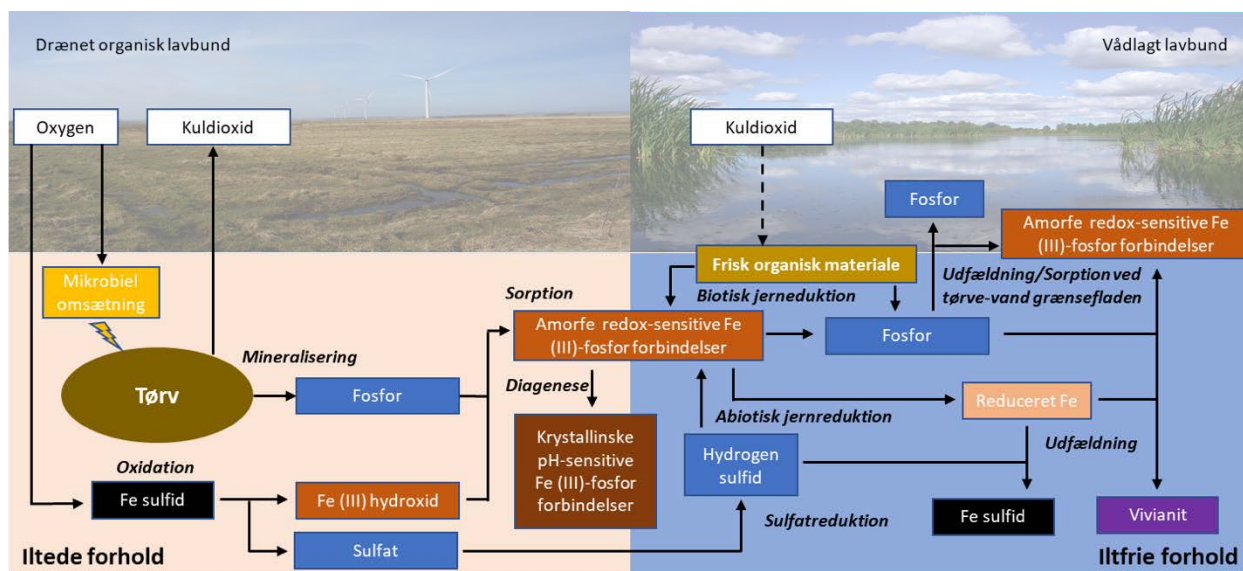
miniumoxider, hvis krystallinitet har stor betydning for fosforbindingen. Amorfe oxider uden tydelig krystalstruktur er de vigtigste fosforsorbenter (Parfitt, 1989), som sammen med det bundne fosfor kan bestemmes ved hjælp af en oxalatekstraktion (Van der Zee og van Riemsdijk, 1986). Baseret på 8.800 prøver fra det øverste jordlag (0-30 cm) sås store rumlige variationer i indholdet af oxalatekstraherbart jern, aluminium og fosfor i dyrkede organiske lavbundsarealer i Danmark (Beucher et al., 2020). I gennemsnit var der næsten tre gange så meget jern som aluminium bundet i oxider, men molforholdet mellem oxiddbundet jern og aluminium var kraftigt svingende. En supplerende undersøgelse af 47 dyrkede organiske lavbundsjordere fra Danmark vurderede, at omtrent 70 % af det totale indhold af fosfor i de øverste 50 cm af jorden i gennemsnittet var bundet som oxalatekstraherbart fosfor (Heckrath et al., 2020). Resten af fosforpuljen bestod overvejende af organisk bundet fosfor. Oxalatekstraherbare jern- og aluminiumoxider antages ofte at have samme fosforbindingskapacitet (Schoumans og Chardon, 2015). Imidlertid indikerer enkelte studier, at aluminiumoxiderne kan have en næsten dobbelt så høj fosforbindingskapacitet som jernoxiderne (Borggaard et al., 1990). Den relative betydning af disse to oxider for fosforbinding i organiske lavbundsjordere er endnu ikke klarlagt.

Ved dræning af vådområder og opdyrkning af organiske lavbundsjordere, hvilket også indbefatter tilførsel af fosforgødning, sker der betydelige ændringer i de dynamiske omsætninger mellem fosforpuljerne. Dette er især relateret til en drastisk øget ilttilgængelighed i de øvre jordlag og det deraf følgende skift fra anaerobe til aerobe biologiske og geokemiske omsætningsprocesser, der ikke alene resulterer i udfældning af jernoxider (Schindler et al., 2003; Zak et al., 2008). Ved en oxidativ mineralisering af tørvten omdannes også hårdt-bundet organisk fosfor primært til uorganisk fosfor, der typisk bindes til jern- og aluminiumoxiderne (figur 2; Schlichting et al., 2002; Zak et al., 2008). Nedbrydningen af tørvten er også forbundet med væsentlige ændringer i dens struktur og fysiske egenskaber. Ikke mindst øges volumenvægten (Zak et al., 2010; Kleimeier et al., 2017). Disse ændringer er mest udpræget i de øvre jordlag, der er direkte påvirket af dræning og iltning samt dyrkningstiltag (Zak og Gelbrecht, 2007). Nedbrydningen af tørvten, omdannelsen af organisk til uorganisk bundet fosfor samt tilførslen af fosforgødning vil derfor typisk resultere i en relativ fosforberigelse i det øverste jordlag på en dyrket organisk lavbundsjord (Schlichting et al., 2002; Zak et al., 2008).

Dynamiske udvekslinger mellem fosforpuljerne og jordvandet har stor betydning for, hvor meget fosfor der vil kunne tabes med forskellige former for afstrømning. Fosforfrigivelse til jordvandet betegnes her generelt som fosformobilisering og er det første trin i tabsprocessen. Balancen mellem opløst fosfor i jordvandet og bundet fosfor kontrolleres i mange drænedede organiske lavbundsjordere under iltede forhold overvejende af udvekslingsprocesser mellem det opløste fosfor og jern- og aluminiumoxiderne (Litaor et al., 2004). Processerne er sammenlignelige med processerne på højbundsjord (Schoumans og Chardon, 2015). Ved stigende udnyttelse af fosforbindingskapaciteten i organiske lavbundsjordere, som vil kunne forventes som resultat af intensiv drift, øges fosforkoncentrationen i jordvæsken (Zak et al., 2010). Desuden kan organisk fosfor frigives til jordvandet som opløst organisk stof især i forbindelse med mikrobiel omsætning (Robinson et al., 1998). Endeligt kan partikelbundet fosfor mobiliseres især i forbindelse med overfladisk afstrømning på lavbundsjorden (Petersen et al., 2018).

På grund af dårlig vandledningsevne og grundet deres beliggenhed i lavtliggende og våde dele af landskabet kan organiske lavbundsjordere ofte være vandmættede i perioder, selvom de er drænedede (Petersen et al., 2020). Under disse forhold opstår der ligesom i vådområder anaerobe zoner, hvor jernoxider opløses i forskellig grad i forbindelse med anaerobe mikrobielle omsætningsprocesser. Disse reducerer ferri-jern fra oxiderne til vandopløseligt ferro-jern (Roden og Wetzal, 2002). Potentielt kan en stor del af de svagt krystallinske, oxalatekstraherbare jernoxider gå i opløsning efter få uger under anaerobe, reducerede forhold i

organiske lavbundsjord (Munch og Ottow, 1980; Heckrath et al., 2020). Derved tabes i første omgang bindingskapacitet, og store mængder fosfor kan frigives til jordvandet (Zak et al., 2010; Kjærgaard et al., 2012; Forsmann og Kjærgaard, 2014). Når anaerobe zoner iltes ved dræning eller tilførsel af iltholdigt vand, udfælder jernoxider igen og binder hurtigt fosfor i jordvæsken (Zak et al., 2004; Kjærgaard et al., 2012). Jernreduktionen afhænger bl.a. af temperatur, krystallisationsgraden af jernoxiderne og adgang til let omsættelige kulhydrater som energikilde (Lovley et al., 2004). Det sæsonprægede, dynamiske skift mellem anaerobe og aerobe forhold og dermed skiftende opløsning og udfældning af jernoxider i organiske lavbundsjord begunstiger dannelsen af lav-krystallinske jernoxider, der har et stort overfladeareal og høj affinitet for fosfor (Heiberg et al., 2012). En høj koncentration af organisk stof medvirker til dannelse af amorf jernoxider (Karlsson et al., 2008). Fosforbinding og -frigivelse til jordvandet i organiske lavbundsjord er således i høj grad påvirket af redoxreaktioner (Zak et al., 2010). Under naturlige forhold forventes der kun en delvis reduktion og opløsning af jernoxider på grund af dynamisk skiftende redoxforhold i lavbunds-jorden (Prem et al., 2015). Derfor vil det fosfor, der frigives efter opløsning af nogle jernoxider, igen kunne bindes til de resterende jernoxider. Ligeledes vil fosfor bindes af aluminiumoxider eller lersilikater, hvis disse er til stede. Den residuelle fosforbindingskapacitet i jorden har således betydning for netto-fosforfrigivelsen af fosfor til jordvandet under anaerobe forhold og dermed fosfortabspotentialet. Desuden kan fældning af opløst fosfor i form af mineralet vivianit, et jernfosfat med lav opløselighed, forekomme under anaerobe forhold, når både jern- og fosforkoncentrationerne samt pH er forholdsvis høje (Heiberg et al., 2012; Walpersdorf et al., 2013). Nogle studier antyder, at jern-fosfor-forholdet i amorf oxider kontrollerer fosformobiliseringen under anaerobe forhold i organisk lavbund, og at fosforfrigivelsen stiger i takt med øget fosformætning af jernoxiderne (Zak et al., 2010; Forsmann og Kjærgaard, 2014). Ved et jern-fosfor-forhold større en 10 falder mobiliseringen drastisk. Imidlertid er det ikke ensbetydende med, at der i alle organiske lavbundsjord vil ske en stor fosformobilisering ved lavere jern-fosfor-forhold, da fosfor kan bindes til andre sorbenter og udfældes (Heckrath et al., 2020).



Figur 5.4 Sænkningen af grundvandsspejlet i forbindelse med landbrugsmæssig udnyttelse af vådområder fører til iltrige forhold i den tidligere vandmættede jordprofil. Tilstedeværelsen af ilt fører til mikrobiel medieret nedbrydning af organisk stof. Den accelererede nedbrydning af det organiske stof fører samtidig til forøget frigivelse af fosfor. Samtidig bliver reducerede stoffer som f.eks. jernsulfider oxideret til jernoxider, der akkumulerer i jordmatricen og kan blive mere krystallinske og stabile med tiden. Fosfor binder til redoxfølsomme, amorf jernoxider. Ved vådlægningen af tørvejorden vil der opstå meget anaerobe forhold, som

kan føre til forøget fosformobilisering til jordvandet både ved abiotiske såvel som biotiske jernreduktionsprocesser. På samme tid foregår der sulfatreduktion, hvorved reduceret jern kan udfældes som jernsulfid. Det reducerede jern kan endvidere udfældes sammen med fosfor og danne vivianit. En betydelig andel af det mobiliserede fosfor, som når jordoverfladen, vil kunne blive tilbageholdt på den aerobe grænseflade "fosforbarrieren" (modificeret efter Zak et al., 2014).

I modsætning til højbundsjord er puljen af mobiliserbart fosfor, der potentielt vil kunne tabes, stærkt afhængig af den tidlige og rumlige variation af biogeokemisk drevet jernreduktion og -udfældning som følge af skiftende anaerobe og aerobe forhold i dræned organiske lavbundsjord (Forsmann og Kjærsgaard, 2014). Dette, i kombination med den ofte ukendte og varierende betydning af organisk fosformobilisering og fosforudfældning, vanskeliggør estimeringen af fosformobiliseringen i drænet lavbundsjord.

5.4.4 Fosfortab fra drænet organisk lavbund

Der findes kun få undersøgelser af fosfortab fra drænet organisk lavbundsjord i Danmark. Imidlertid skønnes bidraget fra dyrkede organiske lavbundsjord at være én af de største diffuse tabsposter til overfladevand (Poulsen og Rubæk, 2005). Sammenholdt med højbundsjord er tabsraterne forholdsvis høje (Andersen et al., 2016). I forbindelse med kortlægningen af risiko for fosfortab fra landbrugsarealer antog Andersen og Petersen (2020), at der sker et gennemsnitligt fosfortab fra dyrket organisk lavbund på $1,9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dette skøn er imidlertid baseret på målinger i kun ni studieområder af varierende størrelse, landskabstype og drift samt alder af dræningssystemet og antal af måleår. I disse studier var der ikke foretaget massebalancer af fosfor tilført og tabt med vandstrømninger fra arealerne, således at arealernes betydning som nettokilde for fosfortab ikke klart kan vurderes. Tabsniveauerne varierede stærkt mellem ca. 0,4 og $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Andersen og Petersen, 2020), som er et udtryk for det komplekse samspil af fosformobilisering og vandafstrømning i dræned landbundsjord (Hoffmann et al., 2009; Petersen et al., 2018). Noget lavere tabsniveauer, mellem 0,5 og $1,9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, blev fundet i en opgørelse af fosfortab i dræn fra en række drænoplande på mellem 100 og 230 ha med intensivt dyrkede organiske lavbundsjord (Hoffmann et al., 2020). Et betydeligt større fosfortab er målt i tre transektstudier, der dækkede arealer mellem ca. 0,1 og 1 ha, på våde organiske lavbundsjord med permanent græs. I den etårige måleperiode lå fosfortabet til vandløb mellem ca. 9 og $83 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og foregik dels som grundvandsstrømning og dels som overfladeafstrømning – især i perioder med højt tab (Petersen et al., 2018). De høje tab med overfladeafstrømning blev forklaret som et stort bidrag af partikelbundet fosfor. I alle tilfælde var overrisling med drænvand den vigtigste vandtilførsel til områderne, og der skete et nettotab fra områderne.

En kvantitativ forudsigelse af fosfortabet fra lavbundsjord er kompliceret, da det afhænger af det komplekse samspil mellem de dynamiske bio-geokemiske og hydrologiske processer i lavbundsjorden (Petersen et al., 2018). Der er en betydende vidensmangel omkring det tidsligt og rumligt kraftigt varierende samspil mellem fosformobilisering og afstrømningsprocesser i dræned organiske lavbundsjord, hvilket er afgørende for forståelsen af fosfortabet. Dette forhindrer på nuværende tidspunkt pålidelige kvantitative estimater af fosfortab fra dyrket organisk lavbund uden at nærstudere området. De eksisterende simple og empiriske modeller til tabsvurdering på organisk lavbundsjord er behæftet med meget store usikkerheder (Petersen et al., 2018). I betragtning af det store estimerede fosfortab fra dyrkede organiske lavbundsjord til vandområder (Andersen og Heckrath, 2020) er der et presserende behov for udvikling af prædiktive tabsmodeller for at kunne foretage en stedsspecifik risikovurdering af fosfortab fra dyrket organisk lavbundsjord som basis for en prioriteret virkemiddelplanlægning (Heckrath og Andersen, 2020). Desuden er en forbedret kvantitativ tabsestimering fra dyrket lavbund afgørende for at kunne perspektivere fosfortabet fra genetablerede vådområder og prioritere arealer til vådlægning.

5.4.5 Effekter af aktive foranstaltninger på fosforomsætning og -tab (beskyttelsesniveau C og D)

Ved vådlægning af dyrket organisk lavbundjord (beskyttelsesniveau C og D, Tabel 5.1) hæves grundvandsstanden til nær jordoverfladen, og arealet vil ofte være vanddækket periodisk i løbet af året. Dette reducerer ilttilgængeligheden i jorden drastisk og medfører et skift til generelt reducerende forhold, hvor anaerobe mikrobielle omsætningsprocesser dominerer (figur 5.5). Som følge af dette opløses redoxfølsomme jernoxider, og det bundne fosfor kan frigives i større mængder til jordvandet (Zak et al., 2010; Geurts et al., 2008; Lamers et al., 2014). I nogle situationer kan jernoxider også reduceres abiotisk, når svovlbrinte er til stede (Lucassen et al., 2004). Når fosforbindingskapaciteten således falder, ændres også balancen mellem fosforsorptions- og desorptionsprocesserne, hvilket bidrager til forhøjede fosforkoncentrationer i jordvandet (Heiberg et al., 2012). En tredje faktor, der kan øge fosforkoncentrationen i jordvandet efter vådlægningen, er mikrobiel medieret frigivelse af organisk fosfor – især fra puljen af labilt organisk materiale (Robinson et al., 1998). Derudover kan udfældede fosformineraler opløses, når der med tiden sker en forsuring i lavbunds-jorden på grund af mikrobielle omsætningsprocesser (Van Dijk et al., 2004).

Fosformobiliseringen til jordvandet efter vådlægning kan variere ganske betydeligt mellem forskellige organiske lavbundsarealer (Zak et al., 2018). Nedbrydningen af tørv og den relative fosforberigelse i det øverste jordlag af den dyrkede organisk lavbund er således en væsentlig faktor, der fremmer risikoen for fosformobilisering efter vådlægningen (Tiemeyer et al., 2007; Zak et al., 2010). Naturlige vådområder er derimod kendetegnet ved lav fosformobilisering til jordvandet (Zak et al., 2010). En entydig sammenhæng mellem fosformobiliseringen til jordvand og specifikke driftsformer af organisk lavbund er ikke påvist. Flere studier antyder dog, at fosformobiliseringen til jordvandet falder betydeligt, når molforholdet mellem reducerbart jern og fosfor i jord er større end 10 (Geurts et al., 2008; Zak et al., 2010; Forsmann og Kjærgaard, 2014). Der er stadigvæk behov for at klarlægge, hvilken betydning den resterende fosforbindingskapacitet i reducerede jordlag har for de dynamiske fosfortabsprocesser.

En høj fosformobilisering til jordvandet fra det øverste jordlag kan være en afgørende risikofaktor for høje fosfortab via grundvands- og overfladestrømning fra genetablerede vådområder på dyrkede lavbundsarealer (Hoffmann et al., 2011; Audet et al., 2020). Imidlertid er høj fosformobilisering til jordvand ikke ensbetydende med store fosfortab (Tiemeyer et al., 2005; Zak et al., 2018). I vådlagte organiske lavbunds-jorder med frit vandspejl blev der observeret en fosfortilbageholdelse på den aerobe grænseflade mellem jorden og overfladevandet (figur 5.5). Her kan fosfor bindes af frisk-udfældede jernoxider, efter det er diffunderet sammen med opløst ferrojern opad fra det øverste jordlag, hvor det blev mobiliseret i forbindelse med jernreduktionen (Zak et al., 2004; Geurts et al., 2008). Effektiviteten af fosfortilbageholdelsen på grænsefladen kan knyttes til forholdet af opløst jern og fosfor i det anaerobe jordvand. Studier af Zak et al. (2010) har vist, at et forhold mellem jern og fosfor større end tre resulterede i meget lave koncentrationer af opløst fosfor i det aerobe vand på jordoverfladen. Der tales om en "fosforbarriere" på jordoverfladen, som vil reducere tabsrisikoen for især opløst fosfor fra vådområder i det overfladisk strømmende vand (Zak et al., 2018). Derimod er der fortsat risiko for betydelige tab af partikelbundet fosfor fra genetablerede vådområder ved overfladeafstrømning, især når der dannes et fosforberiget lag på jordoverfladen (Audet et al., 2020; Walton et al., 2020).

Den aktuelle vejledning til kvantificering af fosfortab i forbindelse med reetableringen af vådområder estimerer fosformobilisering på basis af jern-fosfor-forholdet ved ekstraktion af amorfe jernoxider (bikarbonatdithionit-ekstrakt) i overjorden og knytter det sammen med en simplificeret antagelse om afstrømningsforhold i lavbundsområdet (Hoffmann et al., 2013). Således tages der ikke højde for strømningsveje igennem

dybere jordlag eller ved overfladeafstrømning. Samtidig ignorerer vejledningen potentialet for fosforbinding på jernoxiderne udfældet ved den aerobe grænseflade (Zak et al., 2010). Denne simplificerede model er behæftet med store usikkerheder og giver sandsynligvis anledning til en overestimering af tab af opløst fosfor fra vådlagte lavbundsarealer (Petersen et al., 2018).

