



KONSEKVENSERNE AF NÆRINGSSTOF- BALANCEN PÅ UDTAGNE LAVBUNDS- JORDER FOR MULIG NATURGENOPRETNING

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 288

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KONSEKVENSERNE AF NÆRINGSSTOF- BALANCEN PÅ UDTAGNE LAVBUNDS- JORDER FOR MULIG NATURGENOPRETNING

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 288

2023

Jesper Bak

Aarhus Universitet, Institut for Eoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Konsekvenserne af næringsstof-balancen på udtagne lavbunds-jorder for mulig naturgenopretning
Forfatter:	Jesper Bak
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Juni 2023
Redaktion afsluttet:	Maj 2023
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Beate Strandberg Jesper Fredshavn
Ekstern kommentering:	Landbrugsstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/TR288_komm.pdf
Finansiel støtte:	Denne rapport er finansieret af Landbrugsstyrelsen
Bedes citeret:	Bak, J. 2023. Konsekvenserne af næringsstof-balancen på udtagne lavbunds-jorder for mulig naturgenopretning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 37 s. - Teknisk rapport nr. 288 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Der er foretaget en analyse af konsekvenserne af næringsstof-balancen på udtagne lavbunds-jorder ifm. naturgenopretning. Analysen viser, at genetablering af næringsfattige forhold og realisering af naturmål knyttet hertil på mange arealer kan være meget svært, specielt hvor der er sket en væsentlig akkumulering af næringsstoffer. Genopretning vil ofte både skulle omfatte forholdsvis drastiske indgreb som opstart og opfølgning med en løbende drift / pleje, der fjerner næringsstoffer. Græsning er ikke effektivt ift. at nedbringe næringsstof puljen. Slåning og fjernelse af førne kan anvendes til at nedbringe N puljen, men processen tager lang tid og forøgelse af jordens CN tager endnu længere tid. Det betyder, at omlægning af områder mhp. opnåelse af naturmål bør fokuseres på de områder, hvor den opbyggede næringsstofpulje er mindst, og der samtidig er en artspulje at bygge på.
Emneord:	kvælstoffølsom natur, lavbund, ammoniak effekter, næringsstofpuljer
Foto forside:	Jesper Bak
ISBN:	978-87-7156-811-0
ISSN (elektronisk):	2244-9991
Sideantal:	37

Indhold

Indledning	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Litteraturudredning	8
1.1 Anvendt litteratur	8
1.2 Historik og betydning	8
1.3 Erfaringer med genopretning	9
1.4 Erfaringer med genopretning	12
1.5 Drivhusgasser	15
1.6 Mineralisering og retention	17
2 Kvælstofeffekter ved omlægning	18
2.1 Mineralisering og retention	18
3 Modelberegninger	20
3.1 Valg af modelsystem	20
3.2 Opstilling af scenarier	22
3.3 Resultater	24
4 Diskussion og konklusioner	28
5 Referencer	31

Indledning

Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen har i 2021 indgået aftale med Aarhus Universitet/DCE om gennemførelse af et projekt vedr. biodiversitetspotentialer ved udtagning af lavbundsjord som klimaindsats. Projektet omfatter 3 arbejdsplaner. Arbejdsplan 1 vedrører udarbejdelse af et potentialekort for biodiversitetsværdien ved udtagning af lavbundsjord. Arbejdsplan 2 vedrører udarbejdelse af en litteraturudredning om genoprettelse af naturlig hydrologi, naturlig kystdynamik, naturlige vegetationsforhold og naturlige græsningsprocesser på lavbundsarealer.

Formålet med arbejdsplan 3 er i bestillingen beskrevet som: Udarbejdelse af en litteraturudredning samt modelberegninger af konsekvenserne for biodiversiteten af næringsstofbalancen på tidligere opdyrkede lavbundsjord. Tidligere landbrugsdrift vil i mange tilfælde have medført en væsentlig akkumulering af næringsstoffer i disse jorder. Selv efter ophørt drift vil der stadig ske en næringsstofbelastning som følge af atmosfærisk deposition og udvaskning fra højere liggende arealer. Næringsstoffer kan tabes fra arealerne ved udvaskning, denitrifikation, indbygning i tungt omsættelig biomasse mv. Projektet vil belyse effekterne af forskellige typer af løbende ekstensiv drift og naturpleje, herunder målrettet fjernelse af næringsstoffer.

Det er ønsket at udredningen munder ud i anbefalinger for evidensbaseret håndtering af næringsstofpuljerne i tidligere dyrkningsjorder med henblik på at reducere de skadelige effekter af eutrofieringen på biodiversiteten. Der er primært set på plantearter, idet der mangler både litteratur og model-systemer, der gør det muligt at koble mellem næringsstofbalancer og andre artsgrupper. Der antages imidlertid at være en sammenhæng mellem både dominerende og mere sjældne plantearter og fauna (Vogels et al., 2015).

Projektet er en opfølgning på en tidligere videnssynthese om kulstofrig lavbundsjord udarbejdet af Aarhus Universitet på baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen (Greve et al., 2021). Formålet med den tidligere videnssynthese var at belyse den samlede og nyeste viden om kulstofrig jord angående emissioner, miljø-, klima og biodiversitetseffekter mv. samt at beskrive barrierer for udtagning og mulige tiltag, der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje. Betydningen af aktuelle usikkerheder og videnshuller blev også belyst. Rapporten indeholdt et afsnit om effekten af vådlægning på ammoniakfordampning og deposition og heraf følgende natur- og miljøeffekter, hvilket derfor ikke er belyst i nærværende rapport, der fokuserer på næringsstofbalancen på de vådlagte områder.

Arbejdet i arbejdsplan 3 indeholder to hovedelementer, en litteraturudredning (Kapitel 1 og 2) og en modelbaseret evaluering af effekterne af forskellige typer af løbende ekstensiv drift efter vådlægning (Kapitel 3). Litteraturudredningen er delt i to med et særskilt kort resume af hovedresultater vedr. kvælstof fra den tidligere videnssynthese, der er medtaget for at belyse den mulige balance mellem forskellige hensyn specielt kvælstoffattig natur ift. retention.

Sammenfatning

AU / DCE har efter bestilling fra Landbrugsstyrelsen gennemført et analysearbejde mhp. at belyse konsekvenserne for biodiversiteten af næringsstofbalancen på udtagne lavbundsjord og evaluere effekterne af forskellige typer af løbende ekstensiv drift og naturpleje, herunder målrettet fjernelse af næringsstoffer i form af biomasse, græsning mv. og opstille anbefalinger for evidensbaseret håndtering af næringsstofpuljerne i tidligere dyrkningsjorder. I arbejdet er det blevet klart, at der ofte vil være behov for kraftigere indgreb for næringsstoffjernelse ifm. opstart af en omlægning. Arbejdet har bestået i en litteraturudredning og opstilling af et modulsystem til beregning af scenarier for udvikling i jordkemi og mulig forekomst af kvælstoffølsomme arter over tid på vådlagte arealer med forskellig udgangspunkt og forskellig løbende ekstensiv drift og naturpleje.

Litteraturgennemgangen har vist, at der over tid er sket et væsentligt tab af naturtyper og områder, der har været afhængige af en tidligere ekstensiv drift, både som følge af ændret arealanvendelse, kvælstofbelastning og ekstensivering eller intensivering af drift på de resterende arealer. Genetablering af næringsfattige forhold og realisering af naturmål knyttet hertil kan på mange arealer være meget svært. Modelberegninger viser endvidere, at processen kræver en stor og kontinuerlig drift / plejeindsats over meget lang tid, og at forudsætningen for succes i mange tilfælde er en væsentlig reduktion af kvælstofbelastningen.

Den største succes ved naturgenopretning opnås med fjernelse af topjord, men kun hvor der er mulighed for genetablering af de typiske arter for naturtyperne. På områder, hvor der er opbygget en væsentlig N pulje er græsning ikke effektivt ift. at nedbringe puljen. Slåning og fjernelse af førne kan anvendes til at nedbringe N puljen, men processen tager lang tid og forøgelse af jordens CN tager endnu længere tid.

Vådlægning har andre væsentlige formål som begrænsning af drivhusgasudledning og retention af næringsstoffer for at reducere belastningen af vandmiljøet. Det kan derfor være væsentligt at prioritere mål og indsatser på større og mindre skala, så omlægning af områder til en næringsfattig tilstand og opnåelse af naturmål knyttet hertil sker på de områder, hvor udgangspunktet er bedst. Dvs., hvor der ikke har været egentlig landbrugsdrift, den historiske kvælstofdeposition har været lav, tilførslen af kvælstof via afstrømning fra højereliggende områder er nær 0, og hvor arealet indeholder en tilstrækkelig artspulje.

En udvælgelse og prioritering af arealer kan inddrage både et kortere og længere tidsperspektiv og inddragelse af eksisterende viden om tidligere landbrugsdrift, data fra § 3 besigtigelser mv. samt evt. indsamling af nye data vedr. plantesamfund og jordkemi. For et kortere tidsperspektiv kan der anvendes sammenhænge fra overvågning og publicerede studier. For det længere tidsperspektiv vil det imidlertid være nødvendigt at anvende mekanistiske modeller med så gode data som muligt for de enkelte områder. Det vil også kunne være nødvendigt løbende at justere indsats og mål pba. udviklingen på de enkelte arealer.

Summary

AU / DCE has on commission from the Danish Agricultural Agency, carried out an analysis to elucidate the consequences for biodiversity of the nutrient balance on rewetted low-lying soils and to evaluate the effects of various types of continuous extensive management, including targeted removal of nutrients by mowing, grazing, etc. and to draw up recommendations for evidence-based management of the nutrient pools in rewetted former farmland areas. In the work, it has become clear that there often will be a need for restoration interventions including nutrient removal at the start of a change process. The work has consisted of a literature review and the setting up of a model system for scenarios analysis for soil chemistry and occurrence probability for nitrogen-sensitive plant species over time in wetlands with different starting points and different extensive management and nature maintenance.

The literature review has shown that, over time, there has been a significant loss of nature types and nature areas that depended on previous extensive farming practices, both as a result of changed land use, nitrogen load and extensification or intensification of farming on the remaining areas. The re-establishment of nutrient-poor conditions and the realization of nature goals linked to this can be very difficult on many areas. Model calculations also show that the process can take a very long time, and require a large and continuous management / nature maintenance effort and in many cases also requires a significant reduction of nitrogen load.

The greatest success in nature restoration is achieved with removal of topsoil, but only where there is a basis for re-establishment of typical species. In areas where a significant N pool has been built up, grazing is not effective in reducing the pool. Mowing with litter removal can be used to reduce the N pool, but the process takes a long time and increasing soil CN takes even longer.

Rewetting has other important purposes such as limiting greenhouse gas emissions and increasing nutrient retention to reduce the pressure on the aquatic environment. It may therefore be important to prioritize targets and efforts different scales, so that the transformation of areas into a nutrient-poor state and the achievement of nature targets linked to this takes place in the areas where the starting point is best. That is, where there has been only extensive agricultural use, the historical nitrogen deposition has been low, the supply of nitrogen via runoff from higher-lying areas is close to 0, and where the area contains a sufficient species pool.

A selection and prioritization of areas can include both a shorter and longer time perspective and the inclusion of existing knowledge about previous agricultural operations, data from § 3 inspections, etc. as well as possibly collection of new data regarding plant communities and soil chemistry. For a shorter time-perspective, correlations from monitoring and published studies can be used. For the longer time perspective, however, it will be necessary to use mechanistic models with as good data as possible for the individual areas. It may also be necessary to continually adjust effort and goals in the light of the development of the individual areas.

1 Litteraturudredning

1.1 Anvendt litteratur

Den foretagne litteraturudredning har haft fokus på nyere europæiske studier af erfaringer med vådlægning, specielt review og metaanalyser. Der er fokuseret på studier, der har inddraget jord- og plantekemi og effekter af naturforvaltning og -pleje på såvel plantesamfund som biodiversitet på forskellig skala. For de fleste af de gennemgåede studier har fokus været på planter, og ingen har berørt genetisk diversitet.