Fosforoptagelse i vådbundsvegetationen vil som udgangspunkt kunne modvirke en høj fosforfrigivelse i genetablerede vådområder og dermed reducere tabsrisikoen (Hoffmann et al., 2020). Afhængigt af vegetationstypen er der målt planteoptag svarende til fosformobiliseringen i 0–30 cm-laget i løbet af vegetationsperioden (Zak et al., 2014). Forfatterne påpeger imidlertid, at høst af biomassen ville være nødvendigt for at undgå øget fosforfrigivelse ved nedbrydning af vegetationen om vinteren og dermed øget tabsrisiko på længere sigt. Rapporteret fosforfjernelse ved høst af overjordisk biomasse i vådområder varierer kraftigt mellem 1 til 30 kg P ha⁻¹ år⁻¹ afhængigt af næringsstofstatus og -tilførsel i vådområderne (Walton et al., 2020). Ved etablering paludikultur kan der fjernes fosfor i høstet plantemateriale i den højere ende af dette interval, såfremt der tilføres N- eller K-gødning (Lærke et al., 2020). Desuden bidrager vådbundsvegetationen til at flytte fosfor fra rodzonen op til overfladen, når den dør og efterfølgende nedbrydes. Sammen med uorganisk fosfor bundet i fosforbarrieren medfører dette en ophobning af en labil fosforpulje, der er i kontakt med det overfladisk strømmende vand og derved udgør en potentiel tabsrisiko. Det må forventes, at det vil tage årtier før større puljer af mobiliserbart fosfor i tidligere dyrkede organiske lavbundsjord er tilstrækkeligt udpint for at minimere risikoen for fosfortab (Zak et al., 2010; Zak et al., 2014).

Der findes dog kun forholdsvis få studier af vådlagte organiske lavbundsjord, hvor det samlede fosfortab er målt for alle tabsveje, og hvor der samtidigt er opstillet massebalancer. Walton et al. (2020) har for nylig publiceret en omfattende redegørelse for danske og internationale undersøgelser af fosfortilbageholdelsen i naturlige og genetablerede vådområder i den tempererede eller humide subarktiske klimazone. Karakteren af disse vådområder var kraftigt varierende, hvad angår alder, størrelse, vegetationsdække og fosfortilførsel samt de geokemiske og hydrologiske forhold i vådområderne (Walton et al., 2020). Mange af vådområderne på organisk lavbundsjord var en betydende kilde til fosfortab, og eksempler fra vådlagte organiske lavbundsjord er vist i Tabel 5.6. Niveauerne for tabet af totalfosfor varierede betydeligt fra 0,1 til 50 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (22 studier, pers. meddelelse D. Zak; Walton m.fl., 2020). Spredningen af tab af opløst fosfor lå mellem 0,4 og 15 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (ni studier). Begge grupper inkluderede et antal periodisk oversvømmede arealer. Gennemsnittet for tabet af total og opløst fosfor var henholdsvis ca. 11,6 og 3,8 kg P ha⁻¹ år⁻¹. De tilsvarende medianværdier var 6,6 og 1,5 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (pers. meddelelse D. Zak; Walton et al., 2020). Dermed er tabsniveauerne i samme størrelsesorden som rapporteret fra dyrkede organiske lavbundsjord (Petersen et al., 2020; Andersen og Petersen, 2020). De fleste af disse vådområder på organisk lavbund viste dog samtidig en klar nettotilbageholdelse af totalfosfor. Derimod sås et nettotab af opløst fosfor på ca. 40 % i disse vådområder. Den gennemsnitlige tilbageholdelse lå på 6 % og –12 % for henholdsvis totalfosfor og opløst fosfor (Walton m.fl., 2020). Også fosfortilbageholdelsen i vådområderne var kendetegnet af en meget stor spredning, som dog ikke kunne forklares specifikt.

Tabel 5.65: Eksempler på tilførsel, tab og tilbageholdelseeffektivitet af totalfosfor (TP) i vådlagte organiske lavbundsområder med diffus grundvandstilstrømning i Danmark og udvalgte europæiske lande. Dataene indgår i analysen af Walton et al. (2020).

Lokalitet	Tilførsel kg TP ha ⁻¹ år ⁻¹	Tab kg TP ha ⁻¹ år ⁻¹	Tilbageholdelse%
Egebjerg, DK	2.2	2.0	6
Gammelby Bæk, DK	28.8	19.0	34
Geddebækken, DK	23.1	26	-12
Grøngrøft, DK	13.2	13	0
Karlsmosen, DK	13.6	5.4	60
Langevad Å, DK	7.0	6.9	1
Lynghygaards Å, DK	50	44	13
Nagbøl Å, DK	8.2	7.3	11
Sandskær, DK	11.5	12	-5
Stevns Å, DK	15.2	1.1	93
Tim Enge, DK	60.5	50	17
Vilsted Sø, DK	4.9	6	-29
Aarlsev Engsø, DK	57.6	47	18
Porigoji, EE	2.5	0.6	75
Vieratsi, EE	3.0	0.4	87
Pohnsdorfer Stauung Ostpolder, DE	24.7	36.7	-49
Pohnsdorfer Stauung Westpolder, DE	0.8	4.0	-429
Fens, NL	1.2	0.9	29
Molenpolder, NL	1.1	1.0	2
Vechtplassen site 1, NL	2.3	0.7	69
Vechtplassen site 2, NL	1.6	0.1	93
Westbroek Polder, NL	1.3	0.7	46

Trods talrige studier af fosformobilisering i genetablerede vådområder i de sidste to årtier er vores forståelse af den tidlige og rumlige variation af fosformobiliseringen og dens estimering mangelfuld. Som for drænet lavbundsjord eksisterer der store videnshuller angående, hvordan det dynamiske samspil mellem fosformobilisering og afstrømningsprocesser påvirker fosfortabet fra vådområderne i en længere årrække efter selve vådlægningen (Audet et al. 2020, Walton et al. 2020). Endeligt er der behov for at undersøge, hvordan tilhørende tiltag såsom høst af biomasse og styring af det hydrologiske regime kan bidrage til minimering af fosfortabet (Zak et al., 2018).

5.4.6 Referencer

Andersen HE, Baatrup-Pedersen A, Blicher-Mathiesen G, Christensen JP, Heckrath G, Nordemann Jensen P (red.), Vinther FP, Rolighed J, Rubæk G, Søndergaard M. 2016. Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77.

Andersen HE, Heckrath G. 2020. Kildeopsplitning af det diffuse tab af fosfor. s. 106-112. HE. Andersen & G Heckrath (red.) 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., Petersen, R.J. 2020. Oversigt over målinger af fosfortab fra dyrket organisk lavbundsjord. s. 152-153. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio* 49(1), 324-336.
- Beucher, A., Adhikari, K., Breuning-Madsen, H., Greve, M.B., Österholm, P., Fröjdö, S., Jensen, N.H., Greve, M.H. 2017. Mapping potential acid sulfate soils in Denmark using legacy data and LiDAR-based derivatives *Geoderma* 308, 363-372.
- Beucher, A., Greve, M.H. 2020. Kortlægning af relevante jordparametre for fosformobilisering i dyrkede, organiske lavbundslande. s. 75-86. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- Borggaard, O.K., Jørgensen, J.P., Møberg, J.P., Raben-Lange, B. 1990. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *Journal of Soil Science* 41, 443-449.
- Craft, C.B., Richardson, C.T. 1993. Peat accretion and N, P, and organic C accumulation in nutrient-enriched and unenriched Everglades peatlands. *Ecological Applications* 3 (3), 446-458.
- Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J.H., Refsgaard, J.C. 2007. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater-surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344, 1-16.
- Forsmann, D.M., Kjærgaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge — Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. *Geoderma* 223-225, 21-32.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M., Lamers, L.P.M., 2008. Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53, 2101-2116.
- Heckrath, G., Andersen, H.E. 2020. Kortværket over risiko for fosfortab. s. 113-123. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- Heckrath, G., Florea, A.F., Zak, D., Hansen, H.C.B. 2020. Fosfor i organisk lavbundsjord. s. 62-74. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- Heiberg, L., Bender Koch, C., Kjærgaard, C., Jensen, H.S., Hansen, H.C.B. 2012. Vivianite precipitation and phosphate sorption following iron reduction in anoxic soils. *Journal Environmental Quality* 41, 938-949.
- Hoffmann, C.C., P. Berg, M. Dahl, S.E. Larsen, H.E. Andersen, Andersen, B. 2006. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow: Field data and modelling. *Journal of Hydrology* 331:315-335.
- Hoffmann, C.C., Iversen, B.V., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L., Hasler, B. 2020. Minivådområder med åben vandflade. s. 88-103. Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

- Hoffmann CC, Kjaergaard C, Uusi-Kämpä J, Hansen HCB, Kronvang B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal Environmental Quality* 38, 1942–1955.
- Hoffmann CC, Kronvang B, Andersen HE, Kjærgaard C. 2013. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. s. 42.
- Hoffmann CC, Kronvang B, Audet J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia* 674, 5–24.
- Hoffmann CC, Pedersen ML, Kronvang B, Ovig L. 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, IV – Implications for nitrate and iron transformation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 223-240.
- Karlsson T, Persson P, Skyllberg U, Morth C, Giesler R. 2008. Characterization of iron (III) in organic soils using extended X-ray absorption fine structure spectroscopy. *Environmental Science Technology* 42, 5449–5454.
- Kjærgaard C, Heiberg L, Jensen HS, Hansen HCB. 2012. Phosphorus mobilization in rewetted peat and sand at variable flow rate and redox regimes. *Geoderma* 173, 311–321.
- Kjærgaard C, Hoffmann CC, Heiberg, L., Hansen HCB, Jensen H, Greve M. 2010. Risiko for fosfortab ved reetablering af vådområder? *Vand & Jord* 17(2), 58-62.
- Kleimeier C, Rezanezhad F, Van Cappellen P, Lennartz B. 2017. Influence of pore structure on solute transport in degraded and undegraded fen peat soil. *Mires and Peat* 19 (18), 1–9.
- Koskinen, M, Tahvanainen T, Sarkkola S, Walle M, Laurén A, et al. 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Science Total Environment* 586, 858–869.
- Kronvang, B, Hoffmann CC, Dröge R. 2009. Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river floodplain in Denmark: Combining field and laboratory experiments. *Marine Freshwater Research* 60(7), 638-646.
- Lamers LPM, Vile MA, Grootjans AP, Acreman MC, van Diggelen R, Evans MG, Richardson CJ, Rochefort L, Kooijman AM, Roelofs JGM, Smolders AJP. 2014. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90(1), 182–203.
- Litaor MI, Reichmann O, Haim A, Auerswald K, Shenker M. 2004. The geochemistry of phosphorus in peat soils of a semiarid altered wet. *Soil Science Society America Journal* 68, 2078-2085.
- Lovley DR, Holmes DE, Nevin KP. 2004. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Advances Microbial Physiology* 49, 219–286.
- Lucassen ECHET, Smolders AJP, Van de Crommenacker J, Roelofs JGM. 2004. Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv für Hydrobiologie* 160, 117-131.
- Lærke PE, Strandberg B, Bruus M, Hutchings N. 2020. Paludikultur. s. 156-160. Andersen HE, Rubæk GH, Hasler B, Jacobsen BH. (red.). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

- Madsen HB, Jensen NH. 1988. Potentially acid sulfate soils in relation to landforms and geology. *Catena* 15, 137-145.
- McCarter CPR, Rezanezhad F, Quinton WL, Gharedaghloo B, Lennartz B, Price J, Connon R, Van Cappellen P. 2020. Pore-scale controls on hydrological and geochemical processes in peat: Implications on interacting processes. *Earth Science Reviews* 207, 103227.
- Munch JC, Otto JCG. 1980 Preferential reduction of amorphous to crystalline iron oxides by bacterial activity. *Soil Science* 129, 15-21.
- Nilsson B, Refsgaard JC, Dahl M, Møller I, Kronvang B, Andersen HE, Hoffmann CC, Christensen S, Langhoff JH, Rasmussen KR. 2003. HYdrokemisk interaktion mellem Grundvand og overfladevand (HYGRO). En metode til klassificering af ådale i typeområder. Miljøstyrelsen, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Danish Environmental Protection Agency, Ministry of Environment.
- Parfitt DL. 1989. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. *Journal Soil Science* 40, 359-369.
- Petersen RJ, Prinds C, Iversen BV, Kjærgaard, C. 2018. Fosfortab fra våde lavbundsjorde. *Vand & Jord* 25(3), 131-134.
- Petersen RJ, Prinds C, Iversen BV, Engesgaard P, Jessen S, Kjærgaard C. 2020. Riparian lowlands in clay till landscapes: Part I— Heterogeneity of flow paths and water balances. *Water Resources Research*, 56, e2019WR025808.
- Prem M, Hansen HCB, Wenzel W, Heiberg L, Sørensen H, Borggaard OK. 2015. High spatial and fast changes of iron redox state and phosphorus solubility in a seasonally flooded temperate wetland soil. *Wetlands* 35, 237-246.
- Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Environmental Science and Technology* 29, 83-146.
- Richardson CJ. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in wetlands. *Science* 228, 1424-1427.
- Richardson CJ, Marshall PE. 1986. Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecological Monographs*. 56, 279-302.
- Poulsen HD, Rubæk GH. (red.) 2005. Fosfor i dansk landbrug. DJF rapport Husdyrbrug nr. 68. Aarhus 370 Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. 211 p.
- Robinson JS, Johnston CT, Reddy KR. 1998. Combined chemical and ³¹P-NMR spectroscopic analysis of phosphorus in wetland organic soils. *Soil Science* 163, 705-713.
- Roden EE, Wetzel RG. 2002. Kinetics of microbial Fe(III) oxide reduction in freshwater wetland sediments. *Limnology Oceanography* 41, 1733-1748.
- Sah RN, Mikkelsen DS. 1986. Effects of anaerobic decomposition of organic matter on sorption and transformation of P. II Effects on amorphous iron and P transformations. *Soil Science* 142, 346-351.
- Schindler U, Behrendt A, Müller L. 2003. Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil development. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 357-363.

- Schlichting A, Leinweber P, Meissner R, Altermann M. 2002. Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal Plant Nutrition Soil Science* 165, 290-298.
- Schoumans OF, Chardon W. 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. *Geoderma* 237-238, 325-335.
- Shenker M, Seitelbach S, Brand S, Haim A, Litaor MI. 2005. Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. *European Journal of Soil Science* 56, 515-525.
- Tiemeyer B, Frings J, Kahle P, Köhne S, Lennartz B. 2007. A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and ground water concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – implications for re-wetting. *Journal Hydrology* 345, 80-101.
- Tiemeyer B, Lennartz B, Schlichting A, Vegelin K. 2005. Risk assessment of the phosphorus export from a re-wetted peatland. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 550-560.
- Van Dijk J, Stroetenga M, Bos L, Van Bodegom PM, Verhoef HA, Aerts R. 2004. Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71, 317-337.
- Van der Zee SEATM, Van Riemsdijk WH. 1986. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. *Geoderma* 1986, 38(1-4), 293-309.
- Walton CR, Zak D, Audet J, Petersen RJ, Lange J, Oehmke C, Wichtmann W, Kreyling J, Grygoruk M, Jabłońska E, Kotowski W, Wisniewska MM, Ziegler R, Hoffmann CC. 2020. Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science Total Environment* 727, 138709.
- Walpersdorf E, Koch CB, Heiberg L, O'Connell DW, Kjaergaard C, Hansen HCB. 2013. Does vivianite control the solubility of phosphate in anoxic meadow soils? *Geoderma* 193-194, 189 – 199.
- Wang M, Liu H, Zak D, Lennartz B. 2020. Effect of anisotropy on solute transport in degraded fen peat soils. *Hydrological Processes* 34, 2128-2138.
- Zak D, Gelbrecht J. 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85, 141-151.
- Zak D, Gelbrecht J, McInnes R. 2018. Managing phosphorus release from restored minerotrophic peatlands. s. 321-1327. C.M. Finlayson et al. (eds.). *The Wetland Book*. Springer, Dordrecht.
- Zak D, Gelbrecht J, Zerbe S, Shatwell T, Barth M, Cabezas A, Steffenhagen P. 2014. How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – Implications for fen restoration. *Ecological Engineering* 66, 82-90.
- Zak D, Wagner C, Payer B, Augustin J, Gelbrecht J. 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens: The effects of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20, 1336-1349.
- Zak D, Gelbrecht J, Wagner C, Steinberg CEW. 2008. Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59, 1191-1201.

5.5 Natur/biodiversitetseffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

Af Morten Strandberg og Paul Henning Krogh, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Fagfællebedømt af Beate Strandberg, AU

Lavbundslande spænder vidt biologisk fra næringsfattige og artsfattige plantesamfund med dværgbuske og halvgræsser, som kæruld og kogleaks, over fugtige overdrev og enge på organisk jord med en artsrig flora, som er betinget af græsning, til floristisk set artsfattige højstaudesamfund. Dræning og gødskning har i vid udstrækning gjort det muligt at dyrke sådanne arealer, som ved tilførsel af gødning har vist sig gunstige for afgrødeproduktion. Dog har resultatet været, at jordens organiske indhold er mineraliseret med tiden, hvilket stedse har gjort dyrkning vanskeligere på grund af stigende problemer med vanddækning. Dyrkning og dræning har været til stor skade for disse naturarealers biodiversitet. I det følgende beskrives kort hvilke processer, der er i spil i forhold til biodiversitet ved udtagning af sådanne områder til anden brug end traditionel dyrkning med jordbehandling og gødskning. Strukturelle og funktionelle ændringer i habitatstrukturen i form af ændret hydrologi, plantesamfund inkl. vedplanter som har stor betydning for hvilke andre arter der kan indfinde sig, arealanvendelse f.eks. i form af fjernelse af biomasse eller græsning, og næringsstofforhold er essentielle for vurdering af biodiversitetseffekterne.

5.5.1 Basis for biodiversitet

Der er flere forhold der bestemmer den totale biodiversitet på et område. Blandt disse er tid, rum, jordbund, klima, hydrologi, den floristiske diversitet, økosystemdannende arter, forvaltning mv.

Det er vist at en forøget diversitet af vilde planter på genoprettede lysåbne naturtyper forplanter sig til de næste niveauer i fødekæden, som fx fugle (Wakeham-Dawson & Aebischer 1998), bestøvende insekter (Forup & Memmott 2005) Warzecha et al. (2019) og Nichols et al. (2019) har vist noget lignende ved en sammenligning af forskellige blomsterblandinger til udsåning, og biller (Blake et al. 1996). Dette er ligeledes vist eksperimentelt (Scherber et al. 2010) som fandt at det i særlig grad gjaldt for herbivore insekter.

Ejrnæs et al. (2008) undersøgte ved hjælp af forekomsten af plantearter, hvor hurtigt opgivne marker ændrede sig til lysåben natur, og fandt at udviklingen er blevet vanskelig på marker, der har modtaget kunstgødning, idet næringsstoffindholdet i jorden medvirker til at fremme nogle få arter, som via deres evne til kraftig vækst kan udnytte de høje næringsstoffniveauer og derved bliver dominerende, sandsynligvis i form af højstaudesamfund. Dette sås ved at sandsynligheden for at opgivne marker udviklede sig til lysåben natur aftog fra en sandsynlighed på 80 % i perioden fra 1874 – 1949 til 5 % i perioden fra 1970 til 2000. Årsagen formodes først og fremmest at være næringsstoffer, der fremmer konkurrencesterke arter, men også at jordens frøpulje er gået tabt på grund af bl.a. herbicidforbrug gennem flere års opdyrkning.

Schuldt et al. (2019) har på baggrund af flere års undersøgelser i eksperimentelle græsmarks- og skovøkosystemer vist at der er en entydig positiv sammenhæng mellem floristisk artsrigdom og artsrigdommen af en række funktionelle grupper af leddyr. Tendensen forstærkes med en stigning i økosystemernes strukturelle og funktionelle diversitet. Sammenhængen mellem floristisk diversitet og andre artsgrupper er for nylig blevet bekræftet af Brunbjerg et al., (2018), der i Biowide, en dansk landsdækkende analyse på en lang række naturtyper og artsgrupper viste, at planternes artsrigdom giver en stærk forudsigtelse af mange artsgruppers artsrigdom. Spørgsmålet er dog, i hvilken grad dette gælder, hvis der ses på et enkelt økosystem, med den artsvariation, der er i dette. Således fandt Beugnon et al. (2019) i et eksperimentelt etableret græsmark, at antallet af plantearter ikke havde nogen signifikant effekt på jordbundsfaunaen. Hverken på

artsantal eller antal tæthed. Det gjaldt uanset, om der blev set på den totale jordbundsfauna eller på dele af den. Derimod viste modeller baseret på planternes funktionelle egenskaber (traits) sig at være bedre til at forudsige tilstedeværelsen af nogle grupper af jordbundsdyr.

Meget forsimplet betyder det, at jo flere plantearter et virkemiddel resulterer i, vil det alt andet lige være forventeligt, at der med et større antal af plantearter vil forekomme et større antal af arter fra andre artsgrupper. Dette er blandt andet en effekt af at de fleste, om ikke alle, plantearter har en række arter tilknyttet, som fx herbivore insekter, som igen tiltrækker andre arter. Herudover har faktorer som tid siden genopretning, arealets størrelse og heterogenitet, samt nærhed til natur betydning for, hvor stor biodiversitet et genoprettet område indeholder.