1.2 Historik og betydning

Lysåbne naturtyper, der er betingede af ekstensiv drift eller naturpleje, som artsrige græs- og hedesamfund dækkede engang store områder, men er gået tilbage i flere årtier både i Danmark og på europæisk plan. Både areal og tilstand er i tilbagegang, dels som følge af næringsstofbelastning, dels fordi den traditionelle ekstensive drift på mange arealer efterhånden enten er blevet opgivet eller intensiveret med fald i artstallet som følge (Immoor et al., 2017)(Bakker & Berendse, 1999)(Ceulemans et al., 2013).

En metaanalyse af 23 datasæt fra Tyskland og Storbritannien, med undersøgelser, der spænder over op til 75 år, viste for de fleste våde græsarealer et fald i den samlede artsrigdom af planter over tid, og et næsten fuldstændigt tab af habitatspecialister. Tabet af plantearter blev mere markant over tid, og var forbundet med et stærkt fald i jordens fugtighed og et højere næringsstofindhold i jorden. Våde græsarealer beliggende i naturreservater viste langt færre ændringer og i nogen tilfælde endog bedring i tilstand over tid (Ceulemans et al., 2013).

Et langtidsstudie af effekter af dræning og høslæt langs Biebrza floden i Polen viste, at dræning har forårsaget et skift fra mose- til engarter og forsvinden af følsomme mosser (Venterink et al., 2009). En langsigtet undersøgelse med flere genbesøg fra 1948 til 2015 nær Weser-floden i Tyskland viste et skift fra plantearter, der er typiske for våde, moderat frugtbare græsarealer, til mere næringskrævende arter med levested på mindre våd jord, især græsser, og et næsten totalt tab af indikatorarter for våde græsarealer (Immoor et al., 2017).

Plantearter med en snæver niche for lys, næringsstoffer, fugtighed og surhed og kort persistens under succession kan være meget følsomme for ændringer i arealforvaltningen. Restaureringsforsøg for lysåben natur i Tyskland og Holland har vist, at mange af disse arter ikke er i stand til at genetablere sig ved naturgenopretning og studierne konkluderede, at det derfor bør være en prioritet at beskytte de relikviehabitater, der stadig eksisterer, især rester af små våde græsarealer, ådals-samfund og arealer med halvgræsser, herunder at sikre den nødvendige naturpleje (Rosenthal, 2003).

Restaurering af nedbrudte tørveområder kan være ønskværdig både for at genskabe naturindholdet, og for at afbøde eutrofiering af vandområder på grund af kvælstof- og fosforforurening og for at reducere emissioner af drivhusgasser. På områder med lang tids intensiv landbrugsanvendelse og dræning kan det imidlertid være meget svært og tage meget lang tid at genskabe næringsfattige forhold og den oprindelige funktion for næringsstoffer og

kulstof. Hvis der ikke sker en fjernelse af topjorden, kan en høj mobilisering af P, opløst organisk stof og metan fortsætte i århundreder efter vådlægning af tørvearealer (Zak et al., 2018) (Greve et al., 2021).

Sammenfattende viser studierne, at der er sket et væsentligt tab af naturtyper og områder, der har været afhængige af en tidligere ekstensiv drift. Dette skyldes både ændret arealanvendelse og, for de resterende områder et skift mod hhv. en yderligere ekstensivering / ophør af drift eller en ekstensivering. Det er vanskeligt at genskabe forhold svarende til, hvad der har været under en tidligere ekstensiv drift på områder, hvor der i en lang periode enten slet ingen drift / pleje har været, eller hvor driften i en periode har været intensiveret. Både pga. opbygningen af et højt næringsstofniveau fra intensiveret drift og / eller luftforurening, og pga. mangel på frøpuljer og spredningsveje for arter, der er tabt fra områderne. Dette er nærmere uddybet i næste afsnit.

1.3 Erfaringer med genopretning

Der har de seneste årtier været gjort forsøg på naturgenopretning på lavbunds- og tørvejorder i mange lande. Der er her set på publicerede erfaringer og resultater fra primært Europa og Nordamerika mhp. at belyse hvad næringsstofpuljer, omsætning og tilførsel betyder ift. at opnå stillede mål, både i sig selv og i samspil med genopretningsindgreb og naturpleje.

Naturgenopretning kan have mange forskellige formål, og graden af succes vil afhænge både af udgangssituationen, målsætningen for indsatsen, de anvendte virkemidler for genopretningen og forvaltningsindsatsen derefter. Graden af succes vil også forventeligt afhænge af skala i tid og rum. De fleste studier dækker en forholdsvis begrænset rumlig og tidlig skala (Wagner et al., 2008). Et studie fra England og Wales peger desuden på, at succesen kan afhænge af, hvem der udfører indsatsen. Ud af 163 lokaliteter viste restaureringen af være succesfuld for 25 % af lokaliteterne, hovedsagelig opnået af private jordejere. Restaurering mislykkedes eller viste meget ringe fremskridt på 15 % af lokaliteterne, hovedsageligt administreret af offentlige eller velgørende organisationer. De resterende tres procent af de undersøgte steder viste nogle tegn på forbedring. Det blev konkluderet at graden af succes syntes at afhænge af både konsistensen (at indsatsen ikke ændres væsentligt over tid) og varigheden af restaureringsindsatsen (Rothero et al., 2020).

Selvom der efterhånden har været gjort mange forsøg med naturgenopretning på lavbundsgrunde og publiceret mange studier, er situationen kompleks. Et amerikansk studie har peget på, at både landskab, naturtype, hydrologisk regime, jordbundsegenskaber, topografi, næringsstofforsyning, forstyrrelsesregimer, invasive arter, frøbanker og faldende biodiversitet kan begrænse den mulige succes med genopretning. Det konkluderes her, at selvom mange udfald kan forklares efterfølgende, har vi ringe evne til at forudsige den vej udviklingen på lokaliteterne vil følge efter forskellige tiltag til genopretning, og ingen sikkerhed for, at specifikke mål vil blive opfyldt, hvilket kunne pege i retning af adaptiv forvaltning, hvor både indsats og mål kan justeres over tid (Zedler, 2000).

I et dansk studie baseret på genopretningsprojekter i 20 ådalsområder – hovedsageligt ved vådlægning – blev det konkluderet, at sandsynligheden for, at et genoprettet vådområde har udviklet sig til en naturligt våd habitattype generelt var lav, under 10 % (Moeslund et al., 2004). En dansk undersøgelse af 10 områder, der er blevet restaureret mellem 2001 og 2011 fandt en

forholdsvis lav forekomst af plantesamfund, der karakteriserer naturlige vådområder, både for de nyligt restaurerede og de ældre restaurerede vådområder. Artsrigdommen så ikke ud til at øges med restaureringens alder, sandsynligvis på grund af fortsat høj tilførsel af næringsstoffer på de restaurerede lokaliteter i kombination med begrænset spredning af de karakteristiske plantearter fra omgivelserne (Baumane et al., 2021).

Et nyere studie har undersøgt effekten af vådlægning, græsning og næringsstoffer. Det blev fundet, at effekten af afgræsning kun var positiv i de opstillede mål i de første år efter genopretning og kun i de mest næringsrige parceller, medens effekten af vådlægning på de enkelte lokaliteter generelt var negativ. Studiet konkluderede, at dette formentlig skyldes unaturligt høj tilgængelighed af næringsstoffer og at dette sandsynligvis er den centrale begrænsende faktor for vellykket genopretning af naturlige vådområder og deres tilhørende plantediversitet (Moeslund, et al, 2004). En senere dansk undersøgelse på naturlige vådområder har vist, at høj grundvandsstand (mindre end 37 cm dybde), lavt fosforindhold i jorden (<347 µg cm⁻³) og lav kvælstofkoncentration i grundvandet ved højt grundvand var vigtige for planteartsrigdommen (Audet et al., 2015).

De danske studier er konsistente med udenlandske undersøgelser, hvor restaureringssuccesen afhænger af, hvor stærkt forringede områderne er i udgangspunktet og abiotiske begrænsninger (eutrofiering, forsurening og oversvømmelsesperioder), der hæmmer genopretning. Der peges desuden på, at biotiske begrænsninger kan være vigtige, idet mange plantearter ikke er tilstede i jordens frøbank, og deres spredning kan være begrænset i det nuværende fragmenterede landskab (Schrautzer et al., 1996) (Bakker & Berendse, 1999)(Klimkowska et al., 2010).

Generelt er succesen begrænset, når der sættes biologiske mål for naturgenopretning for lavbundsjorder, der har været dyrket. Et review af europæiske studier viste, at vådlægning alene ikke har haft en målbar effekt på opnåelse af de biologiske mål. Succesraten kan forbedres ved fjernelse af topjod og diasporeoverførsel / assisteret spredning, hvor der dog kun er fundet en gennemsnitlig stigning i artsrigdommen af habitattypiske arter på under 10 % af den regionale artspulje. Restaureringssuccesen er delvist bestemt af startsituationen. Jo mere artsrig startsituationen er, jo tættere kan plantesamfundet efter restaurering være på et naturligt plantesamfund, men samtidig kan stigningen i antallet af målarter som følge af restaurering være mindre (Klimkowska et al., 2007).

Et studie vedrørende naturgenopretning for 119 områder udpeget som erstatningsnatur viste, at kun 33 % af 326 definerede mål, forskellige for hvert område, blev helt eller delvist nået, medens 67 % blev nået i lavere omfang eller slet ikke (Tischew et al., 2010).

Det er et generelt billede fra flere publicerede studier, at det er vigtigt for at genopretningsindsatsen skal lykkes, at der sker en tilstrækkelig reduktion af næringsstofniveauer og forebyggelse af forurening. Generelt ses de bedste resultater ved en kombination af topjordsjernelse og frøoverførsel sammen med vådlægning (Klimkowska et al., 2010)(Zak et al., 2017).

På kort sigt kan vådlægning i nogle tilfælde hæve niveauerne af tilgængelige næringsstoffer. Et hollandsk studie viste ikke den forventede reduktion af kvælstof- og fosfortilgængeligheden og genetablering af en mangfoldig

vådområdevegetation. I stedet havde genbefugtning af græsarealer med naturligt, uforurenede nedsivningsvand øget nedbrydningshastigheden og næsten fordoblet fosfortilgængeligheden som følge af en hævnning af jordens pH på grund af den hydrokemiske sammensætning af jordens porevand (van Dijk et al., 2004).

Slåning kan medvirke til at reducere næringsstofniveauet (Schulz et al., 2011). Et 20-årigt eksperiment i Tyskland dokumenterede, at genopretning af lavtydende samfund ved regelmæssig slåning to gange om året er mulig - selv i et område med høj atmosfærisk kvælstoftilførsel. Successionen sluttede dog ikke efter 20 år, formentlig på grund af den kontinuerlige, men meget langsomme spredning og etablering af nye arter (Poptcheva et al., 2009).

Et andet tysk studie over 20 år viste, at græsslåning to gange om året uden gødsning kunne medvirke til at opretholde planteartsrigdommen for arter, der allerede var til stede på undersøgelsesstederne eller endda øge den en smule (Oelmann et al., 2009).

I større områder med flere naturtyper og arealanvendelser kan der være konflikt mellem befugtning af højereliggende områder og bevarelse af eksisterende lavtliggende, fugtige mesotrofe habitater (Gottwald & Seuffert, 2003). Vådlægning kan være en væsentlig drivkraft for sekundær succession, og på områder med sjældne / værdifulde arter og / eller naturtyper i god tilstand må der ske en afvejning mellem genbefugtningens intensitet og genopretningens mål (Timmermann et al., 2006).

Langsigtet forvaltning mhp. naturgenopretning på kulstofrige landbrugsarealer kan have større chance for succes, når indsatsen sker på landskabsniveau. Et hollandsk forsøg med naturgenopretning over 33 år i Drentsche Aa ådalen viste et omfattende skift i naturtyper, der tydeligt pegede på lavere næringsstofniveauer og en stigning i sumpvegetation på bekostning af våde enge. Biodiversitetsindikatorer viste dog kun små forskelle over tid på større skala på grund af en blanding af positive og negative ændringer på forskellige lokaliteter (Liu et al., 2021). Det danske projekt med genopretning af Skjern Å er et eksempel på, at storstile restaurering letter både genopretning af biologiske og geomorfologiske processer, men hvor tilstanden af de genskabte engarealer efter de første 10 år vurderes stadig at være meget påvirkede af næringsstoffer (Feld et al., 2011)(Ejrnæs et al., 2014).