Alt andet lige vil den flora, der udvikler sig, sammen med både den fysiske og vegetationsmæssige heterogenitet derfor være en indikator for værdien af det udtagne lavbundsområde i forhold til natur og biodiversitet. Den floristiske sammensætning og økosystemets struktur og funktion vil kunne bruges til at vurdere områdets lighed med fugtige naturtyper på kulstofrig jordbund, medens den floristiske artsdiversitet kan bidrage til at vurdere, hvor mange dyrearter det udtagne område potentielt kan understøtte. På den baggrund er forventningen, at udviklingen af homogene artsfattige samfund eller ligefrem understøttelse af artsfattige plantesamfund efter udtagning vil have begrænset betydning for natur og biodiversitet, medens udviklingen af artsrige plantesamfund i kombination med høj strukturel og funktionel økosystemdiversitet vil have større betydning. Størst betydning for natur og biodiversitet vil der være ved udvikling af plantesamfund i mosaik i et samspil med hydrologi, jordbund og økosystemdannende arter, som er karakteristiske for en eller flere af de naturtyper, der trives på fugtige organiske jorder.

5.5.2 Tidligere vurderinger af virkemidler på lavbundsjord i forhold til effekt på biodiversitet

Dalgaard et al. (2018) vurderede på baggrund af udenlandske undersøgelser at lavskov på lavbundsjord med pil og poppel var positivt for biodiversiteten, medmindre placeringen lå på lavbundsgrunde i tilknytning til vandløb og søer. Vurderingen er ikke direkte relevant i forhold til vurderingen af paludikultur, som ikke inkluderer pil og poppel. Dalgaard et al. (2018) skriver således afsluttende i vurderingen af lavskov: "*På lavbundsgrunde vil etablering af græsningssenge være et bedre alternativ for biodiversiteten.*". Det vurderes yderligere af Dalgaard et al. (2018), at vandstandshævning på udtagne lavbundsgrunde vil være positivt for biodiversiteten, hvor det bemærkes, at effekten ikke kan kvantificeres på grund af, at der mangler undersøgelser af spørgsmålet. Dette bekræftes af Olesen et al. (2019), som vurderer, at vådlægning af tidligere dyrkede lavbundsgrunde vurderes positivt for biodiversitet, men størrelsen af effekten vurderes ikke.

Når arealerne udlægges til naturformål, vil det have positive effekter på diversiteten af flora, fauna og funga, især når arealerne udlægges i tilknytning til eksisterende naturarealer (Natura 2000 og §3 områder) og forvaltes med naturudvikling som målsætning (Dalgaard et al. 2018). Disse effekter kan dog ikke opgøres kvantitativt, da der ikke findes undersøgelser af biodiversitetseffekterne ved udtagning af lavbundsgrunde.

I N-virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2020) indgik en række virkemidler i forhold til kvælstof, som også er blevet vurderet i forhold til sideeffekter på biodiversitet, heriblandt følgende fire virkemidler på lavbundsarealer i ådalen: etablering af vådområder, afbrydning af dræn, paludikultur og fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer. Blandt disse er "*afbrydning af dræn og paludikultur*" identiske med de beskyttelsesniveauer, der skal vurderes i nærværende vurdering af beskyttelsesniveauer ved udtagning af lavbundsgrunde.

5.5.3 Græssende dyr

Græssende dyr kan ved et let græsningstryk bevare eksisterende tørvejord, fordi jordbunden kan holdes våd, og i mindre grad bliver forstyrret, men brugen af arealet til produktion af kød og/eller mælk med høje dyretætheder begrænser dannelsen af ny tørvejord og nedbryder den eksisterende tørv (Morris et al. 2010). Anvendelse af arealerne til animalsk produktion vil betyde, at der fjernes næringsstoffer fra arealerne, men beregninger fra hedeområder viser at den mængde næringsstoffer, der fjernes ved animalsk produktion, er mindre end den mængde kvælstof, der i dag årligt tilføres ved atmosfærisk nedfald, som oftest markant mindre (Schmidt og Gundersen 2018). Ydermere er mængden meget lille i forhold til den mængde, der i form af organisk bundet kvælstof er ophobet i jordbunden gennem mange års dyrkning, som for en dyrkningsjord ligger mellem 3.500 og 12.000 kg/ha i de øverste 25 cm (SEGES 2017). Derfor vil dyrenes vigtigste funktion være at holde vegetationen lav og lysåben, således at den næringsberigede jordbund ikke fører til dominans af et begrænset antal arter af konkurrencestærke plantearter, som trives på den kunstigt næringsberigede jordbund.

På den baggrund er det sandsynligt at genforvildning med bl.a. kvæg og heste i kombination med aflukning af grøfter og dræen vil være den bedste og hurtigste måde at sikre, at tidligere dyrkede arealer opnår værdi for natur og biodiversitet. Hvor der er mulighed for dannelse af krat kan dette også være en løsning, der fremmer biodiversitet. Der mangler dog gode undersøgelser af dette under danske forhold, hvor genforvildning oftest er taget i anvendelse på arealer der allerede kan karakteriseres som natur.

Medicinering af de græssende dyr dog vil hæmme udviklingen af leddyr og svampe tilknyttet gødning. Medicinering med ormemedler vil, ved nærhed til akvatisk natur på grund af tilførsel med overfladeafstrømning, kunne udgøre en risiko for denne på grund af ormemedlernes høje toksicitet selv efter passage af dyrets tarm.

5.5.4 Jordbundsdyr

Ekstensivering af landbrug fører generelt til større populationer og diversitet af jordbundsdyr som følge af mindre jordbearbejdning (Demšar et al., 2006; Postma-Blaauw et al., 2012; Spurgeon et al., 2013). Det er dog ikke uden betydning, hvilken type skov der etableres og hvilke jordbundskaraktéristika denne medfører (Spurgeon et al., 2013). Normalt vil sandjord have mindre populationer end lerjord, men for våde habitater, betyder det mindre. Ved at sammenholde *trait* databasen BETSI (Hedde et al., 2012) og Edaphobase (Burkhardt et al., 2014) dataportalens danske Biowide springhaledata, der dækker 130 forskellige lokaliteter og 24 forskellige habitattyper efter EUNIS klassifikationssystemet, kan habitaterne beskrives mht. fordeling af størrelser på dyr og deres artsrigdom. Danske våde habitater som kær, moser, søbred osv. har typisk en springhalefauna med gennemsnitligt større arter, hvilket skyldes at de større springhaler kræver mere førne og vegetation end mindre dyr. De har en epigæisk livsform. Disse våde habitater er lavbundshabitater eller ligner dem, så man kan forvente at reetableringen af lavbundshabitater vil få samme dyresamfund.

Regnormesamfundet i sæsonvis oversvømmede arealer er kraftigt påvirket af denne vandmættede jord, men arter som grøn orm, *Allolobophora chlorotica*, bækorm, *Eiseniella tetraedra*, skov-regnorm, *Lumbricus rubellus*, blå orm, *Octolasion cyaneum*, og mælket orm, *Octolasion tyrtaeum*, kan klare sig vinteren over i vandmættet jord og er almindelige i sådanne naturligt oversvømmede arealer (Ausden et al., 2001). På græsningsarealer med årlig høj vandstand og med lysesiv kan regnormefaunaen være relativt artsrig med omkring 10 arter, men med en lav biomasse på omkring 40 g m⁻² (Jones et al., 2001) sammenlignet med danske kløver-græsmarker, der kan have omkring 200 g orm m⁻² (Krogh et al. subm.). Faunaen i vandmættet jord kan dog fortsat bidrage som føde til fugle og til jordbundsprocesser. Da ormene vil søge op fra

vandfyldt jord, som eksempelvis den epigæiske skov-regnorm gøre det (Zorn et al., 2008), vil de være tilgængelige som føde. Regnorme i våde enge og sæsonvis oversvømmede arealer (habitatstruktur) vil derfor fortsat have en funktion som fugleføde.

Hvis scenariet efter intensiv landbrugsdrift ved udtagning er en monokultur, kan der ikke forventes positive effekter på regnorme, på samme måde som for flerårige energiafgrøder (Lask et al., 2020).

5.5.5 Biodiversitetseffekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer

Vurderingen af effekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer er foretaget som en biologisk ekspertvurdering, da der ikke er fundet studier, som har undersøgt dette på lavbund. Baggrunden for de generelle biologiske vurderinger er beskrevet i indledningen. Vurderingerne er af samme årsag kvalitative.

Det er i vurderingerne antaget, at der inden udtagning har været et simpelt sædskifte med årlig jordbehandling, gødskning og pesticidanvendelse f.eks. med skiftende vinterafgrøder og eventuelt også forårsafgrøder. Vurderingen tager udgangspunkt i en sammenligning mellem resultatet efter en lang periode, op til 50 år. Derfor vil scenarier der indeholder en form for årlig høst eller anden homogenisering score ret lavt, medens scenarier der tillader at der udvikles mere heterogene arealer vil score højere.

Der er i lighed med vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus 3 er meget dårligere biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal med jordbehandling, og +1 er en forventning om lidt bedre biodiversitet end udgangspunktet, +2 er bedre biodiversitet end udgangspunktet, og +3 er meget bedre biodiversitet end udgangspunktet. Ved 0 forventes ingen signifikant målbar ændring i forhold til udgangspunktet før udtagningen. I praksis er der ikke nogle af beskyttelsesniveauerne der medfører en negativ biodiversitetspåvirkning relativt til situationen før udtagningen.

Arealet af det enkelte beskyttelsesniveau/scenarie vil have betydning for den overordnede vurdering af biodiversitetseffekter. Der er dog ikke fundet viden om det forventede arealmæssige omfang af de enkelte beskyttelsesniveauer. Eriksen et al. (2020) anvendte en samlet score for biodiversitet ved en simpel addition af scorerne for de enkelte biodiversitetseffekter. I nærværende behandling er dette undladt, da der kan være en risiko for at begå uønskede fejl ved at addere biodiversitetseffekter på tværs af artsgrupper (Damgaard et al. 2019).

I det omfang det udtagne areal bruges til andre formål end biodiversitet, vil det have betydning for den biodiversitet, der kan være på arealet. Dette gælder fx hvis arealet anvendes til biomasseproduktion, kødproduktion eller honningproduktion mv. Sådanne scenarier indgår dog ikke i de udvalgte beskyttelsesniveauer og nærværende vurdering.

I vurderingerne af biodiversitetseffekter er medtaget regnorme, jordbundsinsekter, mikrolededyr, enkytræer, tokimbladede urter, graminoider, træer og buske, biller, bier, sommerfugle og svirrefluer. Fugle og pattedyr er ikke medtaget i vurderingerne, da forventningen er at biodiversitetseffekter på fugle og pattedyr alligevel vil være afledt af de niveauer, der allerede indgår. Således forventes det at positive effekter på planter og leddyr mv. i et vist omfang vil forplante sig til fugle og pattedyr.

5.5.6 Beskrivelse af scenarierne i forhold til biodiversitet

Bedømmelsen af virkningen på biodiversitet i de følgende scenarier er samlet i Tabel 5.5 og gennemgået for hvert scenarie i kapitel 5.5.6.1 til 5.5.6.12.

Tabel 5.76 Biodiversitetsvurdering for de 12 scenarier. Biodiversitetsvurdering. Der er i lighed med vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus 3 er meget dårligere biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal med jordbehandling, og +1 er en forventning om lidt bedre biodiversitet end udgangspunktet, +2 er bedre biodiversitet end udgangspunktet, og +3 er meget bedre biodiversitet end udgangspunktet. Ved 0 forventes ingen signifikant målbar ændring i forhold til udgangspunktet før udtagningen.

Kode	A1	A2	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	D1	D2
Beskyttelsesniveau	Jordbearbejdning ophører og omlægning til vedvarende græs		Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter						Paludikultur		Vådområde	
Næringstilstand før udtagning	Høj	Høj	Høj	Høj	Lav	Høj	Høj	Lav	Høj	Høj	Høj	Lav
Næringstilstand efter udtagning	Høj	Faldende	Høj	Faldende	Lav	Høj	Faldende	Lav	Høj	Høj	Faldende	Lav
Grundvandsstand start udtagning	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	30-50	30-50	30-50	0-30	0-30	0-30	0-30
Grundvandsstand i årene efter udtagning	Svagt varierende	Svagt varierende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Konstant	Svagt varierende	Svagt varierende	Svagt varierende
Beskrivelse	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning Høst af biomasse	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning Høst af biomasse	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning Høst af biomasse	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning	Pumpning af vand. m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse.	m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse. Nærings-	Høst af biomasse	m/u afgræsning
Regnorme	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	2-3
Jordbundsinsekter	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2-3
Mikroled dyr	1	1-2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2-3
Enkyltræer	1	1-2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	2-3
Tokimbladede urter	0	0	0	1	0-1	0	1	1-2	0-1	0-2	2	1-3
Graminoider (græs, halvgæs, siv)	1	1	1	1	1	0-1	1	1-2	0-1	0-2	2	1-3
Træer og buske	0	0	0	0		0	0	0-1	0	0	0	1-3
Biller	1	1	1	1	1	1	1	1-2	0-1	0-1	2	2-3
Bier	0	0	0	0	0-1	0-1	0-1	1-2	0-1	0-1	0-1	1-3
Sommerfugle	0	0	0	0	0-1	0	0-1	1-2	0	0	0-1	0-3
Svirrefluer	0	0	0	0	0-1	0	1	1-2	1-2	1-2	0-2	1-3

5.5.6.1 Scenarie A1

Den vigtigste egenskab ved scenarie A1 i forhold til udgangspunktet er at jordbearbejdning ophører. Omlægning til vedvarende græs kan også være positivt i forhold til afgrøde med jordbehandling og høst. Fokus på produktion ved afgræsning eller høst af biomasse, af hvad der forventes at være højproduktive græsser på en næringsrig jordbund, vil ikke være fremmede for biodiversitet generelt. Muligheden for fortsat gødskning vil være en hindring for at der på sigt udvikles en forbedring af biodiversiteten på arealet. I det tilfælde der ikke tilføres gødning, vil der via den biomasse der fjernes over tid kunne ske en forbedring af biodiversiteten ved udpining. Dette vil dog afhænge af mængden af næringsstoffer, der tilføres fra luften, ved overfladeafstrømning og med næringsrigt overfladenært grundvand. Ophør af jordbehandling vil være positivt for jordbundsfaunaen og insekter som løbebiller og edderkopper der lever på jordoverfladen.

5.5.6.2 Scenarie A2

Den vigtigste egenskab ved scenarie A2 i forhold til udgangspunktet er at jordbearbejdning ophører. Omlægning til vedvarende græs kan også være positivt i forhold til enårig afgrøde med jordbehandling og høst. Fokus på produktion ved afgræsning eller høst af biomasse af hvad der forventes at være højproduktive græsser på en næringsrig jordbund vil ikke være fremmede for biodiversitet generelt. Ophør af gødskning vil medføre at der på sigt udvikles en forbedring af biodiversiteten på arealet. Når der ikke tilføres gødning, vil der via den biomasse, der fjernes, over tid kunne ske en forbedring af biodiversiteten ved udpining. Hvor hurtigt dette sker, afhænger blandt andet af nærhed til naturarealer med en artssammensætning, der vil kunne kolonisere området, idet det må forventes at den lokale frøpulje stort set er udtømt som følge af tidligere jordbehandling, gødskning og pesticidanvendelse. Graden af udpining vil dog også afhænge af mængden af næringsstoffer, der tilføres fra luften, ved overfladeafstrømning og med næringsrigt overfladenært grundvand. Ophøret med jordbehandling vil være positivt for jordfaunaen og for insekter som løbebiller og edderkopper, der lever på jordoverfladen.

5.5.6.3 Scenarie B1

I scenarie B1 vil der ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør af jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen. Den stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før og efter udtagning gøre, at der vil udvikle sig et plantesamfund med produktive arter som tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil, afhængigt af årstiden, kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre arter. Dette vil fortrinsvis være græsser som tåler høst. Græsning vil give en mere varieret vegetation, idet der med tiden vil indfinde sig højproduktive arter som dyrene ikke græsser så hårdt på grund af indhold af forsvarsstoffer eller fordi arterne har torne eller lignede fysisk forsvar. Tilførsel af næringsstoffer med gødskning eller fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil medvirke til at holde det udtagne areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel for jordbundsfaunaen og overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning.

5.5.6.4 Scenarie B2

I scenarie B2 vil der lige som i B1 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen. Den stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før udtagning gøre, at der umiddelbart efter udtag vil udvikle sig et plantesamfund med produktive arter som tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre høsttolerante arter. Ophøret med gødskning vil afhængigt af størrelsen af tilførsel af

næringsstoffer fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne kunne bevirke, at arealet udvikler sig i en mere næringsfattig retning der er positiv for biodiversiteten. Høsten af biomasse er med til at homogenisere arealet hvilket er ugunstigt for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel for jordbundsfaunaen, løbebiller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning.

5.5.6.5 Scenarie B3

I scenarie B3 vil der lige som i B1 og B2 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør af jordbehandling vil sikre at der sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen og nogle billegrupper. Den stigende vandstand vil sammen med at der ikke gødskes, den lave næringstilstand før og efter udtagning, gøre at der efter udtagningen vil udvikle sig et plantesamfund med arter som trives ved lave næringsstofniveauer og har mulighed for at sprede sig til området. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af høsttolerante arter, fortrinsvis græsser. Uden høst vil der være mulighed for etablering af egentlige lavbundsarter som fx lysesiv, som vil kunne blive dominerende. Lysesiv vil også kunne blive dominerende ved afgræsning, da der er mange dyr som kun i ringe grad græsser på lysesiv. Størrelsen af tilførsel af næringsstoffer fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil have betydning for om og hvor hurtigt arealet udvikler sig i en næringsfattig retning der er positiv for biodiversiteten. Høsten af biomasse er med til at homogenisere arealet hvilket er ugunstigt for biodiversiteten. Derfor vil undladelse af høst være en fordel for arealets biodiversitet, en virkning der kan forstærkes af at arealet afgræsses på en måde der er tilpasset arealets størrelse og artssammensætning.

5.5.6.6 Scenarie B4

I scenarie B4 vil der ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen. Den i udgangspunktet relativt høje grundvandsstand med stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før og efter udtagning gøre, at der vil udvikle sig et plantesamfund med produktive vådbundsarter som tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre plantearter. Dette vil fortrinsvis være græsser som tåler høst. Græsning vil give en mere varieret vegetation idet der med tiden vil indfinde sig højproduktive arter, som dyrene ikke græsser så hårdt, på grund af indhold af forsvarsstoffer eller fordi arterne har torne eller lignede fysisk forsvar, fx kær-tidsel. Tilførsel af næringsstoffer med gødskning eller fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil medvirke til at holde det udtagne areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel for jordbundsfaunaen, samt overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning, dette vil specielt være tilfældet hvor der er mulighed for indvandring fra egentlig naturarealer på våd bund i nærheden.

5.5.6.7 Scenarie B5

I scenarie B5 vil der i lighed med scenarie B4 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen. Den i udgangspunktet relativt høje grundvandsstand med stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før, men faldende efter udtagning gøre, at der vil udvikle sig et plantesamfund med i starten produktive vådbundsarter som tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre arter. Dette vil fortrinsvis være græsser som tåler høst. Den kontinuerte høst vil forårsage en homogenisering både af vegetationens artssammensætning og af jordbundsstrukturer. Eventuel tilførsel af næringsstoffer med fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil yderligere bidrage til at holde det

udtagne areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel for jordbundsfaunaen og nogle overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning, dette vil specielt være tilfældet hvor der er mulighed for indvandring fra egentlig naturarealer på våd bund i nærheden.

5.5.6.8 Scenarie B6

Scenarie B6 er med lav næringsstofftilstand, uden jordbearbejdning og med en i udgangspunktet relativt og stigende grundvandsstand et godt udgangspunkt for udvikling af biodiversitet. Dette skyldes, at ophør med jordbearbejdning sammen med den lave næringsstof-tilstand giver et godt udgangspunkt for både jordbundsdyr, overfladelevende leddyr som biller og en variabel flora tilpasset den lave næringsstilstand. Vigtigt for arealets udvikling efter udtagning vil være nærhed til fugtige lavbundsområder i god naturtilstand, hvorfra arter kan sprede sig til det udtagne område. Uden nærhed til lignende naturområder vil det tage lang tid for området at udvikle en karakteristisk lavbundsdiversitet, da det ikke er forventeligt at området selv kan levere arterne efter at have været drevet landbrugsmæssigt med jordbehandling, gødskning og pesticider.