Selvom det kan være svært at genskabe naturområder i god tilstand, kan naturgenopretning have positiv betydning for områdernes levering af økosystemtjenester. En meta-analyse af 70 naturgenopretningsprojekter viste 36 % højere niveauer af økosystemtjenester vedr. forsyning, regulering og opretholdelse for restaurerede vådområder sammenlignet med områder i dårlig tilstand, der ikke genoprettes. Restaurerede vådområder viste samme niveau af forsynende og kulturelle økosystemtjenester som der findes for naturlige vådområder, medens niveauet af understøttende og regulerende økosystemtjenester var henholdsvis 16 % og 22 % lavere end i naturlige vådområder (Meli et al., 2014).

Genoprettede vådområders evne til at akkumulere kulstof og tilbageholde næringsstoffer (N og P) er vigtigt i mange projekter. Selvom det ikke måtte være muligt at genskabe mesotrofe forhold på vådlagte områder kan etablering af eutrofe sumpe, der kan fungere som næringsstofdræn, være et mål (Schrautzer et al., 1996).

Et studie i Tyskland på et område med 20 000 ha nedbrudte moseområder viste, at der 7 til 10 år efter genbefugtning var dannet en mosaik af vegetations typer med højt potentiale for tørvedannelse og flere dominerende, tørvedannende arter akkumulerede høje niveauer af overjordisk biomasse og næringsstoffer (C, N, P). Tagrør akkumulerede mest biomasse (op til 24 t tørstof ha⁻¹) (Zerbe et al., 2013).

Et mål for akkumulering af kulstof kan fremmes ved at etablere en vandstand, der favoriserer højproduktive potentielt tørvedannende siv som tagrør. Genoprettede naturområder kan i en sådan sammenhæng kombineres med nyskabte områder (Spieles, 2022). Ved flersidige mål som fremme af biodiversitet og regulering af vand og næringsstoffer må der ske en omhyggelig afvejning og løbende justering af indsatsen baseret på overvågningsdata og en mulig justering over tid af delmål for forskellige områder (Schrautzer et al., 2016).

Sammenfattende viser de forskellige studier med forsøg på genopretning af naturlige næringsfattige naturtyper og naturområder på vådlagt lavbund, at dette er svært på mange arealer og tæt på umuligt på andre. Den største succes opnås med fjernelse af topjord, men kun hvor der er mulighed for genetablering af de typiske arter. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at planlægge indsatsen på landsskabsniveau og fokusere den relativt dyre indsats for næringsstoffjernelse på de delområder, hvor chancen for succes er størst, medens andre delområder kan have andre målsætninger. Det kan også være nødvendigt at justere mål og indsats for de enkelte delområder over tid i lyset af, hvad der viser sig muligt.

1.4 Erfaringer med genopretning

Både tidligere gødskning, kalkning og drift i form af høslet og græsning kan have påvirket næringsstofpuljer og omsætning og have væsentlig betydning for muligheden for at genskabe næringsfattige moser, kær og enge ved naturgenopretning. Der kan desuden ske tilførsel af næringsstoffer fra højereliggende områder, og for kvælstof vil der være en effekt af både tidligere og fremtidig atmosfærisk deposition.

Der er en del publicerede studier fra Europa og Nordamerika, der har set på sammenhænge mellem N, P og K balancer, støkiometri, næringsstofbegrænsning og sammenhængen mellem andre jordbundsforhold som Ca og Fe indholdet. Det primære fokus i dette afsnit er at identificere andre næringsstoffer end N, hvis fravær kan øge chancen for genetablering af næringsfattige forhold på de enkelte områder. Der er dog også i nogen grad præsenteret resultater, der kan understøtte andre mål for de enkelte delområder. I mange studier er der set på både natur- og produktionsmål, bl.a. fordi en vis produktion i dele af et større område kan understøtte økonomien bag naturpleje på andre.

Et review af europæiske studier i vådområder, gødningsforsøg og vækstforsøg med vådområdeplanter fandt, at P-koncentrationerne i planterne generelt var mere variable end N-koncentrationerne. Felldata viste, at N-koncentrationen varierer mere mellem arter end mellem lokaliteter, hvorimod N:P-forholdet varierer mere mellem lokaliteter end mellem arter. N:P-forholdet varierede fra 3 til 40 og afspejlede primært den relative tilgængelighed af N og P, selvom N:P-forholdet for planter dyrket med samme næringsstofforsyning kunne variere tre gange mellem arter (Güsewell & Koerselman, 2002).

Det er velkendt at atmosfærisk kvælstofdeposition kan påvirke tilstand og artsrigdom på lysåben natur og seminaturlige økosystemer, herunder moser, kær og græsland. Stevens m.fl. viste på et større europæisk datasæt et fald i artsrigdom (på 5 2x2 m² kvadrater) fra 23 til 7 over en depositionsgradient fra 3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ til 44 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Stevens et al., 2010). Empirisk baserede tålegrænser for moser er i intervallet 5 – 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹, fattigkær 5 – 15, rigkær 15 – 25, oligotroft græsland 10 – 20, og for mesotroft og eutroft græsland 15 – 25 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Bobbink et al., 2022a).

Det har været diskuteret hvor stor en rolle P og eventuel P begrænsning spiller for disse naturtypers tilstand og udvikling. Flere studier med data indsamlet for moser, kær og græsland over større geografiske regioner i Europa har indikeret, at områder med lave P niveauer og P begrænsede områder kan rumme flere tuede plantearter end områder med højere P niveau (Ceulemans et al., 2014)(Martin J. Wassen et al., 2005)(Wassen et al., 2021)(Plue & Baeten, 2021). Dette kan hænge sammen med, at tidligere landbrugsdrift kan have øget niveauerne af både N og P og områderne med lave P niveauer er de områder, der har været mest ekstensivt drevet (Plue & Baeten, 2021). Landbrugs-påvirkningen kan maskere effekter af N deposition hvis der ikke fokuseres snævert på ugødede områder (Stevens et al., 2010)(Damgaard et al., 2013)

En undersøgelse fra Nordvesteuropa, på 132 semi-naturlige græsarealer beliggende langs en gradient af næringsstoftilgængelighed og atmosfærisk N-deposition (op til 35 kg N ha⁻¹ år⁻¹) viste, at P-berigelse kan udgøre en større trussel mod biodiversiteten end N-berigelse, i det mindste i nogle terrestriske økosystemer. Men da N- og P-drevet artstab så ud til at være uafhængigt, blev det konkluderet, at reduktion af både N- og P-input er en forudsætning for at opretholde maksimal plantediversitet (Ceulemans et al., 2013).

Et hollandsk review af 16 studier vedr. N, P og K begrænsning på forskellige typer relativt uforstyrrede græsdominerede plantesamfund på tørvejord konkluderede, at N-begrænsning er mest udbredt og at P begrænsning hovedsageligt observeres under særlige omstændigheder, såsom ekstrem calciumrigdom, høje koncentrationer af jern eller som følge af dræning eller langvarig høst af hø, der også kan forårsage K-begrænsning. To af undersøgelseerne viste K begrænsning og syv andre delvis K begrænsning, specielt på drænedede områder (Van De Riet et al., 2010)(Van Duren et al., 1997)(Van Duren & Pegtel, 2000).

Et polsk studie fra Biebrza viste, at årlig høfjernelse havde medført et skift fra P- til K-begrænsning i den stærkt drænedede del af mosen og fra P- til N-begrænsning i flodsletten. Det blev konkluderet, at høfjernelse kan forhindre produktivitetsforøgelse i næringsberigede områder, men også i alvorlig grad ændre N:P:K-støkiometrien, inducere K-begrænsning på drænedede områder og ændre vegetationsstruktur og sammensætning (Venterink et al., 2009).

Et studie i en relativt uforstyrret ådal i Polen viste, at biomassen af karplanter steg med stigende N-mineralisering og jordens P indhold. Årlig høfjernelse havde en tendens til at reducere N-mineralisering og jordens K-puljer. Desuden blev N-koncentrationerne i karplanter ikke påvirket, i modsætning til P og K koncentrationerne, og derfor blev også N:P- og N:K-forhold ændret.

Der kan være samspil med andre elementer i jordbunden, specielt jern. Et amerikansk studie fandt, at det samlede kulstof- og fosforindhold i organiske jorder samt de tilgængelige og labile P-puljer var stærkt korrelerede med jernkoncentrationer og alkalinitet i porevand. Grundvandsudledning og

resulterende hydrokemiske gradienter forklarede betydelig variation i jordsammensætning og P-tilgængelighed på tværs af lokaliteter (Boomer & Bedford, 2008). Et studie på 25 lokaliteter i Holland og Sverige viste, at Fe-fattige moser generelt er P-fattige, uanset Ca indhold, og Fe-rige moser er P-rige selv under mesotrofe forhold (Kooijman et al., 2020).

Ud over studier som de ovennævnte, der primært fokuserer på meget ekstensivt drevne arealer med forholdsvis lave tilførsler af næringsstoffer, findes der også en del studier, der har fokuseret på at finde balancer mellem produktion og naturindhold.

Et tysk studie over 20 år med 'conservation management', der balancerer hensynet mellem produktion og natur, viste at artsrigdommen kunne opretholdes med lave niveauer af PK-gødsning, der øgede produktiviteten og N-, P-, K- og Mg-fjernelsen med høsten. Efter 10 år indikerede N:K-forholdet K-begrænsning på mineraljord. På organisk jord indikerede K:P-forholdet og et signifikant fald i produktiviteten med stigende N:P-forhold P-begrænsning (Oelmann et al., 2009).

I et schweizisk studie blev græsarealer forvaltet med forskellig intensitet mhp. at balancere mål for biodiversitet og foderproduktion. Arealerne blev i 5-25 år udsat for kombinationer af lave, anbefalede eller høje mængder af N, P og K gødning. De anbefalede P rater varierede fra 15 til 48 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Det blev fundet at koncentrationer af P fra 2,1 til 3,0 mg g⁻¹ i græsset indikerede tilstrækkelig P-forsyning, hvor udbyttet blev reduceret ved lavere- og ikke øget ved højere koncentrationer. Optimale intervaller for N:P og K:P lå, ud fra de opstillede mål, i intervaller på henholdsvis 5,5-9,0 og 6,0-10,5 (Liebisch et al., 2013).

En tysk undersøgelse for økologisk dyrkede græsarealer fandt en lille, men ikke signifikant negativ sammenhæng mellem P-indholdet i jorden og artsrigdommen af plantesamfundet (Mahnke et al., 2019).

Naturgenopretning med ophør af gødsning kombineret med hævnning af grundvandsspejlet vil påvirke niveauerne af både N, P og K. Et hollandsk forsøg med 15 års ophør af gødsning og 6 års hævnning af grundvandsspejlet fandt et signifikant lavere græsudbytte i den vådlagte eng sammenlignet med et kontrolområde. Koncentrationerne af N, P og K i den høstede vegetation var signifikant lavere, men koncentrationerne af Ca højere i det våde- end i kontrolengen. Der var signifikant forskel på nitrifikationshastighederne, men ikke på de årlige C- og N-mineraliseringsrater og de årlige netto P- og K-frigivelseshastigheder. Efter vådlægning mistede den våde eng N, P og K. Græsvegetationens behov for N blev i den våde eng for en stor del dækket ved mineralisering og for resten af atmosfærisk deposition. Behovet for P og K var i samme størrelsesorden som nettojordfrigivelsen (Best & Jacobs, 2001).

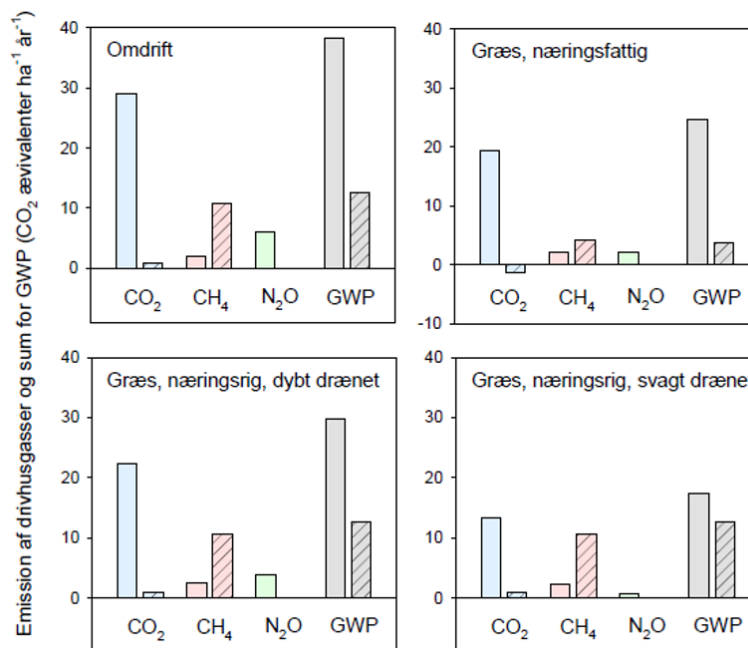
Sammenfattende viser de gennemgåede studier, at kvælstofbegrænsning af plantevæksten er mest udbredt på områder, hvor der har været anvendt meget lidt gødning, men at P og K også kan være begrænsende afhængigt af den tidligere drift. Situationen er imidlertid kompleks og også afhængig af andre jordbunds- og jordkemi forhold. Begrænsning af andre næringsstoffer end N kan for enkelte arealer betyde, at det er lettere at genetablere natur med næringsfattige forhold og realisere naturmål herfor. For områder, hvor dette ikke vil være muligt eller meget svært og bekosteligt kan der imidlertid findes driftformer, der balancerer hensynet mellem naturmål og mål for klima, retention og produktion. Dette vil også afhænge af den samlede jordkemi.

1.5 Drivhusgasser

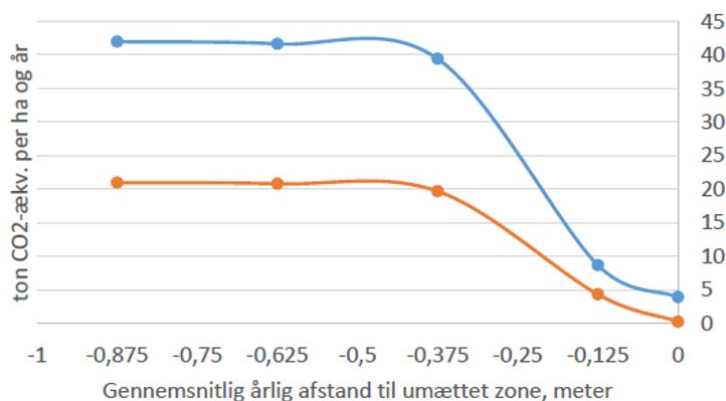
En væsentlig bevæggrund for at vådlægge lavbundsarealer er en forventet reduktion af emissionen af drivhusgasser. Den tidligere vidensyntese om kulstofrige lavbundsjord viste, baseret på internationale data, at en væsentlig reduktion i emissionen af drivhusgasser ved vådlægning er mulig; størst for næringsfattigt græsland, mindst for næringsrigt, svagt drænet græsland (figur 1) (Greve et al., 2021). Den her foretagne litteraturudredning har som nævnt fokuseret på næringsstoffer, men en stor del af den anvendte litteratur har omhandlet både næringsstoffer og drivhusgasser, og det er derfor fundet relevant at belyse sammenhænge mellem de to aspekter, karakteren af de vådlagte arealer og de anvendte drift-/plejeformer, hvor det har kunnet ske med udgangspunkt i den gennemgåede litteratur. Gødsning af vådlagte organiske jorder kan fx give en markant forøgelse af CO₂-emissionerne (Edwards et al., 2015).

Drivhusgasemissionen ved vådlægning afhænger både af næringsstofforhold og af, hvor meget grundvandsspejlet hæves (Figur 1 og 2) (Greve et al., 2021). Det samme mønster har været vist i jordsøjle forsøg hvor emissionerne reduceres når vandspejlet øges fra - 0,5 m under jordniveau (Van De Riet et al., 2013).

Figur 1. Atmosfæriske tab af drivhusgasser fra forskellige arealer uden vådlægning og med vådlægning (skraveret). Data fra (Wilson et al., 2016), her gengivet efter (Greve et al., 2021)



Figur 2. Sammenhæng mellem emission af drivhusgasser og afstand til umættet zone for lavbundsjorder med mindst 12 % N (blå) og 6-12 % N (rød). (Greve et al., 2021)



Vådlægning øger generelt emissionerne af metan. De viste data fra Wilson m.fl. (Wilson et al., 2016) er konsistente med resultater fra en meta-analyse af 87 undersøgelser for nordlige tørvejorder (40° til 70°N), fra forskellige lande, og forskellige forvaltningssystemer, der viste en gennemsnitlig forøgelse af CH₄-emissionerne på 46 % ved vådlægning. Den gennemsnitlige CH₄ emission var 12,1 g C m⁻² år⁻¹ (5,4 t CO₂ ækvivalenter ha⁻¹ år⁻¹) med et 95 % konfidensinterval på 7,6-15,7 g C m⁻² år⁻¹ (Abdalla et al., 2016).

Et studie fra Hviderusland viste også en reduktion i drivhusgasemissioner ved vådlægning men desuden en væsentlig forskel på emissioner afhængigt af de udviklede naturtyper. Mesotrofe kær med små arter af siv og et grundvandsniveau omkring jordoverfladen var, sammenlignet med andre naturtyper, en mindre kilde til drivhusgasemissioner i intervallet 2,3 til 4,2 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹. På mere eutrofe områder med anden vegetation blev der fundet betydeligt højere emissioner af drivhusgasser i intervallet fra 25,1 til 39,1 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹, men dette forventes at repræsentere et forbigående vegetationsstadium. Emissioner fra områder med tagrør varierede mellem -1,7 til 4,2 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹ med en samlet gennemsnitlig drivhusgasemission på 1,3 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹ (Minke et al., 2016).

Et tysk forsøg med vådlægning mhp. at producere sphagnum gav en produktion på 3,6 ton tørvægt ha⁻¹ år⁻¹. Ammoniumpuljen fra det tidligere drænbarerede landbrug faldt hurtigt efter vådlægning, medens mobilisering af næringsstoffer var ubetydelig. CH₄-koncentrationerne i den genbefugtede jord faldt hurtigt til meget lave niveauer (Vroom et al., 2020).

Drivhusgasemissionerne ved vådlægning kan være meget afhængige af vandkvaliteten. Et kontrolleret laboratorieforsøg, hvor jordsøjler fra en tidligere landbrugs-tørvejord blev genbefugtet med vand af forskellig kvalitet (+P, +HCO₃⁻, +P/+HCO₃⁻ og Kontrol) viste øget P og N mineralisering og forhøjede udledninger af både CH₄, CO₂ og DOC. P-rigt vand resulterede i yderligere eutrofiering. Bikarbonat (HCO₃⁻) berigelse øgede CO₂-emissionen. Fjernelse af topjorden i de indledende stadier af vådlægningen kunne til gengæld stort set stoppe CH₄-emission (99%) og reducere den samlede klimabelastning markant (50-70%) (Harpenslager et al., 2015).

Sammenfattende viser de gennemgåede studier, at der kan være væsentlige sammenhænge mellem næringsstoffer og klimabelastning, hvor den største reduktion i klimabelastning ved vådlægning findes for næringsfattigt græsland, og den mindste for næringsrigt, svagt drænet græsland. Reduktionerne er afhængige af, at områderne ikke gødskes. Reduktion af klimabelastning er

en væsentlig drivkraft for vådlægning af lavbundsjord, og disse sammenhænge bør derfor inddrages både ved forvaltning på større skala og for de enkelte områder.

1.6 Mineralisering og retention

Restaurering af vådområder har også været brugt som virkemiddel til at reducere belastningen af vandmiljøet ved at tilbageholde næringsstoffer, der udvaskes fra landbrugsjorden. Overvågningsdata fra 3060 ha genoprettede danske vådområder tilbage fra 2005 viser, at de restaurerede vådområder tilbageholder mellem 39 og 372 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Hoffmann & Baattrup-Pedersen, 2007). En nyere undersøgelse af 8 lokaliteter 3 – 13 år efter restaurering viste, at alle restaurerede vådområder fjernede total N (42-305 kg N ha⁻¹ år⁻¹), medens effekten på fosfor varierede, idet nogle vådområder fungerede som kilde til total P og andre tilbageholdt P (– 2,8 til 10 kg P ha⁻¹ år⁻¹) (Audet et al., 2020).

Et tysk forsøg med reetablering af et vådområde mhp. sphagnumproduktion viste, at ammoniumpuljen fra det tidligere drænbaserede landbrug faldt hurtigt efter genetableringen og opbygningen af sphagnumbiomassen optog hhv. 47,4 kg N, 4,9 kg P og 16,1 kg K ha⁻¹ år⁻¹ på 2,5 år gamle lokaliteter og 46,0 kg N, 3,9 kg P og 9,8 kg K ha⁻¹ år⁻¹ på 7,5 år gamle lokaliteter (Vroom et al., 2020). N-mineraliseringen er i flere studier set at være lavere ved højere grundvandsspejl fordi mineraliseringen falder med fugtighed (Venterink et al., 2009).

Fleere forsøg viser, at der på kort sigt kan frigives betydelige mængder N og P efter vådlægning. Et hollandsk forsøg med genvædning af jordsøjler fra et drænet moseområde viste, at der på kort sigt blev frigivet store mængder næringsstoffer til porevand, især fosfor (op til 11,7 mg PO₄-P l⁻¹) og ammonium (4,8 mg NH₄-N l⁻¹). Fosforfrigivelsen var større i tørve- end i lerjord, formodentlig på grund af den større pulje af jernbundet fosfor i tørv. Endvidere blev betydelige mængder fosfor og kalium eksporteret fra jordmatricen til overfladevand, hvilket risikerer at medføre forurening af lokale artsrige (semi-)akvatiske økosystemer (Van De Riet et al., 2013). En væsentlig del af total N og P kan udgøres af vand-ekstraherbart organisk N og P (EON og EOP) (Ros et al., 2010).

Et tysk forsøg med genopretning af hydrologi på en stærkt drænet mose med kildevæld i NØ-Tyskland, der har været brugt som græsgang i mere end 100 år, viste høje P-koncentrationer (op til 2,6 mg l⁻¹) i vådlagte områder uden fjernelse af topjord, men høj retention i jernrig nedbrudt tørv (molær Fe:P-forhold >10) (Zak et al., 2017). Tilførsel af bikarbonatholdigt (HCO₃) overfladevand kan forøge P-frigivelsen (Harpenslager et al., 2015).

Fjernelse af topjord kan være effektivt for at undgå eutrofiering på kort sigt ved vådlægning (Harpenslager et al., 2015) og for at genoprette næringsfattige forhold i de genbefugtede moser (Zak et al., 2017).

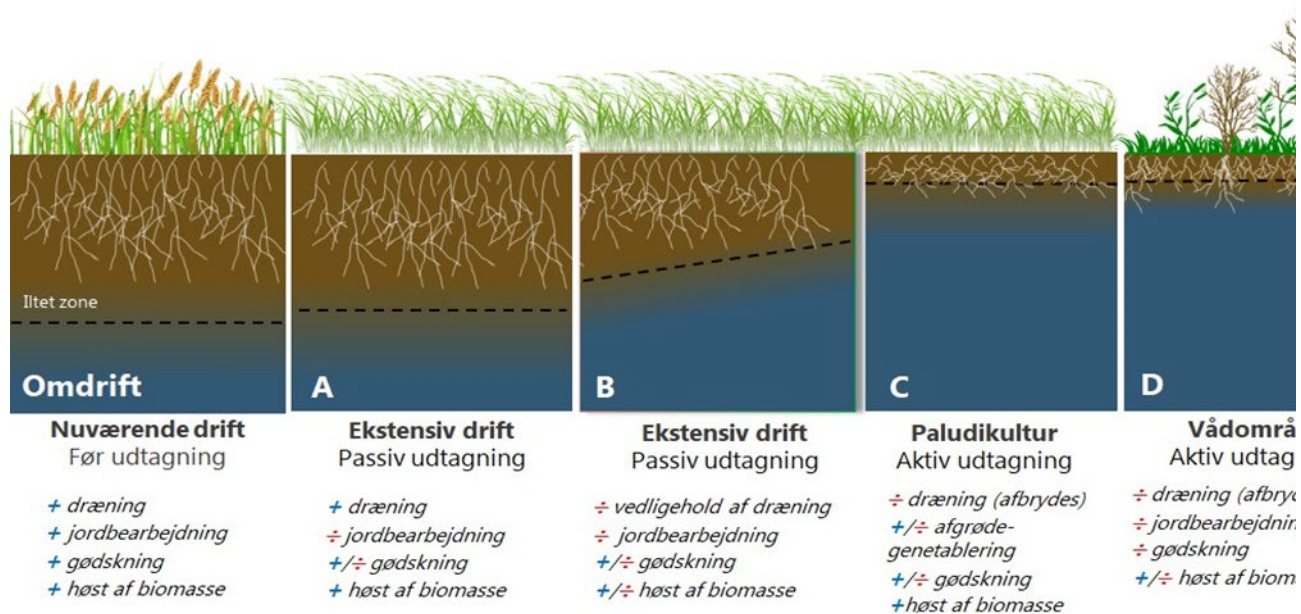
Sammenfattende forventes der at være en modsatrettet sammenhæng mellem udlægning og forvaltning af områder mhp. på nedbringelse af vandløbsbelastning og mhp. på genskabelse af næringsfattige forhold og opnåelse af tilhørende naturmål. Det er imidlertid få studier af områder udlagt mhp. retention, der har fokuseret på sammenhængen, måske fordi de to formål indlysende er uforenelige. Man kan ikke samtidig fokusere på at maksimere retentionen og på at udtømme den eksisterende kvælstofpulje.