5.5.6.9 Scenarie C1

I scenarie C1 er der tale om en intensiv produktiv kultur af vådbundsarter med sigte på biomasseproduktion. Arealet vil også efter udtagning have en høj næringstilstand enten som følge af gødskning eller som tilførsel via drænvand. Tilførslen af næringsstoffer og den maskinelle høst af arter som dunhammer og tagrør vil medføre, at området bliver meget homogent og ikke vil være egnet som levested for en betydelig biodiversitet. Dog vil ophør af jordbehandling give mulighed for, at en vådbundstilknyttet jordfauna kan udvikles, lige som overfladelevende leddyr som løbebiller og edderkopper vil kunne trives. Derudover kan området i perioder fungere som habitat for en række fugle og pattedyr. Den høje og konstante grundvandsstand kan også på de fugtigste steder give grundlag for en akvatisk leddyrfauna tilknyttet eutrofe forhold, fx myg og svirrefluer.

5.5.6.10 Scenarie C2

I scenarie C2 er der ligesom i scenarie C1 tale om en intensiv produktiv kultur af vådbundsarter med sigte på biomasseproduktion. Arealet vil også efter udtagning have en høj næringstilstand enten som følge af gødskning eller som tilførsel via drænvand. Tilførslen af næringsstoffer og den maskinelle høst af arter som dunhammer og tagrør medfører at området bliver meget homogent og ikke vil være egnet som levested for en betydelig biodiversitet. Dog vil ophøret af jordbehandling give mulighed for at en vådbundstilknyttet jordfauna kan udvikles, lige som overfladelevende leddyr vil kunne trives. Derudover kan området i perioder fungere som habitat for fugle og pattedyr. Den høje og svagt varierende grundvandsstand kan på de fugtigste steder give grundlag for en akvatisk leddyrfauna tilknyttet eutrofe forhold, fx myg og svirrefluer.

5.5.6.11 Scenarie D1

Scenarie D1 er et egentligt vådbundsområde med en i udgangspunktet høj grundvandsstand, som kan variere lidt over tid. Det i udgangspunktet høje niveau af næringsstoffer vil være faldende på grund af, at der høstes biomasse, hvilket er positivt og over tid vil ændre området til en mere næringsfattig tilstand. Specielt hvis der ikke tilføres næringsstoffer med drænvand eller på anden måde. Høsten af biomasse er dog også en negativ faktor, idet den medvirker til at homogenisere området, og gør det umuligt for en række af arter, der ikke tåler slåning at indvandre. Slåning vil også bidrage til en høj dækning af græsser som tåler slåning, hvilket gør området mindre attraktivt for bestøvende insekter som sommerfugle, bier og svirefluer.

5.5.6.12 Scenarie D2

Scenarie D2 med lav næringstilstand, mulighed for græsning, og uden maskinel høst giver et godt udgangspunkt for at en karakteristisk biodiversitet kan etableres over tid. Nærhed til egentlige lavbundsområder vil være afgørende for hvor hurtigt arealet kan udvikle sig til natur i god tilstand, men forudsætningerne er til stede. Græsningstrykket og græsningsmønstret er vigtigt for hvilke grupper, der trives bedst.

5.5.7 Konklusioner

Ingen af tiltagene med hævnning af grundvandsspejlet er negative for biodiversiteten, set i forhold til udgangspunktet dyrket landbrugsjord med jordbehandling. I forhold til den natur og biodiversitetsmæssige værdi af uberørte naturområder på tørveholdig lavbundsjord vurderes det, at flertallet af tiltagene har lille biodiversitetsmæssig værdi.

Dette skyldes at:

- Der i jorden vil være en pulje af næringsstoffer, der gør det vanskeligt for de for naturtypen karakteristiske arter at klare sig i konkurrencen med mere næringskrævende arter.
- De mange år med dyrkning har fjernet området så meget fra sit naturlige udgangspunkt, at det vil være vanskeligt for de for naturtypen karakteristiske arter at indvandre og klare sig.
- Den frøbank som skulle give grundlag for etablering af de karakteristiske plantearter er udtømt pga. anvendelse af mekanisk og/eller kemisk ukrudtsbekæmpelse.

På den positive side hører at:

- Jordbehandling vil ophøre i alle scenarier, hvilket særligt vil være godt for jordbundens fauna og overfladelevende leddyr som biller og edderkopper.
- I flere af scenarierne indgår græsning, hvilket vil holde vegetationen lav og lysåben, hvilket igen giver mulighed for etablering af flere plantearter. Græsning giver også variation i vegetationsdækket og jordens kompakthed. Ydermere vil gødning fra de græssende dyr udgøre en ressource for insekter og svampe, der lever på og af gødning, specielt hvis dyrene ikke medicineres.
- Etablering af vådområder har i forhold til de øvrige beskyttelsesniveauer den største værdi for natur og biodiversitet. På grund af jordens næringstilstand vil græsning være et tiltag, der vil bidrage til at holde naturen lysåben. Hvis der ikke græsses, vil der over tid ske udvikling af krat, skov eller sumpskov sandsynligvis med dominans af rød-el eller birk.

Det skal understreges, at vurderingerne overvejende beror på almen biologisk viden, som i korte træk er gengivet i starten af kapitlet i afsnittet "basis for biodiversitet". Årsagen er, at der ikke er fundet undersøgelser af biodiversitetseffekterne af udtagningscenarierne. Derfor kan man konkludere at der er videnshuller i forhold til vurdering af biodiversitetseffekter ved udtagning af lavbundsjord.

5.5.8 Referencer

Ausden M, Sutherland WJ, James R. 2001. The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38, 320-338.

Beugnon R, Steinauer K, Barnes AD, Ebeling A, Roscher C, Eisenauer N. 2019 Plant functional traits identity and diversity effects on soil meso- and macrofauna in an experimental grassland, *Advances in Ecological Research* 61: 163 – 183.

Blake R, Foster GN, Fisher GEJ, Ligertwood GL. 1996. Effects of management practices on the carabid fauna of newly established wildflower meadows in Scotland. *Annales Zoologici Fennici*, 33, 139-147

Brunbjerg AK, Bruun HH, Dalby L, Fløjgaard C, Frøslev TG, Høye TT, Goldberg I, Læssøe T, Hansen MDD, Brøndum L, Skipper L, Fog K, Ejrnæs R. 2018. Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution* 9, 2372-2382.

Burkhardt U, Russell D, Decker P, Döhler M, Höfer H, Lesch S, Rick S, Römbke J, Trog C, Vorwald J. 2014. The Edaphobase project of GBIF-Germany—A new online soil-zoological data warehouse. *Applied Soil Ecology* 83, 3-12.

Dalgaard T, Andersen HE, Blicher-Mathiesen G, Hansen EM, Heckrath GJ, Hoffmann CC, Kristensen, T, Krogh PH, Odgaard MV, Olesen JE, Pedersen BF, Petersen SO, Ptak EN, Rubæk GH, Strandberg B, Strandberg MT, Thomsen IK. 2018. Hvilken effekt har CAP13+ reformen haft på næringsstoffer, klima og biodiversitet? Rapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet. 06.07.2018

Damgaard C, Strandberg M, Kjær C, Sørensen PB. 2019. Use "risk of system failure" rather than additive aggregation methods of indicators when assessing habitat quality. *Ecological Indicators* 107: 105564. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105564>

Demšar D, Džeroski S, Larsen T, Struyf J, Axelsen J, Pedersen MB, Krogh PH. 2006. Using multi-objective classification to model communities of soil microarthropods. *Ecological Modelling* 191, 131-143.

Ejrnæs R, Liira J, Poulsen RS, Nygaard B. (2008) When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland? *Environmental Management* 42:707-716. doi:10.1007/s00267-008-9183-6

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

Forup ML, Memmott J. 2005. The restoration of plant-pollinator interactions in hay meadows. *Restoration Ecology*, 13, 265-274

Hedde M, Pey B, Auclerc A, Capowiez Y, Cluzeau D, Cortet J, Decaëns T, Deharveng L, Dubs F, Joimel S, Guernion M, Grumiaux F, Laporte M-A, Nahmani J, Pasquet, Pelosi C, Pernin C, Ponge JF, Salmon S, Santoro L. 2012. BETSI, a complete framework for studying soil invertebrate functional traits. 16th International Colloquium on Soil Zoology, Curitiba, Brazil.

Jones HD, Santoro G, Boag B, Neilson R. 2001. The diversity of earthworms in 200 Scottish fields and the possible effect of New Zealand land flatworms (*Arthurdendyus triangulatus*) on earthworm populations. *Annals of Applied Biology* 139, 75-92.

- Krogh PH, Lamandé M, Holmstrup M, Eriksen J. subm. Earthworm burrow number and vertical distribution interact with the crop sequence of a grass-clover rotation system.
- Lask J, Magenau E, Ferrarini A, Kiesel A, Wagner M, Lewandowski I. 2020. Perennial rhizomatous grasses: Can they really increase species richness and abundance in arable land?—A meta-analysis. *GCB Bioenergy* 12, 968-978.
- Morris J, Graves A, Angus A, Hess T, Lawson C, Camino M, Truckell I, Holman I. 2010. Restoration of Low-land Peatland in England and Impacts on Food Production and Security. Report to Natural England. Cranfield University, Bedford.
- Nichols RN, Goulson D, Holland JM. 2019. The best wildflowers for wild bees. *Journal of Insect Conservation* 23: 819-830. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00180-8>
- Olesen JE, Greve MH, Elsgaard L, Lærke PE, Dalgaard T. 2019. CAP2020 analyse om muligheder for beskyttelse af tørvejorde. Notat fra DCA. https://pure.au.dk/portal/files/151742575/CAP2020_T_rvejord_april_2019.pdf
- Postma-Blaauw MB, de Goede RGM., Bloem J, Faber JH, Brussaard L. 2012. Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology* 57, 39-49.
- Scherber C, Eisenhauer N, Weisser WW et al. 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *NATURE* 468, 553-556
- Schmidt IK, Gundersen P. 2018: Kvælstoffjernelse ved naturpleje – Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. 39 s. ill.
- Schuldt A, Ebeling A, Kunz M, Staab M, Guimarães-Steinicke C, Bachmann D, Buchmann N, Durka W, Fichtner A, Fornoff F, Härdtle W, Hertzog LR, Klein A-M, Roscher C, Schaller J, von Oheimb G, Weigelt A, Weisser W, Wirth C, ... Eisenhauer N. 2019. Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature Communication*, 10, 1460. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8>
- Spurgeon DJ, Keith AM, Schmidt O, Lammertsma DR, Faber JH. 2013. Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *BMC Ecology* 13, 46.
- SEGES (2017). Fakta om kvælstof i landbruget og vandmiljøet. 32 s.
- Wakeham-Dawson A, Aebischer NJ. 1998 Factors determining winter densities of birds on environmentally sensitive area arable reversion grassland in southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 70, 189-201
- Warzecha D, Diekötter T, Wolters V, Jauker F. 2018. Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1): 32-41. <https://doi.org/10.1111/icad.12264>
- Zorn MI, Van Gestel CAM, Morrien E, Wagenaar M, Eijsackers H. 2008. Flooding responses of three earthworm species, *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus rubellus*, in a laboratory-controlled environment. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 587-593.

6 Barrierer for indsatser

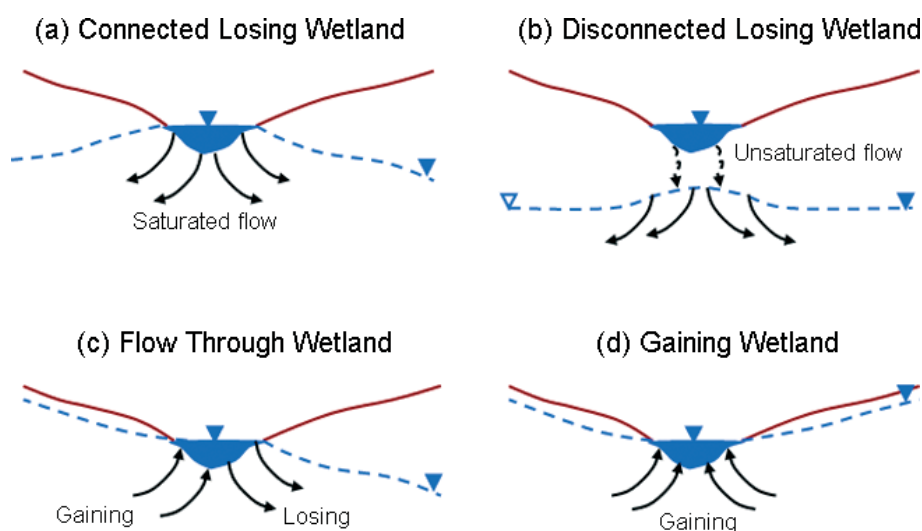
Af Bo V. Iversen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Esben Munk Sørensen, Institut for Planlægning, Aalborg Universitet; Carl Chr. Hoffmann Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af Finn Plauborg, AU

I forbindelse med udtagning af lavbundsjord kan der opstå en række komplikationer, der kan hindre eller forsinke processen. De mest betydningsfulde barrierer er forsøgt forklaret i nedenstående, hvor der både er fokus på forhold og processer på selve landbundsarealet såvel som den omgivne højbund. Nogle barrierer eller sideeffekter er ikke beskrevet, da de vurderes at være ubetydelige eller, at der ikke forfindes tilstrækkelig dokumentation af omfanget eller, at det ikke er muligt at kvantificere effekten eller at komme med forslag til, hvordan den nødvendige viden evt. kan tilvejebringes. Dette kan eksempelvis være forhold såsom berørte landbrugsbedrifters udfordringer i forbindelse med de gældende harmonikrav, eventuelle ændringer i artsmangfoldigheden ved vådlægning af græsarealer eller risiko for opkoncentration af pestider i overrislede områder. En vigtig barriere, risikoen for udvaskning af fosfor ved vådlægning, er kun behandlet perifert, da den er udførligt beskrevet andetsteds i syntesen.

6.1 Konsekvenser på højbunden ved vådlægning af lavbundsajorden

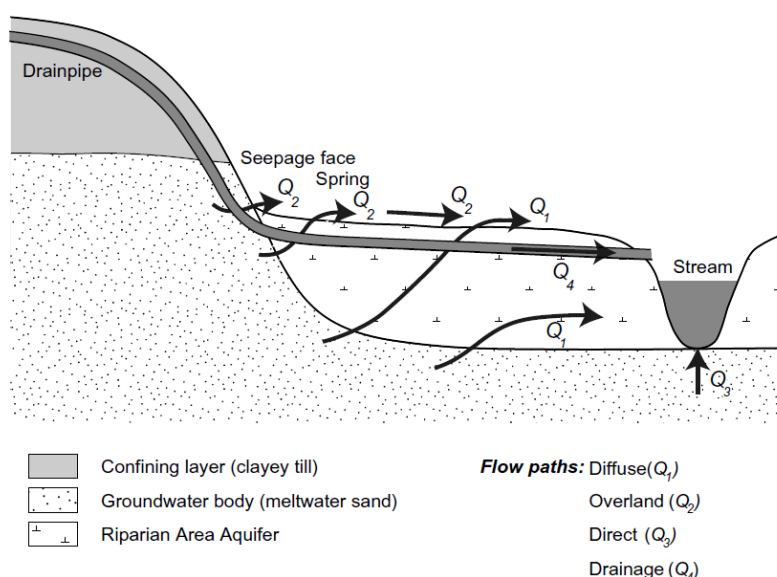
Ved en vådlægning af lavbundsajorden vil der ske en hævnning af vandstanden i det nyetablerede område. En hævnning af vandstanden i selve lavbundsområdet vil naturligt påvirke grundvandsstanden i mere eller mindre grad, også uden for vådområdet specielt på den tilstødende højbund, der grænser op til lavbundsarealet. Højebunden vil risikere at blive udsat for en forringelse af jordens naturlige dræningstilstand med dertil følgende ulemper i relation til en intensiv landbrugsdrift. Der eksisterer ikke undersøgelser, der beskriver problemstillingen på et nationalt niveau, men der eksisterer en række nationale kortlægninger, der med fordel vil kunne anvendes til en forståelse af problemets omfang.



Figur 6.1 Konceptuel fremstilling af strømning til og fra et vådområde. a) grundvandsstilsuttet, tabende, b) grundvandsafkoblet, tabende, c) grundvandsgennemstrømmende, og d) grundvandsstilsuttet, indstrømmende (Jolly et al., 2008).

6.2 Karakterisering af overfladevand-grundvands-interaktioner i vådområder

Karakteriseringen af interaktionen mellem grundvandet fra omgivende opland og overfladevandet i selve vådområdet kan inddeles i forskellige konceptuelle strømningsscenarier (Jolly et al., 2008). Som udgangspunkt kan strømningskarakteriseringen inddeles i fire forskellige typer afhængigt af om vådområdet er forbundet med grundvandsmagasinet eller ej og om vådområdet grundlæggende mister vand til grundvandet eller om det er født af grundvand. Der skelnes mellem a) grundvandstilsluttede vådområder, der taber vand til det omgivende grundvandsmagasin, b) grundvandsafkoblede vådområder, der mister vand til grundvandsmagasinet, c) vandgennemstrømmende vådområder med forbindelse til grundvandet samt d) vådområder med kontakt til grundvandsmagasinet, hvor der samtidig sker en generel grundvandsindstrømning til vådområdet (Fig. 6.1). Alle typer vådområder er til stede i Danmark, men det mest almindelige type vurderes at være type d) (vådområde med kontakt til grundvandsmagasin). det er herunder vigtigt at påpege, at sådanne grundvandsmagasiner kan være både primære (regionale), sekundære eller tertiære (mindre, og nogle endda visse ekstremt tørre år ikke-mættede).



Figur 6.2 Konceptuel fremstilling af mulige strømningsretninger fra højbundsjorden gennem lavbundsjorden til vandløbet (Dahl et al., 2007).

Dynamikken mellem overfladevand og grundvandet kan forklares ud fra de relative forskelle i trykniveauerne mellem den omgivende mineraljord og selve tørvejorden i kombination med sedimenternes hydrauliske egenskaber (Wu et al., 2020). Vandstrømningen gennem ådalen fra højbundsjorden gennem lavbundssedimentet til vandløbet kan ske via forskellige transportveje (Fig. 6.2). Enten som diffus strømning gennem lavbundssedimentet (Q_1) infiltrerende i selve sedimentet eller lejlighedsvis også som overfladestrømning (Q_2), hvor vandet strømmer ud fra overgangen mellem lavbunden og højbunden enten naturligt eller fra overskårne drænrør. Vandet kan også strømme direkte op gennem vandløbsbunden (Q_3) eller strømme via gravede grøfter eller drænrør i lavbundssedimentet (Q_4).

Forskellige faktorer vil styre vandets strømningsveje i løbet af året. Disse vil variere i relation til det klimatiske input (nedbør, fordampning, etc.) samt jorden hydrauliske egenskaber. Processerne vil også være påvirket

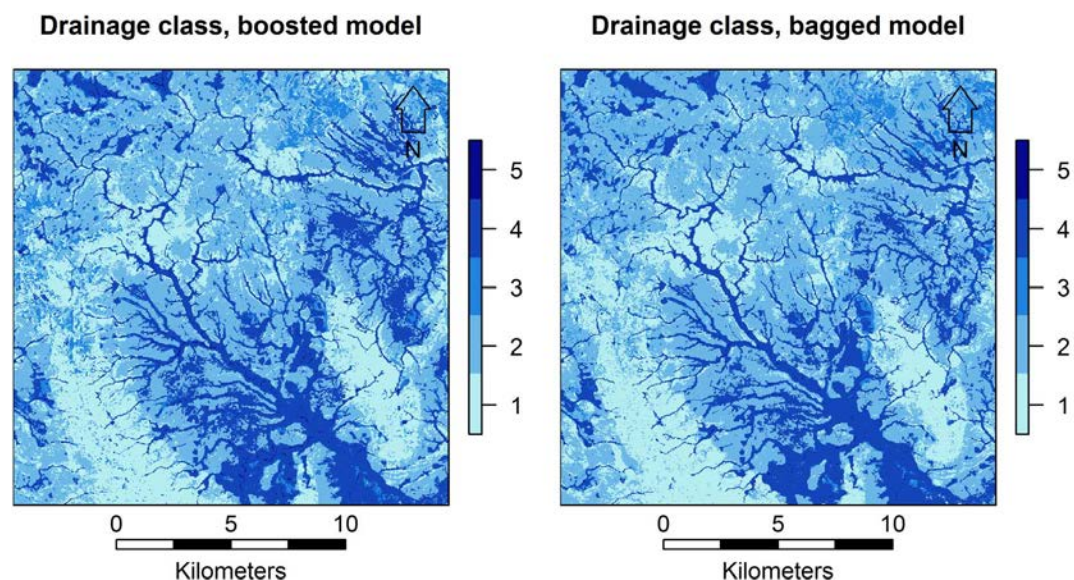
af arealforvaltningen både i lavbundsområdet og på den tilstødende højbund. Her tænkes på faktorer såsom grødeskæring, vandløbsudretning, vegetation, dræning og dens effektivitet samt højbundens hældning og naturlige dræncapacitet. En forsinket dræning fra højbundsarealet vil resultere i periodevise oversvømmelser, der vil være til gene for landbrugsdriften på arealet.