2 Kvælstofeffekter ved omlægning

2.1 Mineralisering og retention

Der kan, som beskrevet, være en række forskellige målsætninger for vådlægning og sommetider konfliktende hensyn mellem kvælstof retention, reduktion af klimabelastning og genskabelse af næringsfattig natur. De mulige effekter af vådlægning på emission af drivhusgasser er i denne rapport behandlet i afsnit 1.5. Den tidligere vidensyntese (Greve et al., 2021) belyste en række tematikker vedrørende kortlægning og udpegning af lavbundsjorder mhp. vådlægning, effekter på drivhusgasemissioner, beskyttelse af jordens kulstofpulje, barrierer for indsatsen og mulige vidensbehov. Der vil her blive givet en kort gennemgang af kvælstofeffekter med henblik på at belyse de mulige konflikter mellem hensyn til retention og genskabelse af næringsfattige forhold på de enkelte arealer.

Der opereres med 12 forskellige 'beskyttelsesniveauer', eller tiltag til beskyttelse af jordens kulstofpulje og efterfølgende mulig arealanvendelse. Fire hovedkategorier og underkategorier, derpå figur 3 markeret med (+/-) Disse tiltag udgør forskellige trin mellem en nuværende landbrugsdrift, der kan være landbrugsjord i omdrift eller forskellige permanente afgrøder til arealer, der er fuldt omlagte til vådområder med eller uden høst af biomasse. For disse tiltag er effekter for klima, kvælstof, fosfor, natur og biodiversitet belyst, i den tidligere vidensyntese, men som nævnt vil kun kvælstof blive gennemgået her.



Figur 3. Forskellige trin mellem nuværende drift og vådlægning. 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. Gengivet efter (Greve et al., 2021)

For kvælstof har fokus ligget på belastningen af andre områder, primært vandløbene, gennem udvaskning og retention og i mindre grad tilgrænsende naturområder som følge af ændret ammoniakfordampning (Greve et al., 2021). Udgangspunktet er, at vådlægning begrænser muligheden for dyrkning, ved at muligheden for jordbearbejdning, såning, og høst i lange perioder af afgrødernes vækstperioden bliver vanskelig pga. høj grundvandsstand og periodevis oversvømmelse. Som en følge heraf vil jordbearbejdningen og tilførslen af N med gødning enten helt ophøre eller ændres markant, og udvaskningen af nitrat vil sandsynligvis også falde med årene som følge af mindre N tilførsel, mindre jordbearbejdning og permanent afgrødedække. Desuden vil denitrifikationen stige og N retentionen og vandløbsbelastningen falde. Der estimeres et fald i udvaskning fra 70 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ned til 15 kg N ha⁻¹ år⁻² for D2 scenariet (underkategori af D, der er ikke-gødet). Der regnes desuden med en forøgelse af N retentionen på mellem 0 og 50 % og en effekt af N-reduktionen på kvælstof fra det tilstrømmende vandløbsvand, der oversvømmer vådbundsarealerne. Samlet forventes vådlægning at reducere N-belastningen af vandløb med mellem 2 og 167 kg N ha⁻¹ år⁻² (Greve et al., 2021).

Der er væsentlige problemer med vandmiljøet og behov for at mindske vandløbstransporten og havbelastningen. Arealer, der udvasker 15 kg N ha⁻¹ år⁻², som angivet ovenfor, er imidlertid ikke næringsfattige. Hvis vådlægning også skal realisere et potentiale for at (gen)skabe mere næringsfattige områder med vådbund, er det nødvendigt at acceptere, at de beskrevne reduktioner i N belastning af vandløbene ikke kan realiseres på alle vådlagte områder.

Det er opgjort et areal på 171 000 ha lavbundsjord med ansøgte landbrugsafgrøder (Greve et al., 2021). Effekten på N-belastningen er størst hvor omlægningen går fra gødede omdriftsarealer til ikke-gødede arealer, og hvor der forekommer den største ændring i drænyben, og dermed størst stigning i N-retentionen mellem rodzonen og vandløbet. Sådanne arealer er imidlertid ikke de mest velegnede til genetablering af næringsfattige forhold, der må tage udgangspunkt i områder med permanente afgrøder, der ikke før vådlægningen har været gødet i nævneværdigt omfang, og hvor den overfladenære tilstrømning fra andre arealer er minimal. Det er samtidig de arealer, hvor potentialet for en væsentlig reduktion af kvælstofbelastningen ift. vandløb og øvrige recipienter er mindst, så der er ikke nødvendigvis på de enkelte arealer en væsentlig modsætning mellem de to hensyn. Marker uden N norm udgør ca. 44 000 ha (26%) af de 171.000 ha lavbundsjord med ansøgte landbrugsafgrøder, og en del af disse kunne have et potentiale for (gen)skabelse af næringsfattige forhold.

3 Modelberegninger

3.1 Valg af modelsystem

Det vil generelt være nødvendigt at regne på meget langsigtede dynamikker for at beskrive effekten af luftforurening og anden næringsstofftilførsel på jordkemi, plantekonkurrence og planteforekomst og for at beskrive effekten af indsatser som vådlægning, hvor effekten ift. de stillede mål ligeledes i mange tilfælde forventes at være meget langsigtet. Modelberegninger supplerer dermed empirisk baserede studier jf. den tidligere præsenterede litteraturgennemgang. Selvom nogle få af disse beskriver udvikling over lange tidsforløb, er de ikke systematisk kvantitative over tid, og litteraturgennemgangen har vist, at der er meget få gode tidsserier længere end 10 år. Det kan desuden være vanskeligt at ekstrapoleres fra enkeltstående studier til en bredere vifte af udgangspunkter, påvirkninger, genopretningsindgreb og drift / pleje strategier.

Det vil nok være muligt at opstille empiriske modeller for effekten umiddelbart efter et indgreb, men det vil være nødvendigt at anvende dynamiske mekanistiske modeller for at beskrive de mere langsigtede dynamikker. Sådanne modeller vil kunne beskrive sammenhængen mellem næringsstofftilførsel, jordkemi og dominerende plantearter og vil kunne kobles med empirisk baserede planteforekomstmodeller for at vurdere påvirkningen af habitattypiske arter. En sådan kobling af modelsystemer har tidligere været anvendt til beregning af tålegrænser baseret på mål for biodiversitet (Bak, 2013)(Bak & Damgaard, 2018).

Modellerne udspringer af intensiv forskning i hede- og græslandssystemer, der blev iværksat i Holland i 1980'erne og 1990'erne fordi naturtyperne var akut truede af luftforurening. Forskningen omfattede feltstudier, væksthus- og laboratorieforsøg, der siden blev omsat til mekanistiske vækst- og konkurrencemodeller, hvoraf den første var 'CALLUNA' modellen (Heil & Bobbink, 1993), der senere er videreudviklet til HEATHSOL modellen (Bakem et al., 1994).

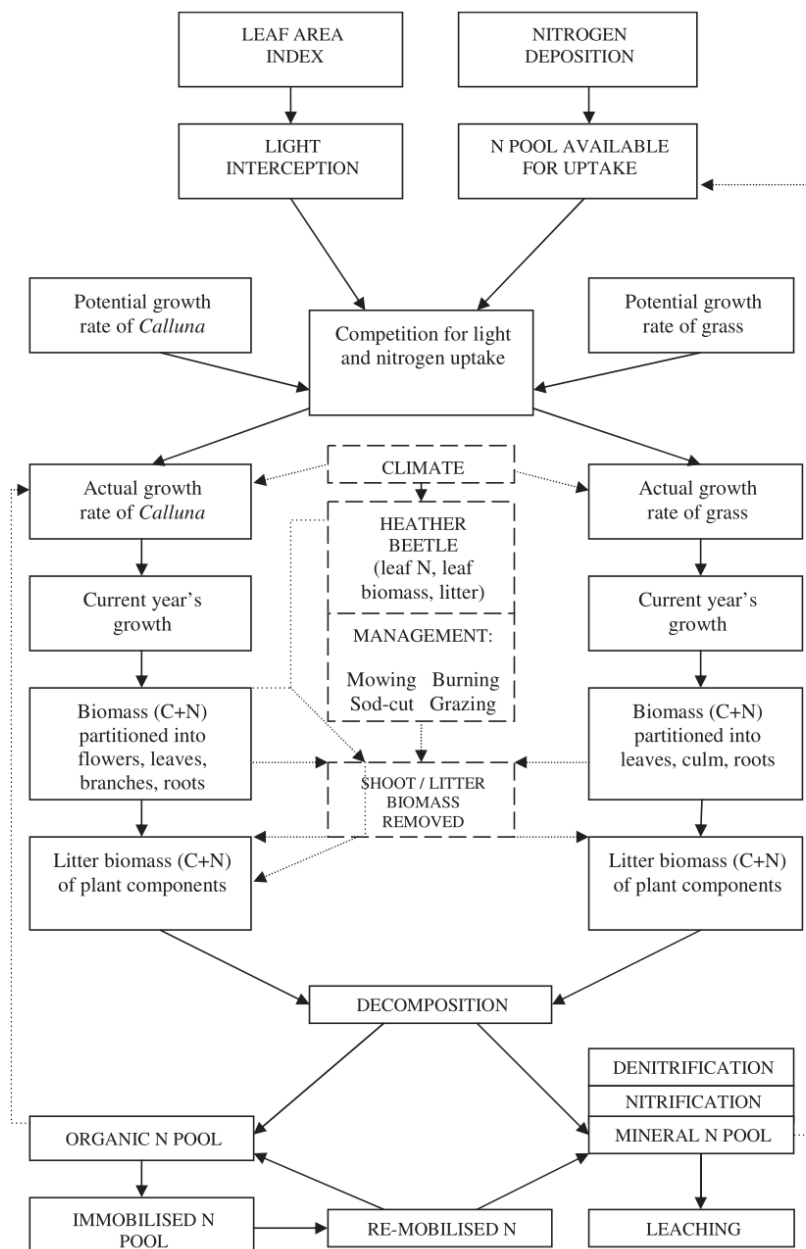
I modellen afhænger mængden af tilgængeligt N af den atmosfæriske deposition, tilførsel fra højereliggende områder og mineraliseringsbidrag fra omsætningen af førne og jordens kulstof og kvælstof puljer. Det meste N omsættes til plantevækst, der fordeles mellem blade, stængler, grene, blomster og rødder for hver art med hver deres CN-forhold og mortalitetsrater. De enkelte plantearter konkurrerer om N og lys til vækst, hvor vækstresponsen på N er vigtig for konkurrencen om lys. Det tilgængelige N, der ikke optages, kan udvaskes eller denitrificeres. Resten optages i første omgang i en mikrobiel pulje med lav CN, der dog er hurtig omsættelig, hvorved N andelen hurtigt optages ved senere plantevækst.