6.3 Identifikation af arealer med forringede drænforhold

En hævnning af vandstanden i lavbundsjorden vil i de fleste tilfælde medføre en tilsvarende hævnning af grundvandsstanden på den omgivende højbundsjord (jvf. Fig. 6.1d). Afledning af vand fra højbunden vil dog være bestemt af de ovenfor nævnte faktorer, som bør identificeres for at kunne udpege områder med forøget risiko for oversvømmelse i forbindelse med en vådlægning af lavbundsarealer. Der eksisterer ikke en egentlig kortlægning af disse områder, men nogle af enkeltfaktorerne er derimod kortlagte.

6.3.1 Jordens naturlige dræningstilstand

Dræning af jorden vil til dels være bestemt af dens naturlige dræningstilstand. En naturlig dårligt drænet lavbundsjord vil som oftest være drænet med nedgravede drænrør og/eller grøfter, der vil afhjælpe jorden dårlige naturlige dræningstilstand. I Danmark er jordens naturlige dræningstilstand inddelt i fem klasser baseret på jordens morfologiske karakteristika (Breuning-Madsen and Jensen, 2009). På baggrund af en database med 1135 punktobservationer af jordens naturlige dræningsklasser udførte Møller et al. (2019) ved anvendelse af et statistisk beslutningstræsystem en national kortlægning af jordens naturlige dræningsklasser. Fremstillingen af kortet var baseret på input fra de mest betydende faktorer såsom geologi, arealanvendelse, topografi, jordens lerindhold samt kortlagte vådområder. Et udsnit af det udarbejdede kort kan ses på Figur 6.3, hvor der er anvendt to forskellige beslutningstræsystemer ("boosted" og "bagged").



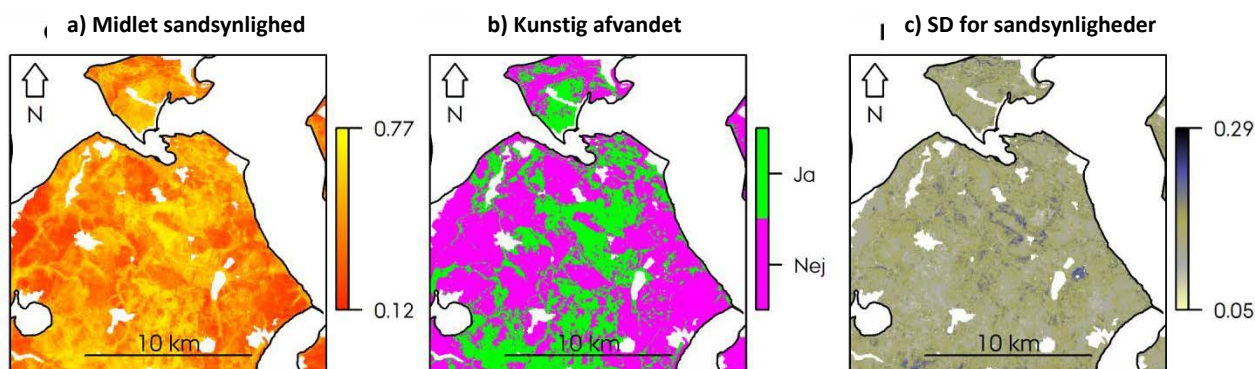
Figur 6.3 Eksempel på kort over jordens naturlige dræningsklasser fra et kortudsnit fra Nordjylland med anvendelse af to forskellige statistiske teknikker. Dræningsklasse 5 er den dårligst drænede klasse (efter Møller et al., 2019).

Jorden i selve landbundsområdet har typisk en høj naturlig dræningsklasse (dårlig naturlig dræning), der i høj grad er bestemt af et stort bidrag af indstrømmende regionalt grundvand. En tilstødende højbundsjord

med en dårlig naturlig dræning vil med en stor sandsynlighed være forholdsvis påvirket af en vandstandsstigning i lavbundsområdet. En sådan jord vil, hvis den dyrkes intensivt, normalt være kunstigt drænet med nedgravede drænrør. Drænsystemer i kulstofrig har en begrænset levetid på ca. 40 år før end sætning og mineralisering af det organiske stof kræver, at der drænes i en ny, lavere kote. (se fx opsummering i Kronvang et al., 2013)

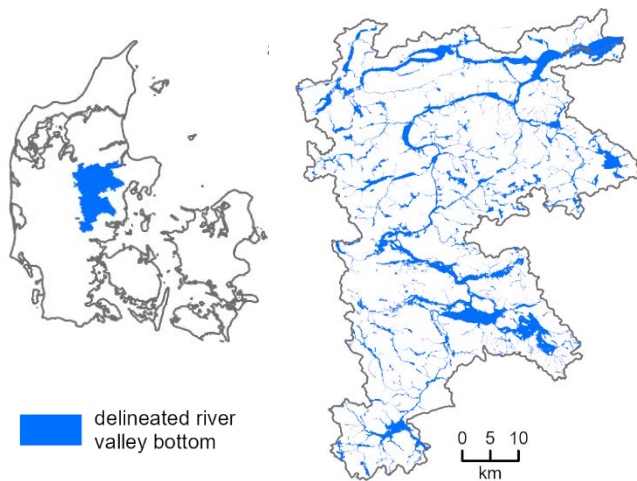
6.3.2 Sandsynlighed for dræning

I stil med kortlægningen af jordens naturlige dræningstilstand er der ligeledes udarbejdet nationale kort over sandsynligheden for om jorden er drænet (Møller et al., 2018a; Møller et al., 2018b). Dette kort er udarbejdet ved anvendelse af forskellige statistiske maskinlæringsmetoder. De anvendte datasæt baserer sig på kendte observationer fra kortlægningen af drænedede arealer (Olesen, 2009; Orbicon, 2015; Skriver and Hedegård, 1973). Den statistiske analyse viste, at faktorer såsom jordens indhold af ler, mængden af nedbør, georegion og geologi havde stor indflydelse på prædiktionen af om et område er kunstigt afvandet eller ej. Figur 6.4a er et kortudsnit fra Nordsalling, der viser sandsynligheden for, at jorden er kunstigt afvandet. Figur 6.4b viser om jorden er kunstigt afvandet eller ej (sandsynlighed større end 50 %). Usikkerheden på prædiktionen (standardafvigelsen) er vist i Figur 6.4c.



Figur 6.4 Udsnit af Nordsalling, der viser resultatet af kortlægningen af om et område forventes at være kunstigt afvandet eller ej. a) Sandsynlighed for kunstig dræning, b) drænet eller ej (sandsynlighed > 50 %, c) standardafvigelsen for de prædikterede sandsynligheder (Møller et al., 2018b).

Baseret på de udarbejdede kort forventes det, at omkring halvdelen af landbrugsjorden i Danmark er drænet. Om den tilstødende højbundsjord er drænet eller ej vil have betydning for dynamikken mellem vandniveauet i lavbunden og grundvandsniveauet i højbunden. Ved en forhøjet vandstand i lavbunden vil der opstå opstuvning af vand i drænrørene, mens drænrørene ved en sænkning af vandstanden hurtigt vil kunne lede vand væk fra højbunden. Kortet siger dog ikke noget om effektiviteten af drænrørene. Forhold som tilstoppede eller ødelagte drænrør vil kunne påvirke drænrørenes effektivitet. Ligeledes vil en forhøjet vandstand i lavbunden kunne forårsage en tilbagestuvning af vand i drænrørene, der vil sænke drænenes effektivitet.



Figur 6.5 Eksempel på resultatet af ådalsafgrænsningen vist for Gudenåoplandet (efter Sechu et al., 2020b).

6.3.3 Afgræsning af ådalen

Først for nylig er der udarbejdet et nationalt kortgrundlag, der beskriver den nøjagtige afgrænsning af ådalsbunden (Sechu et al., 2020b). Afgrænsningen er foretaget i et geografisk informationssystem (GIS) og baserer sig på en analyse af topografien baseret på Danmarks Højdemodel (<https://sdfe.dk/hent-data/danmarks-hoejdemodel>). Afgrænsningen af ådalsbunden er i denne analyse bestemt ved, at bunden er forholdsvis flad med en forholdsvis lav hældning, der med en forøget afstand fra åen på et tidspunkt vil stige forholdsvis kraftigt i mødet med grænsen til den omgivende højbund. Ud over højdemodellen er der anvendt nationale kort over vandløbsnetværket (Dansk Center for Miljø og Energi, DCE), hovedoplande (DCE) samt lavbundsområder baseret på gamle danske topografiske kort. På trods af analysens tilsyneladende enkelthed er der foretaget en del analysetrin inden det endelige kort er færdigudarbejdet for at undgå en overfortolkning af analysen af højdemodellen. Som eksempel på resultatet er ådalsafgrænsningen vist for Gudenåoplandet (Fig. 6.5).

6.3.4 Kortlægning af grundvands-overfladevands-interaktioner

På initiativ af Miljøstyrelsen blev der i starten af dette årtusinde igangsat et arbejde med at opstille forskellige ådalstypologier (GOI-typologier) med det formål at kunne vurdere ådalenes betydning for udveksling af stof og vand imellem grundvand og overfladevand (Nilsson et al., 2003). Arbejdet blev afsluttet i 2004 (Dahl et al., 2004), hvor konceptet i praksis blev afprøvet på to vandløb. Der er dog aldrig gennemført en landsdækkende klassificering af ådalene. GOI-typologierne er opbygget hierarkisk på tre niveauer (Dahl et al., 2004):

1. Landskabstype
2. Ådalstype
 - a. Ådalsmorfologi
 - b. Oplandets hydrauliske karakter
3. Strømningsvariant

Dette er nu igangsat i et samarbejde med Aarhus Universitet og GEUS, og der forligger en første version af et landsdækkende kort, der klassificerer ådalene (Sechu et al., 2020a). Arbejdet er baseret på kortet over afgrænsningen af ådalene. Disse er efterfølgende klassificeret ud fra kontakten mellem vandløb og grundvand. Vandløbsoplandene er dernæst klassificerede som værende enten sandede eller lerede. Som input er Danmarks Højdemodel, det nationale kort over vandløbsnetværket, lerprocent i underjorden, og grundvandsmagasiner og grundvandsoverfladen anvendt fra Den Nationale Vandressourcemodel (DK-modellen) anvendt. Det endelige kort vil kunne beskrive vanddynamikken i ådalene er dermed også grundvandspåvirkningen i den tilstødende højbund.

Forskellige redskaber vil kunne anvendes til at beskrive vandstigningen på højbunden. Der eksisterer allerede kortgrundlag, der beskriver effekten af vandstandsstigninger i ådalene. Oversvømmelseskortet på Miljøstyrelsens klimatilpasningsportal (klimatilpasning.dk) viser i hvor høj grad vandløbene vil oversvømme terrænet og dermed også højbunden når vandløbene går over deres bredder. Dette kort vil yderligere kunne forbedres ved at ekstrahere vandoverfladeniveauer fra eksempelvis DK-modellen. Vandoverfladeudbredelsen vil kunne sammenlignes med kortet over ådalsudbredelsen for derved at vurdere påvirkningen af den omkringliggende højbund.

Ovenstående beskriver en række redskaber, der kan vurdere i hvor høj grad dræningsforholdene vil blive påvirket i forbindelse med genetablering af naturlige vådområder på lavbundarealerne. Et egentlig kortgrundlag, der kan beskrive den nøjagtige påvirkning af højbunden i forbindelse med genetablering af vådområder eksisterer forsat ikke, men mange redskaberne er til stede. Det endelige kort vil dog være baseret på en række usikkerheder, eksempelvis usikkerheden på bestemmelsen af den underliggende geologi og jordbund samt den grove opløsning af DK-modellen.

6.4 Fosforpuls

Lavundsarealer, der er drænede og i landbrugsmæssig omdrift, vil grundet arealanvendelsen have opbygget en næringsrig topjord, som også indeholder fosfor, typisk bundet til forskellige aluminium- og jernforbindelser under iltede forhold. Ved efterfølgende vådlægning af lavbundsarealet vil de forringede iltforhold kunne bevirke, at en del af fosforet bundet til forskellige jernforbindelser (ferriforbindelser) går i opløsning og udvaskes til vandmiljøet. I forbindelse med retablering af vådområder bør der derfor foretages en fosforrisikoanalyse (Hoffmann et al., 2013)².

Naturlige lavbundsarealer der ligger i landbrugsoplande kan i visse tilfælde tabe fosfor, hvis lavbundsarealet tilføres store mængder nitrat. Ved omsætningen af nitrat via bakteriel denitrifikation nedbrydes organisk stof. Herved mobiliseres fosfor, der kan øge risikoen for fosfortab til vandmiljøet.

Genopretning af hele ådalssystemer, hvor vandløbet gensnoes og får sine naturlige dimensioner tilbage og hvor drænsystemerne i ådalen sløjfes vil på særlige strækninger med de rette topografiske forhold og den rette hældning på vandløbet (i.e. lille hældning) kunne føre til oversvømmelser. Ved disse oversvømmelser kan der ske sedimentation af store mængder fosfor (partikulært bundet fosfor), der således kan nedsætte fosfortransporten til en recipient markant. Vejledning til beregning af fosforsedimentation findes i Hoffmann et al. (2013).

² Se også Miljøstyrelsens hjemmeside med regneark og vejledninger: www.mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/udtagning-af-lavbundsjoerd/

Processerne omkring fosforfrigivelsen i forbindelse med genetablering af vådområder er mere udførligt beskrevet i afsnit 5.4.

6.5 Principper omkring jordfordeling

Jordfordeling kan forstås på to måder. Den fremherskende opfattelse i Danmark er, at jordfordeling er den dynamiske "byttemetode", når der primært mellem forskellige ejere af landbrugsnoteret eller fredsskovsnoteret ejendom byttes hele eller dele af matrikulære lodder. Der kan også være andre private jordejere og tillige offentlige myndigheder og private og offentlige jordfonde involveret i jordfordelingen. Jordfordeling kan som begreb også opfattes at et "stillbillede" og en statisk beskrivelse af den eksisterende arealanvendelse mellem forskellige (hoved-)kategorier af arealanvendelser.

Når man skal kommentere problemstillingen angående udtagning af landbrugsjord til andet formål end landbrug (naturgenopretning, skovrejsning mv. og nu også udtagning af lavbundslande) er der fagligt set kun to metoder som er aktuelle:

a): Den ene er *støtteudbetaling*, hvor man ikke ændrer på de ejendomsmæssige forhold (hverken rådighedsindskrænkende servitutter/engangserstatning, jordomlægninger/matrikulære ændringer) og laver en aftale med lodsejeren – tidsbegrænset og evt. med tilbageførselsret. Denne metode møder ofte modstand hos produktive heltidslandmænd, der oplever at få deres produktionsapparatet beskåret arealmæssigt.

b): Den anden metode er en ændret *ejendomsudformning* og herunder evt. en proces med hjemmel i jordfordelingsloven, hvor ejendomsgrænserne flyttes, eller der pålægges rådighedsindskrænkninger efter udbetaling af engangserstatning, og måske kommer andre ejere eller brugere end den oprindelige til at drive og pleje det udtagne areal i overensstemmelse med projektformålet.

Model b) giver mulighed for at inddrage andre interessenter også. Den tager dog mere tid, men giver til gengæld øget lokalt ejerskab og engagement.

Model a) er nem og hurtig at implementere i et WEB-GIS-baseret system og passer som "fod i hose" med EU-systemets mulige betalingsmodel for arealstøtte kaldet "brutto-areal"-metoden. Model b) er i praksis ofte forbundet med gennemførelse af jordfordelingssager med hjemmel i lov om jordfordeling mellem landbrugsejendomme og hvis finansielle grundlag er en bevillingskonto i finansloven, hvorved der kan gennemføres målrettede jordfordelinger. Model a) derimod er knyttet til udbetaling af EU-støtte, der enten helt eller delvis er finansieret af EU's støttesystem.

6.5.1 Jordfordeling i praksis – potentialer og barrierer

Jordfordeling som metode i dansk landskabsforvaltning har rødder helt tilbage til slutningen af 1700-tallet, hvor landboreformerne blev indført i forbindelse med udskiftningen af landbrugsjord og udflytning af landbrugsejendomme fra landsbyerne samt ophævelse af landsbyernes dyrkningsfælleskab. Den hermed forbundne metode har også spillet en central rolle ved opdyrkning af alheden og dannelse af ejendomme og matrikulering gennem 1800-tallet.

Efter genforeningen var der et særlig behov for at gennemføre jordfordeling i Nordslesvig. Dette skyldtes dels indflydelsen af den preussiske jordpolitik fra 1864 til 1920 og dels, at der ved landboreformerne i 1700-tallet ikke blev gennemført særlig grundigt i de kongerigske enklaver (syd for kongedømmet til Ejderen).

Modsat den tyske jordpolitik fra 1864 til 1920 forsøgte den danske jordpolitik at fremme en harmonisk udvikling mellem de forskellige nationale befolkningsgrupper. I stedet for jordkamp mellem hjemmetyskere og danskere blev jordfordeling til som et forsøg på at fordele fair i stedet for at kæmpe om jorden.

I tiden efter 2. verdenskrig er jordfordelinger blevet brugt som et vigtigt instrument i forbindelse med udviklingen i landbruget for at sikre en bedre arrondering af landbrugsjorden i et givent område. Med dette forstås, at fordelingen og beliggenheden af markarealerne blev omarronderet for at opnå en større nærhed til og måske også større lodder omkring drifts- og avlsbygninger.

Jordfordeling er også blevet anvendt i forbindelse med store statsfinansierede landindvindings- og dræningsprojekter, hvor nyt land blev omdannet til landbrugsjord. Fra slutningen af 1980'erne er jordfordeling først og fremmest blevet anvendt i forbindelse med offentligt igangsatte projekter såsom naturgenopretning, grundvandsbeskyttelse og skovtilplantning (Hartvigsen, 2014). I 1990 blev Jordfordelingslovens formål ændret fra at have rent fokus på strukturpolitik og arronderingsforbedring til at omfatte flere formål. Efter 2006 blev andelen af jordfordelingsprojekter relateret til strukturudviklingen af landbruget reduceret på grund af ændrede politiske prioriteringer. Jordfordeling bliver stadig anvendt i forbindelse med større byggeprojekter såsom veje, hvor jordfordelingen skal sikre, at landmanden ikke har jord på begge sider af eksempelvis en motorvej.

Jordfordeling i form af b) ændret *ejendomsudformning* består i sin enkelthed i, at de deltagende lodsejere afstår et stykke jord eller dele heraf fra deres ejendom og modtager tilsvarende et eller flere stykker jord fra andre ejere. Lodsejere kan også deltage ved kun ensidigt at modtage eller ensidigt afstå arealer til jordfordelingen. Deltagelse i jordfordeling er i Danmark som udgangspunkt principielt frivillig. Tvangsbestemmelser om deltagelse tilbage fra jordfordelingslovens vedtagelse blev afskaffet i 2004. Samtidig er jordfordelingsprocessen som regel multifunktionel. Det vil sige, at forskellige formål i det åbne land sammentænkes. Det kan medføre forskellige fordele for en bred vifte af interessenter i et område og indbefatte forbedret natur, miljø, friluftsmuligheder, klima samtidig med, at der sker en overordnet landdistriktsudvikling.

Det er et afgørende karakteristikum, at de deltagende lodsejere opnår fordele ved at deltage i en jordfordelingssag. Jordfordelingsplanlægningens grundlæggende metode er, at ved mødet mellem lodsejeren og planlægger/lodsejerudvalg bliver der først gennemført en ønskerunde. Den enkelte lodsejer bliver spurgt om sine fremtidsplaner. Vil lodsejeren gerne købe mere jord fordi der er ønske om at ekspandere, eller alene interesse i at bytte jord og dermed bevare størrelsen af jordtilliggende. Lodsejer kan dog også være "affrapper" og bliver spurgt om han hellere vil sælge jord. Dermed kan han være med til at bidrage til en jordpulje, der både kan være til nettopplæring for ekspanderende eller erstatningsjord til lodsejere, der må afstå produktionsjord på grund af et projekt, hvor der skal udtages eller ekstensiveres landbrugsjord. Uanset hvad lodsejerens fremtidsplaner er, består forhandlingskunsten i, at disse meget konkrete fremtidsønsker bygges ind i jordomlægningerne således, at lodsejeren oplever at få forbedret sin situation og ejendom i forhold eventuelle fremtidsønsker.