I Storbritannien er modellen videreudviklet til en national udgave, der inkluderer relevant drift/plejepsiksis (Terry et al., 2004)(Power et al., 2004)

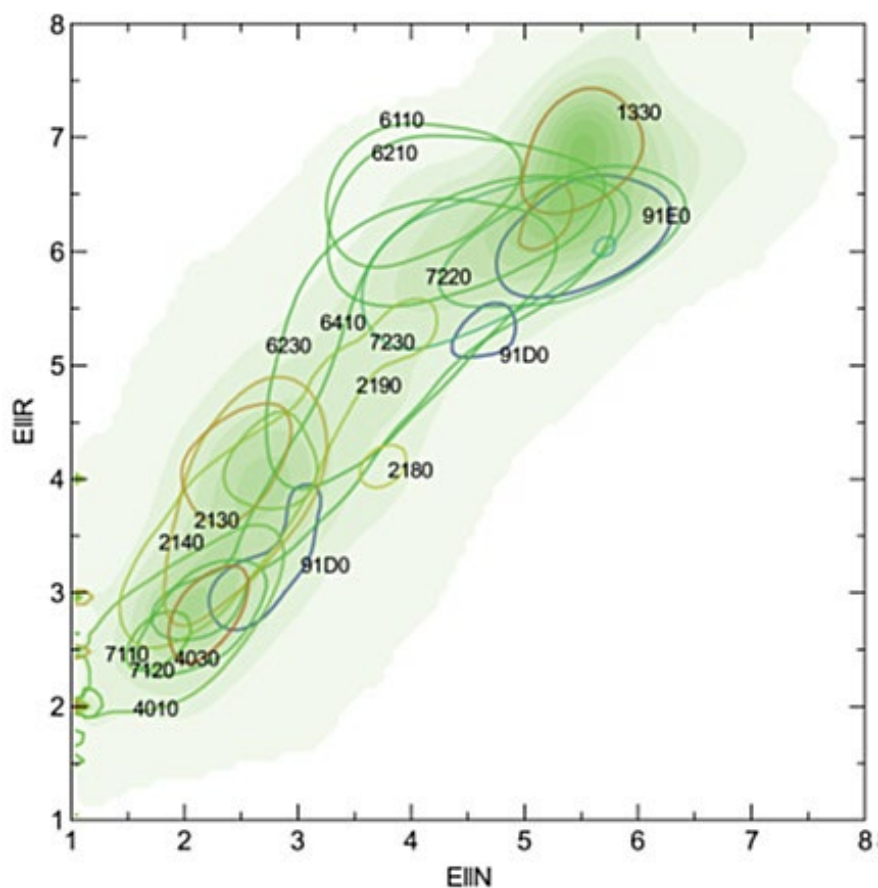
Der er i Danmark sket en tilsvarende udvikling af en model tilpasset danske forhold, der bl.a. indeholder en bedre beskrivelse af nitrifikations- og denitrifikationsprocesser samt omsætningen af de mere langsomt omsættelige puljer i jorden. Udbygningen af modellen er sket ved at indbygge de nødvendige

processer og parametre fra VSD+ jordkemimodellen (Posch et al., 2014). MOVE modellen (Latour, 1994) er brugt til at beregne planteforekomst som beskrevet i Bak (2013). MOVE er en empirisk baseret planteforekomstmodel, der baseret på overvågningsdata for 1400 plantearter har fire dimensionale sandsynlighedsfunktioner for forekomst baseret på næringsstoffilgængelighed, fugtighed, lys og surhed (Latour, 1994). Figur 4 viser strukturen af HEATHSOL modellen. Figur 5 viser placeringen af Habitat-naturtyperne 6410 og 7230 i et todimensionelt plot for surhed (EII R) og næringsstof (EII N) baseret på data fra NOVANA overvågningsprogrammet.

Figur 4. Struktur af HEATHSOL modellen, der viser konkurrence mellem to arter (Terry et al., 2004)(Bakema et al., 1994)



Figur 5. Konturplot (grøn farve) for fordelingen af Habitat naturarealerne ud fra Ellenberg N (næringsstoffilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet). Farveintensiteten afspejler antallet af observationer beregnet ud fra data for prøvefelterne i NOVANA databasen. Felterne er vægtet så den viste fordeling svarer til, hvad der ville være fundet, hvis overvågningen for alle naturtyper omfattede den samme arealandel og overvågningen var foretaget med samme tæthed af prøvefelter. Placeringen af de enkelte naturtyper er indtegnet som en enkelt konturlinje svarende til 10 % af den maksimale tæthed (prøvefelter med kombinationer af Ell N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt om den hyppigst forekommende kombination (Bak, 2013). Cirklen omkranser naturtyperne tidvis våd eng (6410) og rigkær (7230).



3.2 Opstilling af scenarier

Der er ikke tilstrækkeligt data for alle potentielt vådlagte lavbundsarealer til at det vil være muligt at lave beregninger for de enkelte områder som basis for udvælgelse af områder, hvor der potentielt kan genskabes næringsfattige forhold. Det er derfor valgt i stedet at opstille en række scenarier, der kan give et billede af mulighederne for genskabelse af næringsfattige forhold og levesteder for de tilknyttede plantearter.

Med udgangspunkt i den gennemgåede litteratur forekommer det indlysende, at den største mulighed for succes vil være på lavbundsområder, der ikke har været intensivt dyrkede med omdrift og højt gødskningsniveau. Der er derfor opstillet scenarier med et forholdsvis begrænset næringsstof input frem til i dag. Ideen er, at scenarierne primært skal give et billede af den mulige fremtidige udvikling efter vådlægning under forskellige drifts-/plejeformer. Det er derfor valgt ikke at indlægge plejeindgreb som tørveskrælning i perioden op til vådlægning, men kun at anvende 'ingen drift' og græsning som driftsform op til vådlægningen. Der er anvendt en periode fra 1950 frem til i dag, hvor områderne forventes vådlagt. Det er ved anvendelse af dynamiske modeller nødvendigt med en sådan opstartsperiode for at få et retvisende billede af de enkelte puljer og flukse, der vil udgøre udgangspunktet for scenariet. Der er anvendt et scenario for atmosfærisk deposition, der afspejler det nuværende gennemsnit (Ellermann et al., 2019), og afspejler, at depositionen har været højere tidligere. Mellem 2020 og 2030 er der indlagt et forventet fald som følge af EU's emissionsloftdirektiv (EU) 2016/2284). Efter 2030 er der anvendt to scenarier; et 'stand still' og et scenario med en kraftig reduktion af deposition til $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Der er desuden anvendt scenarier, hvor der er en begrænset men betydende tilstrømning fra højereliggende områder ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

Der er opstillet syv forskellige drifts-/pleje scenarier med kombinationer af skrælning (fjernelse af topjord), slåning, og græsning med forskellig intensitet. Der vil kun ske kvælstoffjernelse ved græsning, hvis den producerede tilvækst af dyr fjernes fra områderne. Der er her antaget en fjernelse mellem 5 og 15 % af den overjordiske biomasse. Kvælstoffjernelsen vil kunne forøges, hvis dyrene kommer i anden indhegning eller på stald om natten. Ved slåning er der antaget, at hele den overjordiske biomasse samt 30 % af førnebiomassen fjernes, medens skrælning også fjerner hele førnepuljen og det meste af jord-puljen (Damgaard et al., 2007)(Schmidt & Gundersen, 2018)(Bakema et al., 1994)

Der sker ved vådlægning et væsentligt skift i fugtighed og dermed af de plantearter og plantesamfund, der vil have levested på området. Det er her ønsket at se på biodiversitetseffekter af næringsstofftilgængeligheden på områderne og sammenhængen med fremtidig drift/pleje. Der er derfor anvendt en liste af plantearter, der ud fra en analyse af NOVANA data er hyppigt forekommende på tidvis våd eng og rigkær, som er følsomme for kvælstofbelastning, og hvor arternes forekomstsandsynlighed ved forskellige kvælstofniveauer kan beregnes (Bak, 2014)(Bak, 2013). Arterne fremgår af Appendiks 1. Hvor områderne har været meget tørre før vådlægning, har arterne ikke nødvendigvis kunnet være på områderne men kan eventuelt indvandre efter vådlægningen, hvilket kan tage lang tid og bl.a. afhænger af forekomst på nærliggende områder. Det antages desuden, at områderne holdes lysåbne med de anvendte plejeindgreb evt. kombineret med fjernelse af opvækst, samt at der ikke sker større ændringer i pH. Næringsstoffeffekten af fjernelse af opvækst er dog ikke medtaget i beregningerne, idet betydningen vil være mindre, hvis det sker tidligt. Der er ikke inddraget andre arter og artsgrupper i vurderingen af biodiversitet, men der antages at være en sammenhæng mellem både dominerende og mere sjældne plantearter og mulig forekomst af et bredere spektrum af arter også fra andre artsgrupper (Vogels et al., 2015)(Maes et al., 2017).

I princippet kan en samlet forekomstsandsynlighed som følge af næringsstofftilgængelighed, surhed, lys og fugtighed beregnes med den anvendte model, men her er de øvrige faktorer holdt konstant for at illustrere næringsstoffeffekten.

Næringsstoffcirkulation og opbygning af puljer vil afhænge af den eller de dominerende arter. Tidvis våd eng og rigkær forventes at være domineret af græsser. Der er her regnet på områder, hvor græsarten blåtop (*Molinia caerulea*) dominerer. Blåtop har et optimalt Ellenberg N på 1,2 og vil dermed forventes at have størst forekomst på næringsfattige områder. Blåtop har et forholdsvis bredt interval for fugtighed og kan dermed være på områderne både før og efter vådlægning. Arten har desuden et forholdsvis højt CN forhold i den overjordiske biomasse (34) og i den underjordiske biomasse (56) (Bakema et al., 1994), hvilket afspejles i de beregnede scenarier. Vegetationen på et vådlagt lavbundsareal forventes at være N-begrænset, hvilket også er typisk for tidvis våd eng og rigkær (Bobbink et al., 2022b), men litteraturgennemgangen har vist, at der kan være undtagelser, fx P og K begrænsning.

Det skal understreges, at hensigten med scenarieregninger er at illustrere forskelle mellem forskellige udgangspunkter, påvirkninger og drift/plejescenarier. Hvis beskrivelsen af udgangspunktet er mere afgrænset fx for

konkrete arealer, hvor der er data til rådighed, vil der kunne foretages mere præcise beregninger (Bak & Damgaard, 2018).

De anvendte scenarier er kombinationer af fire tilførselsscenarier og syv drift/plejescenarier beskrevet nedenfor. I alle scenarier vådlægges området i 2023.

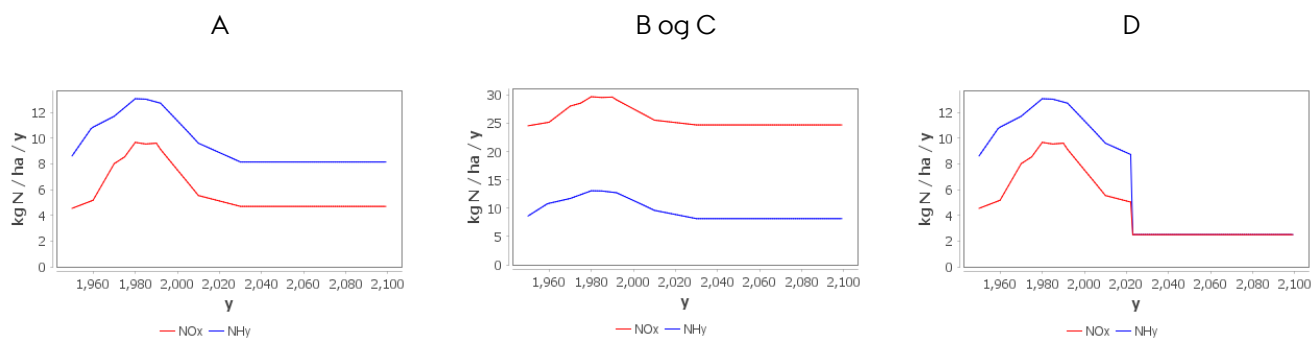
Table 1. Tilførselsscenarier og drift / pleje før og efter vådlægning i 2023.