Afgørende for jordfordelingsarbejdet er derfor jordmobiliteten i den enkelte sag. Jordmobiliteten beskriver omfanget af jordlodder, som skifter ejer og dermed skaber grundlaget for den meste optimale jordfordeling. Det skal klarlægges om jordstykker med forskellige ejerforhold kan sammenlægges eller deles op afhængig af lodopdeling og beliggenhed. Skabelsen af jordmobilitet i et område er en vigtig forudsætning for at gennemføre jordfordelingssager, der netop hviler på områdevis, gennemforhandlede omlægninger af jordstykker mellem en flerhed af ejendomme. Teorien om jordmobilitet beskriver tre faktorer som påvirker jordmobiliteten i et område (Hartvigsen, 2014; Sørensen, 1987): 1) landbrugsstrukturelle forhold, 2) tilgængelig jordpulje og 3) kendskab og kapacitet.

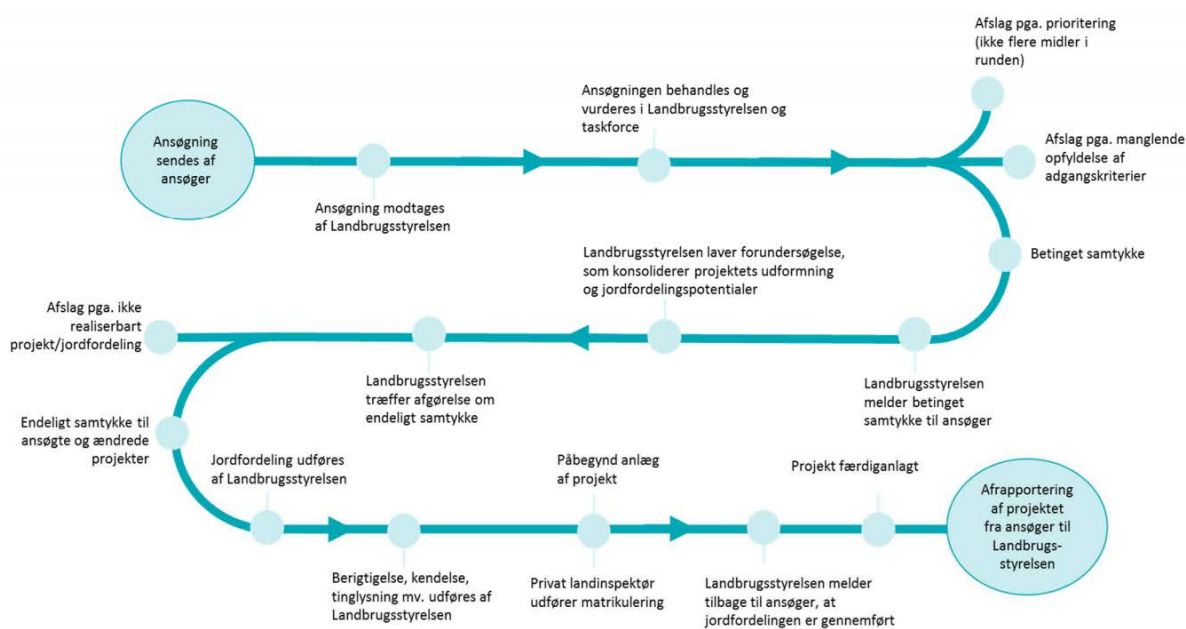
Landbrugsstrukturelle forhold (1) omhandler omfordelinger, der forbedrer landbrugsdriften (mindre kørsel, mere optimale jorde set i forhold til bedriftstypen, etc.). I forbindelse med jordfordelinger relateret til udtagning af lavbundsjord kan det også være en fordel for den enkelte bedrift at afgive jord, der i forvejen kun er muligt at dyrke ekstensivt.

Tilgængelig jordpulje (2) forstås som jord, der opkøbes forud for igangsætning af den enkelte jordfordeling og kan indgå som erstatningsjord. Jordpuljen kan skabes ved at jordfordelingsplanlæggeren køber hele eller del af ejendomme ind til jordomlægningerne fra landmænd, som aftrapper, eller som skyder byttejord ind i jordpuljen. Der kan ligeledes være tale om jordfonde, som afhænder for overskudsarealer eller som har foretaget strategiske opkøb af enkelte ejendomme eller jord for at få noget jord i puljen til fordeling. Ved udtagning af lavbundsjord vil det være relevant at have en pulje af jord på højbunden, der vil være attraktivt at overtage for de enkelte bedrifter, som må afstå jord og særligt produktionsjord til ekstensiv dyrkning eller udtagning.

Kendskab og kapacitet (3) indbefatter faktorer såsom kvalificeret projektledelse, kapacitet, bred fagekspertise og lokalkendskab og ikke mindst lodsejernes kendskab til metoden.

Jordmobilitetsteorien bygger på, at mindst to af de tre ovenfornævnte forhold skal være til stede for, at der kan gennemføres en jordfordeling i et landbrugsområde.

I Danmark er det afsat midler til at gennemføre multifunktionelle jordfordelingsprojekter. Ordningen indebærer, at kommuner og Naturstyrelsen kan søge samtykke hos Landbrugsstyrelsen til gennemførelse af en multifunktionel jordfordeling (Fig. 6.6).



Figur 6.6 Procesforløb over ansøgningsprocessen for at opnå samtykke til gennemførelse af en multifunktionel jordfordeling (Landbrugsstyrelsen, 2020).

Landbrugsstyrelsen afholder i denne forbindelse alle udgifter i forbindelse med jordfordelingsprocessen, hvorimod øvrige udgifter skal finansieres fra andre kilder. Det forventes at 6-7.000 ha vil blive omfattet af

multifunktionel jordfordeling i kraft af denne ordning. Styrelsen vil være ansvarlig for en forundersøgelse af projekterne og hermed vurdere om der er et potentiale for jordfordeling, og om den nødvendige opbakning fra lodsejerne er til stede. Når jordfordelingen er berigtiget, og den afsagte jordfordelingskendelse er tinglyst, kan projektet igangsættes. Adgang til styrelsens ydelsesordning kræver, at projekterne understøttes af mindst tre nationale interesser, hvoraf mindst en skal have karakter af en direktivforpligtigelse (Landbrugsstyrelsen, 2020; se boks 6.1).

Boks 6.1. Nationale interesser med forskellige grader af interesser (Landbrugsstyrelsen, 2020).

Direktivforpligtigelser	Naturinteresser med høj prioritet	Øvrige naturinteresser
Rent vandmiljø	Klimatilpasning	Friluftsliv
Rent drikkevand	Natur og biodiversitet	Landdistriktsudvikling
Natura 2000 og bilag IV-arter	Skovrejsning	Arrondering af landbrugsjord
Drivhusgasreduktion	Økologisk landbrug	

6.5.2 Jordfordeling i relation til udtagning af lavbundslande

I forbindelse med regeringens plan for omlægning af kulstofrig lavbundsland med landbrugsdrift er der foreslået to spor, som supplerer eksisterende tilskudsordninger (fastlagt i Bekendtgørelse 2021-01-15 nr. 50 om udtagning af kulstofrige lavbundslande med henblik på genopretning af naturlig hydrologi (klima-lavbundsprojekter)

I det ene spor – svarende til den ovenfor nævnte model a) *støtteudbetaling* – er det muligt at søge om tilskud via Miljøstyrelsen. Her er det ikke muligt at søge om direkte støtte til jordfordeling, men ansøgningen kan kombineres med ansøgning om tilskud til jordfordeling under ordningen om multifunktionel jordfordeling.

I det andet spor – svarende til den ovenfor nævnte model b) *ejendomsudformning* – er det muligt at søge om støtte til jordfordeling under ordningen for lavbundsprojekter. I dette andet spor kan Naturstyrelsen gennemføre anlægsprojekter med jordfordeling med involvering af de implicerede kommuner.

Tilskudsordningen under Miljøstyrelsen gør det altså muligt, at igangsætte projekter uden inddragelse af jordfordeling såfremt de rette forudsætninger er til stede. Under Miljøstyrelsens ordning er det muligt at gøre processen kort, hvis lodsejeren ønsker at beholde ejerskabet til lavbundsarealet efter udtagningen. Indgår jordfordeling i udtagelsen, vil dette i de fleste tilfælde forlænge processen. Succesgraden i forbindelse med en eventuel jordfordeling relaterer sig til flere forskellige faktorer. Først og fremmest skal forudsætningerne omkring jordmobilitet være opfyldt. Der skal tillige være opbygget en finansieringsmodel og incitamentsstruktur, der gør processen attraktiv for den enkelte landmand. Dette kan være erstatningsjord, der stilles til rådighed, eller også kan lodsejeren kompenseres økonomisk, hvis landmanden ønsker at beholde jorden.

Ved udtagning af lavbundsland i kombination med en jordfordeling er det muligt for Naturstyrelsen at købe arealet og sælge det videre til markedspris, når projektet er gennemført. Det kan i visse tilfælde være relevant, at omlægge driften på lavbundsarealet, hvis det i forvejen kun dyrkes ekstensivt med en del eksisterende begrænsninger for landbrugsdriften. Ønsker lodsejeren ikke dette, skal der kunne tilbydes en attraktiv erstatningsjord. Som compensation til lodsejeren i forbindelse med et eventuelt værditab betales et fast fastsat beløb per hektar. Dette betyder, at den enkelte lodsejer kan opnå enten en fortjeneste eller et tab i

forbindelse med, at et areal udtages af drift. Alternativt kan det sælges til staten til den gældende markedspris. En fornuftig plan for projektet samt en smidig og attraktiv finansieringsmodel, vil kunne drive jordfordelingen i den rigtige retning uden unødvendige forsinkelser.

6.6 Udfordringer og barrierer i forhold til plan- og arealreguleringslovgivningen.

Udtagning af landbrugsjord i lavbundsarealer med det formål at binde kulstof i jorden indebærer, at vandstanden skal ændres og reguleres ganske præcis for at maksimere kulstofbindingen. Det betyder for de fleste lavbundsarealer, at denne vandstand skal hæves fra det nuværende gennemsnitsniveau til et højere koteret vandstands niveau. Ændringen af vandstanden i lavbundsarealer vil ændre naturtilstanden i lavbunden og de afstrømningsmæssige forhold i såvel den underjordiske som den overjordiske afstrømning af vand mod vandløbet og ferske søer samt de indre farvande. Ændringer af forhold som naturtilstand og vandressourceregulering i lavbundsarealer vil almindeligvis fordrer regulering og tilladelser fra plan- og sektormyndigheder på vandressourceområdet.

6.6.1 Planloven

Planloven fastlægger rammer for arealanvendelsen i alle zoneområder. Planlovens bestemmelser om retningslinjer i kommuneplanen fastlægger, at kommuneplanen (§11a) skal indeholde følgende retningslinjer i relation til lavbundsarealer (nummerering svarende til Planlovens retningslinienummerering):

13) lavbundsarealer, herunder beliggenheden af lavbundsarealer, der kan genoprettes som vådområder,

14) varetagelse af naturbeskyttelsesinteresserne, som udgøres af naturområder med særlige naturbeskyttelsesinteresser, herunder eksisterende Natura 2000-områder på land og andre beskyttede naturområder samt økologiske forbindelser, potentielle naturområder og potentielle økologiske forbindelser, og for prioritering af kommunalbestyrelsens naturindsats inden for Grønt Danmarkskort,

18) udpegning af områder, der kan blive udsat for oversvømmelse eller erosion, og for etablering af afværgeforanstaltninger til sikring mod oversvømmelse eller erosion ved planlægning af byudvikling, særlige tekniske anlæg, ændret arealanvendelse m.v. i de udpegede områder,

19) friholdelse af arealer for ny bebyggelse eller etablering af foranstaltninger til sikring mod oversvømmelse, når arealet er i væsentlig risiko for oversvømmelse,

20) anvendelsen af vandløb, søer og kystvande.

Kommuneplanen rummer således et potentiale for at understøtte udtagningen af lavbundsarealer ved at udforme retningslinjer herom i kommuneplanprocessen. Planlovens bestemmelser om udstykning, nybyggeri og ændret anvendelse kan forhindre bygnings- og ejendomsinvesteringer i lavbundsområder som er udpeget til naturgenopretning mv efter §11 a, stk. 1 pkt. 14.

6.6.2 Naturbeskyttelsesloven

Naturbeskyttelseslovens naturlokalitetsbeskyttelse i lovens §3 fastlægger, at der ikke må foretages ændringer i naturtilstanden i naturlige søer og vandløb over 100 kvadratmeter samt ændringer i heder, moser, strandenge og -sumpe samt ferske enge og overdrev. En ikke ubetydelig del af de lavbundsjordene som vil skulle udtages af landbrugsdrift for at tilbageholde kuldioxid og andre klimagasser er beskyttet af Naturbeskyttelseslovens §3 og er derfor som udgangspunkt beskyttet og må ikke ændres. Miljøministeren vil dog kunne fastsætte regler om, at §3 ikke gælder for nærmere angivne kategorier af disse naturtyper. Dette

betyder, at Miljøministeren med et landsplandirektiv efter planloven vil kunne udpege disse områder hvor retningslinjen netop vil kunne undtage disse kulstofholdige fra §3-beskyttelsen. Vandstanden vil dermed kunne tillades ændret uden at søge dispensation fra denne bestemmelse. Alt andet lige vil processen omkring naturlokalitetsbeskyttelse kunne udgøre en retlig komplicerende barriere i forbindelse udpeging af lavbundsområder til udtagning.

6.6.3 Vandløbsloven

Vandløbsloven fastlægger bestemmelser for, hvorledes vandløbsmyndighederne (kommunen) skal lave vandløbsregulativer om vandløbs skikkelse og vandføringsevne og eventuelle restaurering. Udtagning af landbrugsjord i lavbundsjord og den hermed forbundne ændring af vandstanden vil påvirke vandføringen i selve vandløbet og have afstrømningsmæssige konsekvenser for såvel selve lavbundsarealer som de dyrkningsjorder, der via drænsystemer eller underjordisk afstrømning bliver afvandet til vandløbet i lavbundsarealet (afsnit 6.1). Udtagning af landbrugsjorder vil derfor i mange lavbundsområder skulle konsekvensvurderes og eventuelt sagsbehandles efter vandløbslovens bestemmelser om vandløbsregulativer. Alt andet lige vil vandløbslovens regulativbestemmelser derfor kunne udgøre en retligt komplicerende barriere, når vandstandsændringer påvirker de afstrømningsmæssige forhold i et afstrømningsområde i lavbundsarealer.

6.6.4 Andre love.

Der er tillige anden bygningsregulerende lovgivning, hvis administration kan have indflydelse på nybyggeri i lavbundsområder. Husdyrloven regulerer ligeledes lokalisering og udvidelse af husdyrbrug mht dyreholdets størrelse og nybyggeri. Denne hjemmel kan afvise ønsker om udvidelser i områder, der er udpeget som lavbundsområde.

6.7 Referencer

Breuning-Madsen H, Jensen NH. 2009. Vejledning til beskrivelse af jordbundsprofiler Landbrugsministeriet Arealdatakontoret, Landbrugsministeriet Arealdatakontoret.

Dahl M, Langhoff JH, Kronvang B, Nilsson B, Christensen S, Andersen HE, Hoffmann CC, Rasmussen KR, von Platen-Hallermund F, Refsgaard JC. 2004. Videreudvikling af ådalstypologi - Grundvand-Overfladevand Interaktion (GOI), Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.

Dahl M, Nilsson B, Langhoff JH, Refsgaard JC. 2007. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater-surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344:1-16. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.06.027.

Hartvigsen M. 2014. Land consolidation and land banking in Denmark - tradition, multi-purpose and perspectives. *Danish Journal of Geoinformatics and Land Management* Årg. 122 Nr. 47:51-73. DOI: <http://dx.doi.org/10.5278/ojs.tka.v122i47.987>.

Hoffmann CC, Kronvang B, Andersen HE, Kjærgaard C. 2013. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. pp. 42.

- Jolly ID, McEwan KL, Holland KL. 2008. A review of groundwater-surface water interactions in arid/semi-arid wetlands and the consequences of salinity for wetland ecology. *Ecohydrology* 1:43-58. DOI: 10.1002/eco.6.
- Landbrugsstyrelsen. 2020. Pilotordning for Multifunktionel jordfordeling: Vejledning om samtykke til fri multi-funktionel jordfordeling, Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen, København. pp. 58.
- Møller AB, Beucher A, Iversen BV, Greve MH. 2018a. Predicting artificially drained areas by means of a selective model ensemble. *Geoderma* 320:30-42. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.01.018.
- Møller AB, Børgesen CD, Bach EO, Iversen BV, Moeslund B. 2018b. Kortlægning af drænede arealer i Danmark, DCA rapport. pp. 123.
- Møller AB, Iversen BV, Beucher A, Greve MH. 2019. Prediction of soil drainage classes in Denmark by means of decision tree classification. *Geoderma* 352:314-329. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.10.015.
- Nilsson B, Refsgaard JC, Dahl M, Møller I, Kronvang B, Andersen HE, Hoffmann CC, Christensen S, Langhoff JH, Rasmussen KR. 2003. HYdrokemisk interaktion mellem Grundvand og Overfladevand (HYG-RO): En metode til klassificering af ådale i typeområder, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. pp. 121.
- Olesen SE. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabs-element, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund, Intern rapport. pp. 31.
- Orbicon. 2015. Hele Danmarks Drænarkiv.
- Sechu GL, Møller AB, Nilsson B, Iversen BV, Trolborg L, Greve MB, Greve MH. 2020a. Mapping Groundwater-Surface Water interaction classifications for rivers in Denmark. in prep.
- Sechu GL, Nilsson B, Iversen BV, Greve MB, Børgesen CD, Greve MH. 2020b. A stepwise GIS approach for the delineation of river valley bottom within drainage basins using a cost distance accumulation analysis. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 2020:1-20. DOI: 10.5194/hess-2020-361.
- Skriver K, Hedegård J. 1973. Undersøgelser over danske jorders dræningstilstand, in: J. Olesen (Ed.), *Over-sigt over resultater af forsøg og undersøgelser i landbo- og husmandsforeningerne 1973*, Andelsbog-trykkeriet i Odense, Odense. pp. 2055-2059.
- Sørensen EM. 1987. Lokal landbrugsplanlægning: en undersøgelse af dansk jordfordelingspraksis 1979-84 og om forandring af landbrug og landskab, Serie om offentlig planlægning, Aalborg Universitet, Aalborg. pp. 314.
- Wu X, Ma T, Wang Y. 2020. Surface Water and Groundwater Interactions in Wetlands. *Journal of Earth Sciences* 31:1016-1028. DOI: doi.org/10.1007/s12583-020-1333-7.

7 Vidensbehov

Af hele forfattergruppen

Fagfællebedømt af Søren O. Petersen og Søren Munch Kristiansen, AU.

I forbindelse med en prioritering af hvilke arealer, der skal vådlægges, vil der være behov for et bedre og mere detaljerede nationale kort over tilstanden af de organiske lavbundsjorder. Der er behov for at fastslå, hvor stor del af kulstofpuljen, der ligger henholdsvis over- og under vandspejlet. Samtidig inddrager de nuværende kort ikke ændringer i kulstofpuljen i jorden, siden jordprøverne blev udtaget.

Ligeledes mangler der mere detaljeret viden om vandstande og årstidsvariationer i lavbundsarealerne. Generelt eksisterer der efterhånden en del nationale kortgrundlag, der beskriver mange af enkeltfaktorerne, der kan anvendes til en bedre forståelse af vådlægningens konsekvens både for lavbunden men også for den omgivende højbund. Men datagrundlaget er endnu ikke komplet og en egentlig integration af de forskellige kortlagte enkeltfaktorer eksisterer endnu ikke, herunder heller ikke de tidsmæssige variationer i grundvandsspejlet som er vigtigt for både for emissioner og opbygningen af kulstofpuljen i jorden.

For at kunne forbedre estimerne for emissionen af drivhusgasserne er der behov for en ny procesviden på en række områder. Generelt eksisterer der store usikkerheder på sammenhængen mellem vandstand, næringsstofstatus, tørvetype, driftsform og CO₂-udledning. Der eksisterer et behov for ny viden omkring betydningen af mængden af frilagt kulstof og kvælstof på CO₂ emissionen. Særligt er der behov for at kvantificere den generelle kulstofudvikling i landbrugsjorder med forhøjet kulstof i forhold til den ligevægt der opnås i de drænede dyrkede landbrugsjorder. Brugen af klasserne 6-12 % og > 12% jorder, i den nationale opgørelse og i udtagningsordningerne, er en pragmatisk tilgang. Bl.a. fordi der arbejdes med store usikkerheder. Variationen i emissionen af CO₂ fra dyrkede kulstofrige jorder varierer betydeligt fra år til år, afhængigt af vejret og de hydrologiske forhold. Der er derfor behov for en bedre dokumentation af sammenhængen mellem temperatur- og nedbørsvariation under danske forhold og lagring samt omsætning af organisk materiale i jord. Der er behov for fokus på metan, der er en stærk drivhusgas, for at kunne dokumentere netto drivhusgasemissionen. Herunder bør der opnås en bedre viden om betydningen af mulige tiltag som fjernelse af jordens næringstoffer enten ved høst af biomasse eller fjernelse af topjord. Der mangler viden om emissionen af lattergas, der ligeledes er en stærk drivhusgas. Emissionen af lattergas efter vådlægning sker ofte med en stor rumlig og tidsmæssig variation.

I tilfælde, hvor man ønsker at fastholde en landbrugsdrift efter en helt eller delvis vådlægning af lavbundsarealet, er der behov for at klarlægge de landbrugsmæssige muligheder herunder afgrødevalg, sortvalg samt muligheder for jordbearbejdning og høst. Desuden er dyrkningssikkerheden i forhold til udbyttet under disse nye mere våde forhold ukendt. Selvom paludikultur er godkendt af FAO og IPCC som en driftsform, der bevarer tørvejord, bør betydningen af den samlede emission af drivhusgasser belyses bedre. Hvis biomassen anvendes som bioenergi på bekostning af den traditionelle fossile energi, eller eksempelvis byggematerialer, er dog behov for en egentlig livscyklusanalyse for at kunne estimere paludikulturens reelle CO₂-aftryk. En vådlægning op til 0 – 30 cm under lavbundsjordens overflade vil utvivlsomt reducere frigørelsen af CO₂. Men helt afgørende for klimagasbalancen er udledningen af metan. Denne er stærkt afhængig af grundvandsniveauet, da oxidation af metan kræver nogle centimeter iltrig jord for at blive nedbrudt. Det betyder, at gevinsten på CO₂ ved en vådlægning kan modvirkes af metanemission, hvis grundvandsstanden befinder sig helt oppe under overfladen. Der eksisterer dog ikke tilstrækkelig viden om udviklingen i metanemission i årene efter en vådlægning. Da nettoemissionen af drivhusgasser kan afhænge

af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør der opnås viden om, hvad der styrer denne sammenhæng, før dræning til en højere fast grundvandsstand efterfulgt af paludikultur kan anbefales. Tilsvarende vil det være særdeles værdifuldt, at få undersøgt, hvordan skovrejsning eller paludikulturer med f.eks. rødler efter genvædning påvirker klimagasbalancen. Herunder vil en undersøgelse af lagring af kulstof i levende, døde og henfaldende rødder være særdeles relevant, hvis der skal etableres paludikulturer.

En forståelse af næringsstofomsætningen og -transporten i lavbundsområder kræver som udgangspunkt forståelse af variationen af de forskellige strømningsveje i lavbundsområderne, herunder også den forskelligartede tilstrømning af vand fra den omgivende højbund. Kendskab til dette er en forudsætning for udviklingen af deterministiske modeller for næringsstofftab for både dyrket organisk lavbund og vådlagt organisk lavbundsjord.

Vådlægningen af lavbundsjorden og dermed en overgang til mere iltfrie forhold i jorden vil have en stor effekt på omsætningen af kvælstof. Vådlægningen ved oversvømmelse med vandløbsvand vil have større effekt på kvælstoffjernelsen (N-retentionen) end vådlægning uden oversvømmelse, da der opnås en større forøget denitrifikation. Der eksisterer dog et behov for integrerede studier af kvælstofomsætning samt kvælstofretentionen mellem rodzonen og vandløbet. Ligeledes eksisterer der et behov for, at kunne kvantificere effekten på udbyttepotentiale for de forskellige beskyttelsesniveauer. I forbindelse med kulstofopbygning opnås der også en indlejring af organisk bundet kvælstof. Strategier for hvorledes vådlægningen håndteres og styres og hvorledes den kan optimeres i forhold til en øget denitrifikation (kvælstofretention) samt kvælstoftilbageholdelsen i det organiske sediment er dog ukendt og kræver detaljerede studier

Fosfor risikerer at blive udledt i store mængder ved en vådlægning af lavbundsjorden. Vi mangler afgørende viden angående fosfortabsprocesser på dyrket organisk lavbund både før og efter en vådlægning. Der er presserende behov for udviklingen af prædiktive tabsmodeller til en stedsspecifik risikovurdering af fosfortabet for at kunne kvantificere tabseffekter forbundet med de forskellige beskyttelsesniveauer for dermed at kunne prioritere udvælgelsen af arealer til vådlægning også ifht. fosfor. Generelt kræver det omfattende undersøgelser i et relevant antal af udvalgte studieområder. Samtidig kan høst af vegetationen, og en vis styring af det hydrologiske regime reducere tabsrisikoen efter vådlægningen

Det rumlige og tidlige varierende samspil mellem næringsstofomsætning og afstrømningsprocesser skal undersøges før og efter vådlægningen under feltforhold. Der bør derfor igangsættes mere omfattende monitoringsstudier før og efter vådlægning. Intensiv og langvarig monitoring i relevante studieområder er nødvendig for kunne opstille massebalancer for næringsstofftilførsel og -tab fra vådområder og dermed vurdere deres langsigtede effekt i relation til tilbageholdelsen. På basis af disse processtudier og monitoringer skal der udvikles prædiktive tabsmodeller, der kobler næringsstofomsætningen til relevante afstrømningsveje i lavbundsjorden. Specielt er der behov for modeller til risikovurdering af fosfortab før og efter vådlægningen.

Det vil være muligt at gennemføre forskning der specifikt undersøger effekterne af beskyttelsesniveauerne på biodiversitet. Forskningen bør inkludere undersøgelser på områder der er omfattet af de pågældende beskyttelsesniveauer og sammenligninger med lignende naturområder. Tidsaspektet vil kunne inddrages ved at vælge behandlede områder med varierende tid siden udtagningen af lavbundsjorden. Estimering af en baseline vil basere sig på udgangspunktets næringsstofniveau, hydrologi og en række forskellige jordbundsparametre. Landbrugspraksis (gødskning, pesticider, jordbehandling, afgrøder, etc.) i perioden før udtagning vil være vigtigt at inkludere i denne baseline.

I forbindelse med udtagningen af lavbundsjord, skal der gennemføres en effektiv og retfærdig jordfordeling. I Danmark har jordfordeling været anvendt helt tilbage til indførelsen af jordreformerne og op til vor

tid. De værktøjer, der skal anvendes i forbindelse med fordelingen er derfor kendte. For at jordfordelingen bliver gennemført til alles tilfredshed, skal der udarbejdes detaljerede planer, der sammen med en attraktiv finansieringsmodel kan drive jordfordelingen i den rigtige retning.

Grundlæggende mangler vi en forståelse af konsekvenserne af en naturgenopretning af ådalssystemer, hvor større dele af lavbunden forventes at blive vådlagt. Der vil fx kunne opstå en række komplikationer i forbindelse med udtagning af lavbundsjord i relation til den gældende plan- og arealreguleringslovgivning først og fremmest pga. af ændringer i den eksisterende natur- og landskabstilstand. Samspillet mellem arealændringer og den eksisterende lovgivning bør undersøges nærmere på et nationalt niveau således, at den eksisterende lovgivning kan integreres i udtningsprojekterne til fordel for både natur og arealanvendelse.

Der er det seneste ½ år igangsat en del forsknings/moniterings aktiviteter som vil udfylde nogen af de vidnesbehov som er påpeget i dette kapitel, jf. Bilag 3, for en omtale af de væsentligste projekter.

8 Opsummering / konklusion

Af hele forfattergruppen

Fagfællebedømt af Søren O. Petersen og Søren Munch Kristiansen, AU.

Inden industrialiseringen har lavbundslande dækket mere end 20 % af Danmarks areal. Disse jorder er i dag, hvis de er veldrænede, ofte gode landbrugsjorder pga. en stabil vandforsyning i vækstsæsonen. Hvis de dyrkede lavbundjorder er kulstofrige vil der ligeledes frigives næringsstoffer ifm. mineralisering af de organiske materiale i jorden. Lavbundslande i omdrift vil altid være drænede, bl.a. fordi typiske afgrøder kræver aerobe betingelse i rodzonen for god vækst. Dræningen af vandløbsnære områder er ofte en kombination af grøfter og rødræn. I 2018 var der i Danmark ca. 170.000 ha lavbundarealer med kulstofrige jorder (>6 % kulstof). Af disse var 74.000 ha tørvejorder (>12 % kulstof), et areal som hvert år skønnes at mindskes med mindst 1.000 ha.

Der vurderes at vådlægning så et grundvandsspejl permanent står nær jordoverfladen (0–30 cm), vil medføre en betydelig reduktion i CO₂-emissionen, mens det mest afgørende for en eventuel gevinst på klimagasudledningen er produktionen af metan. Den produktion er stærkt afhængig af grundvandsspejlets dybde. Findes der et oxisk miljø i de øverste 20 cm af jorden vil dette typisk være nok til at minimere udsippet af metan, men hvis grundvandsstanden ligger helt oppe under overfladen kan der være et betydeligt udslip af metan, der begrænser gevinsten ved den lavere emission af CO₂. Ved vådlægning er det vigtigt at sørge for, at grundvandsstanden holdes et stykke under overfladen for at holde metanudslippet lavt nok til at få en samlet gevinst på udledning af drivhusgasser. Da nettoudslippet af drivhusgasser kan afhænge af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør der foretages grundige undersøgelser af, hvad der styrer denne sammenhæng, før dræning til en højere fast grundvandsstand kan anbefales. Dette gør sig gældende upåagtet hvilken udnyttelse, der vil være på arealet. Ved udnyttelse af arealet med paludikulturer vil der antagelig være en lagring af kulstof i levende, døde og henfaldende rødder, men den er pga. manglende viden ikke medregnet.

Fosfortab fra genetablerede vådområder kan være stort i forhold til niveauer fra dyrket højbundsjord. Trods talrige studier af fosformobilisering i genetablerede vådområder er vi på nuværende tidspunkt ikke i stand til at estimere på en given lokalitet, hvordan det dynamiske samspil mellem fosformobilisering og afstrømningsprocesser påvirker fosfortabet fra vådområderne i en længere årrække efter selve vådlægningen. Således er det heller ikke muligt at foretage en kvalificeret vurdering over effekten af de forskellige beskyttelsesniveauer på fosfortabet. Samtidig kan høst af vegetationen og styring af det hydrologiske regime reducere tabsrisikoen efter vådlægningen.

De mange år med dyrkning har næsten alle steder fjernet lavbundslandene så meget fra sit naturlige biodiversitetsmæssige udgangspunkt, at det vil være vanskeligt for de for naturtypen karakteristiske arter at indvandre og klare sig her. I forhold til ændringer i biodiversitet vil ingen af tiltagene dog have en negativ effekt i forhold til udgangspunktet, nemlig dyrket landbrugsjord med jordbehandling. I forhold til den natur og biodiversitetsmæssige værdi af uberørte naturområder på kulstofrig lavbundsjord vurderes det, at flertallet af tiltagene har lille biodiversitetsmæssig værdi.

Etablering af vådområder har i forhold til de øvrige beskyttelsesniveauer den største værdi for natur og biodiversitet. På grund af jordens næringstilstand vil græsning være et tiltag, der vil bidrage til at holde naturen lysåben. Hvis der ikke græsses, vil der over tid ske udvikling af krat, skov eller sumpskov sandsynligvis med dominans af rød-el eller birk. Overordnet set er der behov for en diskussion af hvordan udtagne

lavbundsgræsland skal udvikle sig i fremtiden. Den naturlige udvikling tilsiger, at der vil ske en naturlig succession mod tilgroning. Hvilke plantearter, der indfinder sig afhænger meget af den fremtidige vandstand. Nogle lokaliteter vil kunne afgræsses og eller slås, andre vil ikke. En offentlig diskussion om dette ifht. værdi for natur og biodiversitet vil være nyttig.

I tabellerne 8.1 og 8.2 er der lavet en forsimplet oversigt over miljøeffekterne ved vådlægning af lavbundsarealer. Der er overvejende positive miljø effekter ved vådlægning, det er dog klart at der er store usikkerheder ifm. vurdering af risikoen for tab af P ved vådlægning.

Tabel 8.1 Vurderet effekt efter vådlægning, ± ingen eller usikker, + positiv effekt, - negativ effekt. For drivhusgasser anvendes symbolerne ↓ og ↑ for henholdsvis faldende og stigende emissioner, 0 angiver ingen forventet ændring og parentes () angiver at den forventede effekt er begrænset. Definition af beskyttelses niveauerne findes i Tabel 5.1

Beskyttelses niveau	Udbytter efter vådlægning	Vådområde effekt på tilstrømmende vand	Udvaskning efter vådlægning	Stigning i N retention antaget efter vådlægning	Udledning til vandmiljø	Ammoniak fordampning	Ammoniak deposition	Udledning af P efter vådlægning	Effekt på CO ₂ emissionen	Effekt på CH ₄ emissionen	Effekt på N ₂ O emissionen	Samlet effekt på drivhusgasemission
A1	±	0	+	0	+	+	+	±	(↓)	0	(↓)	(↓)
A2	±	0	+	0	+	+	+	±	(↓)	0	(↓)	(↓)
B1	+	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B2	±	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B3	±	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B4	±	0	+	+	+	+	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
B5	±	0	+	+	+	+	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
B6	±	0	+	+	+	0	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
C1	±	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
C2	±	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
D1	-	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
D2	-	+	+	+	+	0	+	±	↓	↑	(↓)	↓

Tabel 8.2 Biodiversitetsvurdering for de 12 scenarier. Biodiversitetsvurdering. Der er i lighed med vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus 3 er meget dårligere biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal

Kode	Regnorme	Jordbunds-insekter	Mikro-leddyr	Enky-træer	Tokimbladede urter	Graminoider (græs, halvgræs, siv)	Træer og buske	Biller	Bier	Sommer-fugle	Svirre-fluer
A1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0
A2	1	1	1-2	1-2	0	1	0	1	0	0	0
B1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0
B2	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
B3	2	1	1	2	0-1	1		1	0-1	0-1	0-1
B4	1	1	1	1	0	0-1	0	1	0-1	0	0
B5	1	1	1	1	1	1	0	1	0-1	0-1	1
B6	2	2	2	2	1-2	1-2	0-1	1-2	1-2	1-2	1-2
C1	1	1	1	1	0-1	0-1	0	0-1	0-1	0	1-2
C2	1	1	1	1	0-2	0-2	0	0-1	0-1	0	1-2
D1	2	2	2	2	2	2	0	2	0-1	0-1	0-2
D2	2-3	23	2-3	2-3	1-3	1-3	1-3	2-3	1-3	0-3	1-3

9 Bilag

9.1 Bilag 1. Fordeling af landbrugsafgrøder 2018 i ha på omdrift, afgrødekategori og OC-kulstofniveau.

Afgrødekode	Afgrødetekst	Kategori	Omdrift	6-12%	> 12%
1	Vårbyg	Vårsæd til modenhed	omdrift	19215,32	9361,19
2	Vårhvede	Vårsæd til modenhed	omdrift	1378,48	1036,72
3	Vårhavre	Vårsæd til modenhed	omdrift	3689,62	2189,89
4	Blanding af vårsåede arter	Vårsæd til modenhed	omdrift	122,73	64,88
5	Majs til modenhed	Vårsæd til modenhed	omdrift	225,13	102,86
6	Vårhvede, brødhvede	Vårsæd til modenhed	omdrift	132,43	257,19
7	Korn + bælgssæd under 50% bælgssæd	Bælgssæd	omdrift	50,46	7,76
8	Vårspelt	Vårsæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
9	Vinterspelt	Vintersæd til modenhed	omdrift	2,59	1,94
10	Vinterbyg	Vintersæd til modenhed	omdrift	932,75	230,86
11	Vinterhvede	Vintersæd til modenhed	omdrift	5293,77	2291,36
13	Vinterhvede, brødhvede	Vintersæd til modenhed	omdrift	145,09	57,30
14	Vinterrug	Vintersæd til modenhed	omdrift	417,63	142,69
15	Vinterhybridrug	Vintersæd til modenhed	omdrift	1327,56	333,53
16	Vintertriticale	Vintersæd til modenhed	omdrift	234,37	72,73
17	Blanding af efterårssåede arter	Vintersæd til modenhed	omdrift	1,66	0,55
21	Vårrops	Raps mm	omdrift	15,43	3,79
22	Vinterraps	Raps mm	omdrift	1829,47	522,34
23	Rybs	Raps mm	omdrift	0,00	0,00
24	Solsikke	Raps mm	omdrift	0,92	0,18
25	Sojabønner	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
30	Ærter	Bælgssæd	omdrift	75,50	15,90
31	Hestebønner	Bælgssæd	omdrift	619,93	259,23
32	Sødlupin	Bælgssæd	omdrift	4,90	0,09
35	Bælgssæd, flerårig blanding	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
36	Bælgssæd, andre typer til modenhed b	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
40	Oliehør	Raps mm	omdrift	0,00	0,00
42	Hamp	Raps mm	omdrift	26,34	17,10
51	Blanding bredbladet afgrøde, frø/ke	Raps mm	omdrift	2,59	2,31
52	Quinoa	Raps mm	omdrift	1,94	0,09
53	Boghvede	Raps mm	omdrift	0,00	0,00

54	Bælgsæd blanding	Bælgsæd	omdrift	0,55	0,18
55	Vårrug	Vårsæd til modenhed	omdrift	1,11	0,00
56	Vårtriticale	Vårsæd til modenhed	omdrift	43,16	8,87
57	Vinterhavre	Vintersæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
58	Sorghum	Vårsæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
101	Rajgræsfrø, alm.	Frøgræs	omdrift	478,44	157,94
102	Rajgræsfrø, alm. 1. år, efterårsudl	Frøgræs	omdrift	97,04	31,70
103	Rajgræsfrø, ital.	Frøgræs	omdrift	3,42	4,07
104	Rajgræsfrø, ital. 1. år efterårsudl	Frøgræs	omdrift	0,92	0,09
105	Timothefrø	Frøgræs	omdrift	96,57	161,45
106	Hundegræsfrø	Frøgræs	omdrift	33,82	17,00
107	Engsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,09
108	Rødsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	173,46	48,33
109	Rajsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	12,75	30,50
110	Svingelfrø, stivbladet	Frøgræs	omdrift	8,32	1,20
111	Svingelfrø, strand-	Frøgræs	omdrift	37,24	24,31
112	Engrapgræsfrø (marktype)	Frøgræs	omdrift	6,75	0,55
113	Engrapgræsfrø (plænetype)	Frøgræs	omdrift	19,22	2,77
114	Rapgræsfrø, alm.	Frøgræs	omdrift	9,15	12,48
115	Hvene frø, alm. og krybende	Frøgræs	omdrift	1,20	0,00
116	Rajgræs, hybrid	Frøgræs	omdrift	10,72	0,46
117	Rajgræs, efterårsudl. hybrid	Frøgræs	omdrift	0,09	0,00
118	Rajsvingelfrø, efterårsudlagt	Frøgræs	omdrift	6,19	11,09
120	Kløverfrø	Frøgræs	omdrift	30,31	8,32
121	Græsmarksbælplanter	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
122	Kommenfrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
123	Valmuefrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
124	Spinatfrø	Frøgræs	omdrift	57,11	9,61
125	Bederoefrø	Frøgræs	omdrift	0,28	0,00
126	Blanding af markfrø til udsæd	Frøgræs	omdrift	29,48	35,49
149	Kartofler, lægge- (certificerede)	Kartofler	omdrift	30,96	3,60
150	Kartofler, lægge- (egen opformering)	Kartofler	omdrift	101,66	43,81
151	Kartofler, stivelses-	Kartofler	omdrift	954,66	271,06
152	Kartofler, spise-	Kartofler	omdrift	138,44	855,77
153	Kartofler, andre	Kartofler	omdrift	111,08	37,52
160	Sukkerroer til fabrik	Rodfrugter	omdrift	168,66	26,52