Tilførsel	
A	Baseline deposition (14 kg N), ingen tidligere græsning
B	Baseline deposition indtil 2030, derefter lav deposition, (5 kg N), græsning (7 % af overjordisk biomasse fjernet)
C	Baseline deposition, overfladenær tilstrømning, ingen græsning
D	Baseline deposition, overfladenær tilstrømning, græsning (7 % af overjordisk biomasse fjernet)
Drift/pleje	
0	Ingen
1	Lav-intensitet græsning (5 % fjernet)
2	Høj-intensitet græsning (15 % fjernet)
3	Slåning hvert 20. år
4	Slåning hvert 20. år + græsning (7 % fjernet)
5	Slåning hvert år
6	Skrælning hvert 30. år + græsning (7 % fjernet)

Scenarierne betegnes ved kombinationen af tilførsel og drift/pleje, fx A0. Det skal bemærkes, at selvom scenarierne beskrives og beregnes som uafhængige, vil den bedste drift/pleje på et konkret areal ofte være en mosaik-pleje, hvor hele området ikke behandles ens, men varierer efter forhold og skifter over tid, gerne adaptivt, hvor også målene for de enkelte delområder kan skifte afhængigt af, hvad der kan opnås.

3.3 Resultater

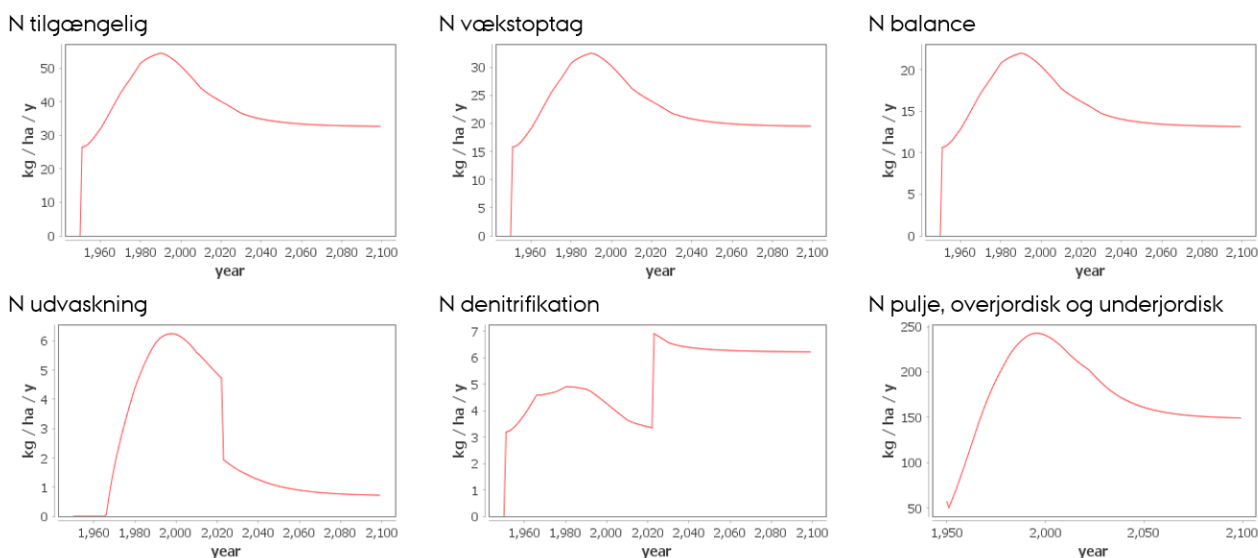
Figur 6 illustrerer summen af atmosfærisk deposition og tilstrømning fra højere liggende områder i de fire tilførselsscenarier. Fjernelse af N ved græsning før vådlægning er ikke vist, men er forholdsvis begrænset ift. de øvrige tilførsler.



Figur 6. Tilførelsscenarier. A er et scenario med atmosfærisk deposition svarende til det nuværende niveau i dag, højere depositioner før, reduktioner mellem 2020 og 2030 som følge af EU's emissionsloftdirektiv og konstant deposition derefter. I B er der derudover 20 kg N år⁻¹ med overfladenær tilstrømning, og i C er depositionen efter 2030 reduceret til 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Modellens funktion ved beregning af kvælstofbalancen er i Figur 7 illustreret for scenariet A0 (figur 6). Figuren viser beregnede elementer af kvælstofbalancen: plantetilgængeligt N, N vækstoptag, N balancen (tilgængeligt N, der ikke optages af planter), udvaskning og denitrifikation samt den samlede N pulje i biomasse og jord.

Området vådlægges i 2023, hvilket afspejles mest markant i et skift fra N udvaskning til N denitrifikation fordi både nitrifikation og denitrifikation er fugtighedsafhængige (se figur 7). Der er i dette scenarie ikke en meget markant effekt på N-balancen, hvilket skyldes at udvaskning og denitrifikation før og efter vådlægningen er af samme størrelse. Dette vil ikke altid være tilfældet fordi begge processer også afhænger af jordbund, pH og andre faktorer, og udvaskningen desuden afhænger af nettonedbøren.

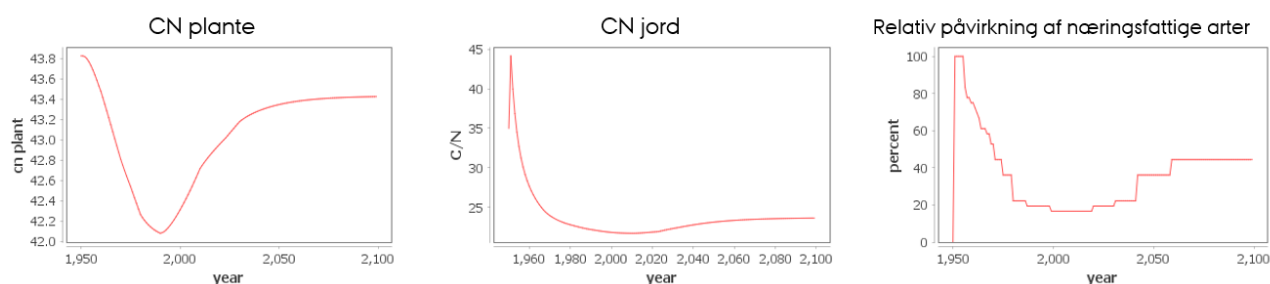


Figur 7. Beregnede dele af kvælstofbalancen for scenario A0. Figuren viser plantetilgængeligt N, N vækstoptag pr år, N balancen (forskellen mellem tilgængeligt N og optag), udvaskning og denitrifikation samt den samlede N pulje i biomasse og jord. Beregningen er for tilførelsscenario A0 (figur 6)

Som beskrevet fordeles N optag til forskellige dele af de enkelte planter, der har forskellige CN-forhold og mortalitet, og der sker en løbende mineralisering fra jordpuljer med forskellig CN. Der kan desuden ske et vist 'luksusoptag' af N i planter ved høj N tilgængelighed, og CN i planterne kan skifte over

tid fordi forskellige dele af planterne med forskellig CN vil have forskellig mortalitetsrate. Dette er dog ikke så betydende for græsser med hurtig omsætning. Figur 8 viser udviklingen i beregnet CN for planter og jord for scenariet A0, samt en beregnet andel af habitattypiske, kvælstoffølsomme planter (Appendix 1), hvor arternes optimum for Ellenberg N er højere end Ellenberg N værdien for området beregnet på baggrund af jordens CN.

Den optimale Ellenberg N-værdi er ikke det samme som en plantes indikatorværdi for Ellenberg N, men værdien hvor en beregnet funktion for forekomstsandsynlighed baseret på overvågningsdata topper. Værdien afhænger af de øvrige forhold, lys, fugtighed og surhed. Det er en forholdsvis simpel indikator, der her kun er brugt til at vise relative forskelle mellem de enkelte scenarier. Det kan bemærkes at der for CN ses et lille indsving ved start af simuleringen indtil rater, puljer og fluxe finder en ligevægt med begyndelsesbetingelserne. Dette er normalt for dynamiske modeller. I A0 scenariet falder artsindikatoren fra 100 % til 20 % men stiger derefter til 40 %. Det betyder, at der er et væsentligt pres på de mest følsomme arter, der dog reduceres på lang sigt. Som nævnt er indikatoren ikke en forekomstsandsynlighed, men viser den relative betydning af N for mulig forekomst af de følsomme arter. I praksis kan arterne tage lang tid om at indvandre til – eller forsvinde fra en lokalitet, og i dette tilfælde kan der før vådlægning have været for tørt for en del arter.



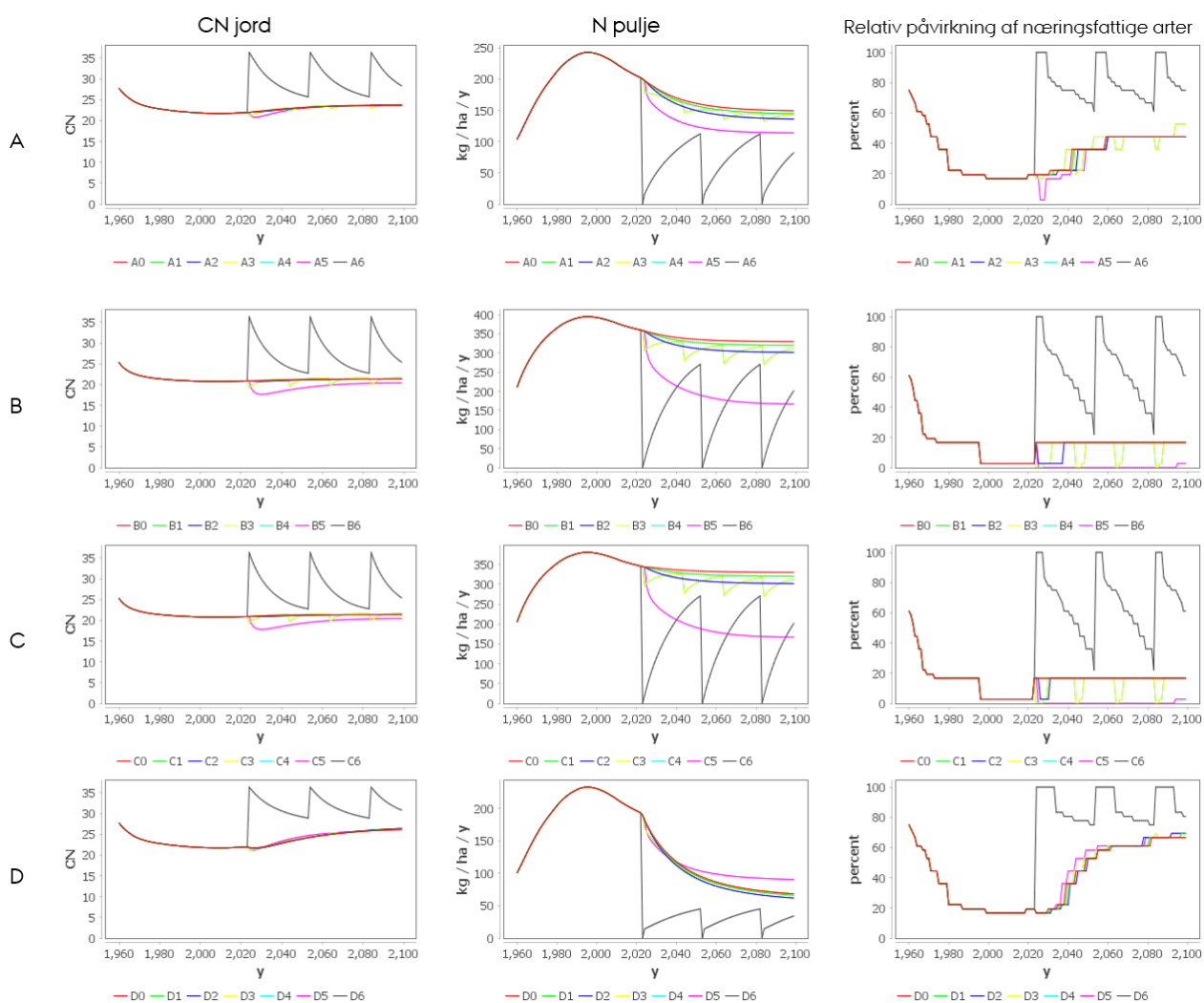
Figur 8. Beregnet CN i planter (inkl. rod) og jord for scenario A0, samt beregnet relativ påvirkning af kvælstoffølsomme arter (100 % svarer til ingen påvirkning).