161	Cikorierødder	Rodfrugter	omdrift	0,00	0,00
162	Blanding, andre industriafr.	Rodfrugter	omdrift	1,20	0,00
170	Græs til fabrik (omdrift)	Græs i omdrift	omdrift	4,44	1,20
171	Lucerne, slæt	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	21,26	4,62
172	Lucernegræs, over 25% græs til slæt	Græs i omdrift	omdrift	17,74	3,14
173	Kløver til slæt	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	5,18	9,43
174	Kløvergræs til fabrik	Græs i omdrift	omdrift	4,07	0,46
180	Gul sennep	Raps mm	omdrift	0,65	2,68
182	Blanding af oliearter	Raps mm	omdrift	1,94	11,55
210	Vårbyg, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	774,72	364,67
211	Vårhvede, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	2,68	1,20
212	Vårhavre, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	43,62	31,79
213	Blandkorn, vårsået, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	7,30	3,51
214	Korn og bælgssæd, helsæd, under 50%	Bælgssæd	omdrift	290,83	121,34
215	Ærtehelsæd	Bælgssæd	omdrift	256,36	129,01
216	Silomajs	Silomajs	omdrift	4732,99	1406,02
220	Vinterbyg, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	0,37	0,00
221	Vinterhvede, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	4,90	0,37
222	Vinterrug, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	8,32	0,55
223	Vintertriticale, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	4,07	0,37
224	Blandkorn, efterårssået helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	0,00	0,00
230	Blanding af vårkorn, grønkorn	Grønkorn, vår	omdrift	97,41	61,83
234	Korn og bælgssæd, grønkorn, under 50	Grønkorn, vår	omdrift	41,40	10,81
235	Blanding af vinterkorn, grønkorn	Grønkorn, vinter	omdrift	0,28	0,00
247	Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), omdrif	Arealer med tilsagn under miljøordninger	omdrift	2333,69	3071,35
248	Permanent græs ved vandboring	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,74	0,37
249	Udnyttet græs ved vandboring	Græs i omdrift	omdrift	0,18	0,09
250	Permanent græs, meget lavt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	1215,92	1412,30
251	Permanent græs, lavt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	2005,43	2080,56
252	Permanent græs, normalt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	11676,58	12285,97
253	Miljøgræs MVJ-tilsagn (80 N), omdri	Arealer med tilsagn under miljøordninger	omdrift	13,68	7,02
254	Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), perman	Arealer med tilsagn under miljøordninger	NULL	4809,33	5701,05
255	Permanent græs, under 50% kløver/lu	Græsafgrøder, permanent	NULL	610,50	669,92
256	Permanent kløvergræs, over 50% kløv	Græsafgrøder, permanent	NULL	29,02	12,85
257	Permanent græs, uden kløver	Græsafgrøder, permanent	NULL	1197,16	1215,82
258	Permanent græs, ø-støtte	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,18	0,00

259	Permanent græs, fabrik, over 6 tons	Græsafrøder, permanent	NULL	2,13	0,83
260	Græs med kløver/lucerne, under 50 %	Græs i omdrift	omdrift	9015,46	5777,39
261	Kløvergræs, over 50% kløver (omdrif	Græs i omdrift	omdrift	56,93	42,14
262	Lucernegræs, over 50% lucerne (omdr	Græs i omdrift	omdrift	5,27	0,28
263	Græs uden kløvergræs (omdrift)	Græs i omdrift	omdrift	3497,39	2490,80
264	Græs og kløvergræs uden norm, under	Græs i omdrift	omdrift	410,14	471,69
266	Græs under 50% kløver/lucerne, ekst	Græs i omdrift	omdrift	83,27	62,01
267	Græs under 50% kløver/lucerne, meg	Græs i omdrift	omdrift	166,26	189,08
268	Græs under 50% kløver/lucerne, lavt	Græs i omdrift	omdrift	754,39	602,28
269	Græs, rullegræs	Græs i omdrift	omdrift	9,43	8,04
270	Græs til udegrise, omdrift	Græs i omdrift	omdrift	31,88	25,69
271	Rekreative formål	Udyrkede arealer, vildtagre	NULL	521,69	856,88
272	Permanent græs til fabrik	Græsafrøder, permanent	NULL	0,18	0,00
273	Lucerne til fabrik	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	0,09	0,00
274	Permanent lucernegræs over 25% græs	Græsafrøder, permanent	NULL	0,74	0,00
276	Permanent græs og kløvergræs uden n	Græsafrøder, permanent	NULL	3471,70	3872,14
277	Kløver til fabrik	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	0,00	0,00
278	Permanent lucerne og lucernegræs ov	Græsafrøder, permanent	NULL	0,92	0,00
279	Permanent græs til fabrik	Græsafrøder, permanent	NULL	4,07	0,37
280	Fodersukkerroer	Rodfrugter	omdrift	66,63	20,61
281	Kålroer	Rodfrugter	omdrift	0,09	0,00
282	Fodermarvkål	Rodfrugter	omdrift	0,46	0,28
284	Græs med vikke og andre bælplanter	Græs i omdrift	omdrift	0,83	1,57
285	Græs og kløvergræs uden norm, over	Græs i omdrift	omdrift	11,46	13,31
286	Permanent græs og kløvergræs uden n	Græsafrøder, permanent	NULL	20,42	33,45
287	Græs til udegrise, permanent	Græsafrøder, permanent	NULL	6,84	3,23
305	Permanent græs, uden udbetaling af	Udyrkede arealer, vildtagre	NULL	5,08	0,37
306	Græs i omdrift, uden udbetaling af	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
308	MFO-brak, sommerslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	2963,13	3172,64
309	Udyrket areal ved vandboring	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	1,29	0,55
310	Brak, sommerslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	245,55	232,43
311	Skovrejsning på tidl. landbrugsjord	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	117,37	64,60
312	20-årig udtagning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	221,43	412,82
313	20-årig udtagning af agerjord med f	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	12,01	7,67

314	20-årig udtagning med tilsagn om sk	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	6,19	2,68
316	Udtagning med fastholdelse, ej land	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,09
317	Vådområder med udtagning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	16,82	13,40
318	MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	2255,41	3098,06
319	MFO-brak, Udtagning, ej landbrugsar	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	94,17	279,56
321	Miljøtiltag, ej landbrugsarealer	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	723,25	865,38
323	MFO-udyrket areal ved vandboring	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	0,18	0,09
324	Blomsterbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	22,92	7,67
325	MFO-Blomsterbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	114,41	94,73
327	MFO-bræmme, sommerslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	107,29	61,55
328	MFO-bræmme med blomsterblanding	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	3,42	2,59
329	MFO-bræmme, miljøtilsagn	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	2,77	0,65
334	MFO-bræmme, forårsslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	16,63	10,72
335	MFO-bræmme, permanent græs, forårsslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
336	MFO-bræmme, permanent græs, sommerslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,92	0,46
337	MFO-bræmme, permanent græs, miljøtilsagn	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
338	Brak, forårsslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	20,24	12,85
339	MFO-brak, forårsslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	115,98	100,92
342	Bestøverbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
343	MFO-bestøverbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	13,22	20,89
361	Ikke støtteberettiget landbrugsareal	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	3,33	2,68
400	Asieagurker	Grøntsager, friland, særlige støtteretigheder	omdrift	0,00	0,00
401	Asparges	Grøntsager, friland, særlige støtteretigheder	NULL	2,86	0,37
402	Bladselleri	Grøntsager, friland, særlige støtteretigheder	omdrift	0,00	0,00

403	Blomkål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	6,38	0,00
404	Broccoli	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	3,88	0,37
405	Courgette, squash	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,00	0,00
406	Grønkål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	1,57	1,20
407	Gulerod	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	51,94	26,89
408	Hvidkål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	4,16	1,66
409	Kinakål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,00	0,00
410	Knoldselleri	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,09	0,00
411	Løg	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	2,13	1,48
412	Pastinak	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,65	0,00
413	Rodpersille	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,00	0,09
415	Porre	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	3,14	0,83
416	Rosenkål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,55	0,00
417	Rødbede	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	4,25	35,30
418	Rødkål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,74	0,09
420	Salat (friland)	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	1,39	0,00
421	Savoykål, spidskål	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	4,25	1,02
422	Spinat	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	2,13	0,65
423	Suktermajs	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	5,82	1,48
424	Ærter, konsum	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	23,94	8,87
429	Jordkokker, konsum	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	1,20	1,20
430	Bladpersille	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,28	0,00
431	Purløg	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,00	0,00
432	Krydderurter (undtagen persille og	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,28	0,09

434	Grøntsager, andre (friland)	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	0,65	0,00
448	Medicinpl., en- og toårige	Medicinplanter	omdrift	0,00	0,00
449	Medicinpl., stauder	Medicinplanter	omdrift	0,09	0,00
450	Grøntsager, blandinger	Grøntsager, friland, særlige støtteret-tigheder	omdrift	3,23	1,66
486	Hønsegård uden plantedække	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
487	Skovlandbrug	Trækulturer	NULL	1,29	0,09
488	Hønsegård, permanent græs	Græsafgrøder, permanent	NULL	1,76	3,70
489	Havtorn	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,55	0,00
491	Storfrugtet tranebær	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
493	Surbær	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	2,40	0,37
496	Medicinpl., vedplanter	Medicinplanter	NULL	0,00	0,00
497	Planteskolekulturer, vedplanter, ti	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	2,59	0,37
499	Lukket system	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
501	Stauder	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,46	0,28
502	Blomsterløg	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
503	En- og to-årige planter	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
504	Solbær, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,09	0,00
505	Ribs, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
507	Hindbær, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
509	Trækvæde	Småplanteproduktion og planteskole-planter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
512	Rabarber	Frugt og bær	NULL	0,55	0,00
513	Jordbær	Frugt og bær	NULL	6,47	2,50
514	Solbær	Frugt og bær	NULL	2,22	0,09
515	Ribs	Frugt og bær	NULL	0,92	0,28
516	Stikkelsbær	Frugt og bær	NULL	0,46	0,46
517	Brombær	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
518	Hindbær	Frugt og bær	NULL	0,55	2,68
519	Blåbær	Frugt og bær	NULL	3,51	2,31
520	Surkirsebær uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,28	0,00

521	Surkirsebær med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,46	0,00
522	Blomme uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,55	0,00
523	Blomme med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,09	0,00
524	Sødkirsebær uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
525	Sødkirsebær med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
526	Hyld	Frugt og bær	NULL	2,77	1,02
527	Hassel	Frugt og bær	NULL	1,02	0,00
528	Æbler	Frugt og bær	NULL	9,43	0,28
529	Pærer	Frugt og bær	NULL	1,11	0,00
530	Vindrue	Frugt og bær	NULL	0,09	0,00
531	Anden træfrugt	Frugt og bær	NULL	0,74	0,00
532	Anden buskfrugt	Frugt og bær	NULL	0,28	0,18
533	Rønnebær	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
534	Hyben	Frugt og bær	NULL	0,55	0,18
536	Spisedruer	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
539	Blandet frugt	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
540	Tomater	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
541	Agurker	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
542	Salat (drivhus)	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
543	Grøntsager, andre (drivhus)	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
544	Snitblomster og snitgrønt	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
545	Potteplanter	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
547	Planteskolekulturer, stauder	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
548	Småplanter, en-årige	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
551	Moskusgræskar	Frugt og bær	omdrift	0,00	0,00
552	Mandelgræskar	Frugt og bær	omdrift	0,09	0,00
553	Centnergræskar	Frugt og bær	omdrift	1,39	0,09
563	Svampe, champignon	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
564	Containerplads	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
570	Humle	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
576	Skovrejsning (statslig) - forbedring af vand	Trækulturer	NULL	0,00	0,00

577	Skov med biodiversitetsformål	Trækulturer	NULL	28,28	1,76
578	Skovrejsning – forbedring af vandmi	Trækulturer	NULL	36,50	5,91
579	Tagetes, sygdomssanerende plante	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
580	Skovdrift, alm.	Trækulturer	NULL	199,43	136,87
581	Nyplantning i skov med træhøjde und	Trækulturer	NULL	5,82	0,83
582	Pyntegrønt, økologisk jordbrug	Trækulturer	NULL	0,18	1,11
583	Juletræer og pyntegrønt på landbrug	Trækulturer	NULL	181,04	43,53
585	Skovrejsning i projektområde, som i	Trækulturer	NULL	4,62	1,29
586	Offentlig skovrejsning	Trækulturer	NULL	8,96	1,20
587	Skovrejsning på tidl. landbrugsjord	Trækulturer	NULL	166,63	59,33
588	Statslig skovrejsning	Trækulturer	NULL	0,46	0,18
589	Bæredygtig skovdrift	Trækulturer	NULL	41,03	18,58
590	Bæredygtig skovdrift i Natura 2000-	Trækulturer	NULL	16,91	4,62
591	Lavskov	Energiskov og anden produktion	NULL	7,30	2,68
592	Pil	Energiskov og anden produktion	NULL	279,84	320,59
593	Poppel (0-100 træer pr. ha)	Energiskov og anden produktion	NULL	123,19	59,24
594	EI	Energiskov og anden produktion	NULL	2,22	1,57
596	Elefantgræs	Energiskov og anden produktion	NULL	3,14	0,65
597	Rørgræs	Energiskov og anden produktion	NULL	0,74	5,45
602	MFO - Pil	Energiskov og anden produktion	NULL	320,13	246,66
603	MFO - Poppel (0-100 træer pr. ha)	Energiskov og anden produktion	NULL	104,15	71,62
604	MFO - EI	Energiskov og anden produktion	NULL	0,09	0,00
605	MFO - Lavskov	Energiskov og anden produktion	NULL	31,79	7,76
650	Chrysanthemum Garland, frø	Andet havefrø	omdrift	3,79	0,92
651	Dildfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
652	Kinesisk kålfrø	Andet havefrø	omdrift	1,20	0,09
653	Karsefrø	Andet havefrø	omdrift	0,09	0,00
654	Rucolafrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
655	Radisefrø (inklusive olieræddikefrø)	Andet havefrø	omdrift	0,83	0,09
656	Bladbedefrø, rødbedefrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
657	Grønkålfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
659	Kålfrø (hvid- og rødkål)	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
660	Persillefrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
661	Kørvelfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
662	Majroe frø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
663	Pastinakfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00

664	Skorzonerrod/skorzonerrodfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
665	Havrerodfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
666	Purløgsfrø	Andet havefrø	omdrift	0,55	0,00
667	Timianfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
668	Blomsterfrø	Andet havefrø	omdrift	1,11	0,00
701	Grønkorn af vårbyg	Grønkorn, vår	omdrift	1330,42	1066,85
702	Grønkorn af vårhvede	Grønkorn, vår	omdrift	76,89	57,48
703	Grønkorn af vårhavre	Grønkorn, vår	omdrift	163,02	136,59
704	Grønkorn af vårrug	Grønkorn, vår	omdrift	103,04	72,36
705	Grønkorn af vårtriticale	Grønkorn, vår	omdrift	0,00	0,00
706	Grønkorn af vinterbyg	Grønkorn, vinter	omdrift	0,28	0,00
707	Grønkorn af vinterhvede	Grønkorn, vinter	omdrift	65,06	35,86
709	Grønkorn af vinterrug	Grønkorn, vinter	omdrift	60,90	15,80
710	Grønkorn af hybridrug	Grønkorn, vinter	omdrift	0,00	0,00
900	Øvrige afgrøder	Øvrige arealer	NULL	2,13	3,79
903	Lysåbne arealer i skov	Øvrige arealer	NULL	16,08	8,04
905	Anden anvendelse på tilsagnsarealer	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
907	Naturarealer, økologisk jordbrug	Øvrige arealer	NULL	312,83	404,41
908	Naturarealer, ansøgning om miljøtil	Øvrige arealer	NULL	26,43	33,73
921	Bar jord	Øvrige arealer	NULL	0,18	0,00
995	Slettet mark	Ukendt	NULL	1,39	1,48
i alt				97742,77	73264,36

9.2 Bilag 2. Bestilling fra MFVM: Videnssyntese om kulstofrig lavbundsjord

Formål: Der ønskes udarbejdet en videnssyntese om kulstofrig lavbundsjord. Syntesen ønskes udformet som en rapport, der belyser den samlede og nyeste viden om kulstofrig jord, fsva. emissioner, barrierer for udtagning, mulige tiltag der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje samt miljø-, klima og biodiversitetseffekter ved mulige tiltag der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje. Rapporten ønskes ligeledes at belyse aktuelle usikkerheder og videnshuller.

Udkast til disposition fremgår af bilag 1.

Basis for videnssyntesen

Videnssyntesen skal bygge på litteraturstudie af relevante videnskabelige publikationer fra Danmark og sammenlignelige lande. Der skal også inkluderes erfaringer fra upublicerede forskningsprojekter og forsøg, hvis disse vurderes relevante også selvom resultater ikke er publiceret i videnskabelige tidsskrifter. Hvis sidstnævnte er tilfældet, skal der refereres til personlig kommunikation og baggrunden, eller konteksten, skal beskrives tilstrækkeligt for at yderligere information kan indhentes. Generelt ønskes rapporten formidlet pædagogisk, da det er hensigten at rapporten skal kunne læses og forstås af en bred skare af interessenter.

Bestillingen skal være koordineret på tværs af relevante forskningsenheder på AU, herunder ift. indrapportering af drivhusgasemissioner samt fosfor- og kvælstofvirkemiddelkataloger. Kapitler der vedrører emissionsfaktorer skal være koordineret med arbejdet med bestillinger fra KEFM vedr. revision af emissionsfaktorer for kulstofrig lavbundsjord.

Proces

Aarhus Universitet ønskes at levere et udkast til videnssyntesens disposition til Landbrugsstyrelsen d. 1. april. Med udgangspunkt i dette udkast, vil Landbrugsstyrelsen gennemføre en skriftlig interessentinddragelsesproces, med henblik på at skabe åbenhed omkring processen samt få input til ønsker til indhold i syntesen. Landbrugsstyrelsen videreformidler de eventuelle indkomne input til Aarhus Universitet, senest d. 1. maj. Der tages forbehold for eventuelle justeringer i bestillingen som følge af interessentinddragelsesprocessen.

Landbrugsstyrelsen vil primo september indkalde Aarhus Universitet til et midtvejsevalueringsmøde. Mødet afholdes med henblik på at give indblik i processens fremdrift.

Udkast til den samlede rapport ønskes sendt til kommentering d. 15. november i MFVM samt hos øvrige interessenter, med frist for kommentarer d. 1. december. Landbrugsstyrelsen videreformidler rapportens udkast til relevante interessenter. Rapporten bør ikke betragtes som færdig inden AU har forholdt sig til eventuelle kommentarer.

Leverance

Den færdige rapport ønskes leveret til Landbrugsstyrelsen d. 15. december, såfremt der ikke er væsentlige rettelser som følge af kommentarerne.

9.3 Bilag 3 Uddrag over projekter med deltagelse af AU, der kan bidrage til at udfylde videnshuller

Der er det seneste ½ år igangsat en del forsknings/moniterings aktiviteter som vil udfylde nogen af de vidensbehov der er påpeget i kapitel 7. Nedenfor er nævnt de væsentligste projekter. Bemærk listen er ufuldstændig.

Der vil i 2021 og 2022 blive etableret en moniterings infrastruktur (ReWet) som vil følge emissionerne af klimagasser og næringsstoffer samt faciliterer forskningsprojekter inden for dette område, forskningsinfrastrukturen dækker både skov og landbrudsområder (<https://projects.au.dk/rewet/>). Projekter er ledet af AU og er et samarbejde mellem AU og KU.

Det Innovationsfonds finansierede forskningsprojekt ReDoCO2 vil i løbet af de næste 3-4 år udvikle et dronebaseret kortlægningssystem som vil kunne kortlægge tørvens udbredelse og grundvandsdybden i lavbundsområder i stor detalje samt udvikle et beslutningsstøtte system til understøttelse af udtagning (<https://redoco2.net/>).

Klimaministeriet har igangsat en række mindre projekter som specifikt vil arbejde på en revision af emissionsfaktorer for kulstofrige lavbundsjord. Projekterne vil specifikt vil kikke på opdatering af det eksisterende tørvekort samt grundvandskortlægningen af grundvandstand i lavbundsområderne. Endvidere vil projekter prøve at kvantificere emissioner fra 6-12% jorderne samt lave verificering af emissionsfaktorer (>12%OC) ved en konsolideret analyse af danske emissionsdata og sammenstilling med internationale data.

Fremtidens anvendelse af organogene jorde. Future management of organic soils. (2020-21). Funded by Promilleafgiftfonden, SEGES.

RePeat - Muligheder for at nedbringe landbrugets drivhusgasudledning ved ekstensiveret drift og udtagning af lavbundsjord. Options to reduce the agricultural GHG emissions by peatland extensification or set aside. (2019-2023). MFVM Klimaforskningsprogram

Med henblik på at vurdere effekten på næringsstofudledning ved vådlægning af lavbundsarealer har AU siden 2019 igangsat monitoring på fire større lavbundsområder, hhv. Kurk Mose, Gammelgaard Sø, Aborgminde og Svoldrup Kær. Desuden testes fosforfiltre og høst af biomasse som mulige afværgeforanstaltninger. Projekterne er finansieret af Miljøstyrelsen. Fra 2021 og 3 - 5 år frem vil der finansieret af Landbrugsstyrelsens reserve til udtagning af lavbundsjord blive igangsat yderligere en række projekter, der gennem monitoring og eksperimenter skal søge at udvikle blandt andet typologier for vandstrømning og næringsstoffdynamik.