Figur 9 viser for alle 28 scenarier (kombinationer af tilførsels- og drift / pleje scenarier) beregnede scenarier for CN i jord, den samlede N pulje og artsandel med Ell opt \geq elln baseret på CN. Beregningerne er gennemført for et område med blåtop (*Molinia caerulea*) som dominerende art. Scenarioberegningerne er startet 1950 og fortsat til år 2100.

Beregningerne viser for alle scenarier en væsentlig stigning i N puljen for området (jord og planter) efter vådlægning. Den altovervejende del heraf vil være inkluderet i den organiske pulje i topjorden. Der er her udelukkende regnet på topjorden. For drænede organiske jorder vil balancen være væsentligt anderledes for dybere jordlag. Den samlede opbygning af N er godt 200 kg N ha⁻¹ i de to scenarier, hvor tilførslen udelukkende er deposition og 400 kg ha⁻¹ i de to scenarier hvor der også er tilførsel af 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ som afstrømning fra højereliggende områder. Dette ligger indenfor, men i den lave ende af værdier fundet i den gennemgåede litteratur og afspejler at det har været ønsket at se på scenarier med et næringsfattigt udgangspunkt.

N puljen topper i 1990'erne samtidig med at N depositionen topper og udviser et fald derefter som følge af udvaskning og denitrifikation (scenario A0 uden pleje) og pga. plejen i de øvrige scenarier. De scenarier, hvor der er

græsset frem til i dag, viser en maksimal N pulje, der er omkring 12 % lavere end de ugræssede.



Figur 9. Beregnet CN i jord, N pulje og procent arter med optimum Ellenberg N \geq Ellenberg N beregnet på baggrund af jordens CN for 4 tilførsels- og 7 drift / pleje scenarier, jf Tabel 1. Scenarier med cyklisk forekommende indgreb som slåning og skrælning viser også en cyklisk dynamik for N-kredsløbet.

4 Diskussion og konklusioner

Der er i kapitel 3 beskrevet modelberegninger for 28 scenarier, der er kombinationer af 4 scenarier for N tilførsel og 7 scenarier for drift/pleje for et lavbundsareal, der vådlægges i 2023.

Alle scenarier er uden gødningstilførsel til arealerne, og dermed generelt lave næringsstofniveauer. Som beskrevet i litteraturgennemgangen er der en diskussion af den relative betydning af specielt N og P for planteforekomst. De fleste af de studier, der beskriver en væsentlig rolle for P på større skala dækker imidlertid over områder med en mere intensiv dyrkningshistorie og dermed forholdsvis høje plantekoncentrationer af P og forholdsvis lavt C/N i jorden (10 – 15), fx (Plue & Baeten, 2021). Det må forventes, at områder, der har modtaget P gødning også har modtaget N; og pleje og naturgenopretning rettet mod N fjernelse vil også fjerne P (Schmidt & Gundersen, 2018). På områder hvor der foretages naturgenopretning forventes det at der ikke fremadrettet vil ske tilførsel af P ved gødskning. Der er derfor i diskussionen fokuseret på N balancen, men det skal erindres, at andre næringsstoffer også har betydning.

Der er i de opstillede scenarier en meget ekstensiv drift før vådlægning. Det ville være muligt at konstruere scenarier med lavere næringsstof puljer som følge af mere intensiv drift før vådlægning, men det er næppe realistisk at forestille sig, at der er mange arealer, hvor der har været udført slæt som del af en landbrugsmæssig praksis, uden at der er tilført en vis gødningsmængde. Der kan imidlertid være arealer, der er slået og hvor opvækst er fjernet som led i naturpleje.

De anvendte $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for atmosfærisk deposition er en gennemsnitsværdi, og der er arealer, hvor depositionen er væsentligt lavere. På disse områder vil der også være sket en lavere opbygning af N-pulje og det vil være lettere at genskabe næringsfattige forhold. Litteraturgennemgangen viser også, at der kan være arealer, hvor andre næringsstoffer er begrænsende. I disse tilfælde kan det være acceptabelt med en højere N belastning.

Hvis man betragter D scenariet (lav deposition efter 2030) kan det ses, at artsindikatoren for skrælning og de øvrige plejescenarier, inklusiv 0, konvergerer over tid, og at N puljen her ligger omkring 70 kg N ha^{-1} . Det kunne indikere, at på områder med lav deposition og hvor N puljen også er lav eller kan reduceres til et sådant niveau, er det ikke nødvendigt med naturpleje mhp. N fjernelse. Kontinuert slåning, der jo også har omkostninger og ulemper, har endda en tendens til at øge N puljen fordi der er mindre N til rådighed for denitrifikation.

For A scenariet er skrælning med efterfølgende græsning ikke tilstrækkeligt til at bringe N puljen ned indenfor 80 år. Det kunne dog være muligt at opnå en positiv udvikling på kortere tid ved at kombinere en indledende skrælning med mere intensiv pleje som slåning. B og C scenarierne (med tilførsel fra overliggende arealer) viser, at det er muligt at opnå en væsentlig reduktion af N puljen ved slåning, men ikke ved græsning alene. Puljen kommer dog ikke tilstrækkeligt ned til at sikre næringsfattige forhold og CN ligger stabilt på et for højt niveau. Der ses endda et fald i CN efter iværksættelse af slåning, bl.a.

fordi der er mindre N tilgængeligt for denitrifikation og det fjernede materiale har et CN på 34.

Beregningerne skal som nævnt ses som dækkende for områder, der har et forholdsvis godt udgangspunkt for genetablering af lavt næringsstofniveau og opnåelse af naturmål herfor. Beregningerne viser imidlertid i samklang med den gennemgåede litteratur, at dette ikke er simpelt, vil kræve forholdsvis kraftige indsatser og lang tids kontinuitet i kvalitet og kvantitet af drift / pleje efterfølgende. Udgangspunktet vil være bedst for områder med forholdsvis begrænsede N puljer men forholdsvis intakte artspuljer. Det kunne på større skala være områder med lav N deposition. På mere lokal skala kan der ses på områder med en drift der frem til i dag har ligget tæt på, hvad der svarer til en tidligere ekstensiv drift. Der kan kigges på områder, hvor N puljen ligger i den lave ende af den naturlige variation på et område, og hvor der måske er andre begrænsende næringsstoffer.

Litteraturgennemgangen og modelberegningerne supplerer hinanden på den måde, at de publicerede studier dækker kortere tidsperioder, men i de fleste tilfælde til gengæld observationer og målinger af et større antal parametre end der er dækket af modelberegningerne. De udførte modelberegninger omfatter kun et begrænset antal nøgleparametre for puljer og flukse samt en mulig påvirkning af planteforekomst. Modelberegningerne kan til gengæld dække en meget lang tidsskala, her til 2100 hvor der nærmer sig en ligevægt mellem puljer og flukse idet N tilførslen i scenarierne er holdt konstant fra 2030. Beregninger og litteratur peger samstemmende i retning af, at genopretning af næringsfattige forhold kan kræve omfattende indgreb som fjernelse af topjord og efterfølgende relevant og konsistent naturpleje og en reduktion af næringsstofftilførslen, hvor niveauet er for højt. Der er dog en betydelig variation mellem de enkelte områder, og der kan findes eksempler på succesfuld naturgenopretning.

Konklusioner

- Det bedste udgangspunkt for bevarelse og genskabelse af næringsfattige forhold kan findes på områder, hvor der ikke har været egentlig landbrugsdrift, den historiske kvælstofdeposition har været lav, og tilførslen af kvælstof via afstrømning fra højereliggende områder er nær 0.
- Områder med potentiale for genskabelse af næringsfattige forhold er ikke de mest velegnede til at øge retention og mindske vandløbsbelastning så der er ikke nødvendigvis stor modsætning mellem disse mål på de enkelte områder.
- Det kan være nemmere at genskabe næringsfattige forhold på områder, der ikke er N begrænsede og behovet for kvælstoffjernelse dermed kan være mindre.
- Det kan være vanskeligt at forudsige, hvilke områder der er velegnede til genskabelse af naturtyper, der kræver næringsfattige forhold. En kombination af data for jordkemi og plantesamfund kan give en bedre vurdering for det enkelte område.
- Litteraturgennemgangen peger på, at adaptiv forvaltning vil være vigtigt. En løbende opfølgning på indsatsen kan medføre at indsats og / eller målsætning må ændres.
- Det vil i mange tilfælde være nødvendigt at indlede naturpleje/genopretnings-indsats med fjernelse af topjorden for at opnå næringsfattige forhold.

- På områder hvor der er opbygget en væsentlig N pulje er græsning ikke effektivt ift. at nedbringe puljen. Effekten kan forbedres hvis dyrene flyttes om natten.
- Slåning og fjernelse af førne kan anvendes til at nedbringe N puljen, men processen tager lang tid og forøgelse af jordens CN endnu længere tid.
- I områder med meget lav N deposition kan der være en negativ effekt på N balancen af intensiv naturpleje mhp. N fjernelse fordi potentialet for denitrifikation formindskes.

Erkendtlighed. Udvikling og test af modulsystemet HEATHSOL-DK er sket under projektet BALINK, der finansieret af Aage V. Jensens Naturfond

5 Referencer

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 6(19), 7080–7102. <https://doi.org/10.1002/ece3.2469>
- Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Andersen, H. E., Andersen, P. M., Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., & Kronvang, B. (2015). Environmental controls of plant species richness in riparian wetlands: Implications for restoration. *Basic and Applied Ecology*, 16(6), 480–489. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.04.013>
- Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J., & Hoffmann, C. C. (2020). Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, 49(1), 324–336. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01181-2>
- Bak, J. (2014). Critical loads for nitrogen based on criteria for biodiversity conservation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2180-x>
- Bak, J., & Damgaard, C. F. (2018). *Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur* (Issue 290).
- Bak, J. L. (2013). Tålegrænser for dansk natur. In *DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* (Issue 69). <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>
- Bakema, A.H, Meijers, R, Aerts, R., Berendse, F., Heil, G. W. (1994). *HEATHSOL: a heathland competition model*. RIVM.
- Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(2), 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Baumane, M., Zak, D. H., Riis, T., Kotowski, W., Hoffmann, C. C., & Baattrup-Pedersen, A. (2021). Danish wetlands remained poor with plant species 17-years after restoration. *Science of the Total Environment*, 798, 149146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149146>
- Best, E. P. H., & Jacobs, F. H. H. (2001). Production, nutrient availability, and elemental balances of two meadows affected by different fertilization and water table regimes in The Netherlands. *Plant Ecology*, 155(1), 61–73. <https://doi.org/10.1023/A:1013260900106>
- Bobbink, R., Loran, C., & Tomassen, H. (2022a). *Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe*.
- Bobbink, R., Loran, C., & Tomassen, H. (2022b). *Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe*. 358.
- Boomer, K. M. B., & Bedford, B. L. (2008). Groundwater-induced redox-gradients control soil properties and phosphorus availability across four

headwater wetlands, New York, USA. *Biogeochemistry*, 90(3), 259–274. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9251-2>

Ceulemans, T., Stevens, C. J., Duchateau, L., Jacquemyn, H., Gowing, D. J., Merckx, R., Honnay, O. (2014). Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology*, 20(12).

Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., & Honnay, O. (2013). Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment - is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography*, 22(1), 73–82. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00771.x>

Damgaard, C, Ejrnæs, R & Stevens, C. (2013). Intra-specific spatial aggregation in acidic grasslands: effects of acidification and nitrogen deposition on spatial patterns of plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24(1).

Damgaard, C. F., Strandberg, B., Nielsen, K. E., Bak, J., & Skov, F. (2007). Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. In *Faglig rapport fra DMU* (Issue 637).

Edwards, K. R., Pícek, T., Čížková, H., Máchalová Zemanová, K., & Stará, A. (2015). Nutrient Addition Effects on Carbon Fluxes in Wet Grasslands With Either Organic or Mineral Soil. *Wetlands*, 35(1), 55–68. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0592-4>

Ejrnæs, R, Wind, P, Nygaard, B, Hansen, RR & Baattrup-Pedersen, A. (2014). Skjern Enge - en våd ørkenvandring. *Vand & Jord*, 3, 99–102.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., & Monies, C., Geels, C., Nielsen, I.E., Poulsen, M. . (2019). *ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2018* (Issue 351).

Feld, C. K., Birk, S., Bradley, D. C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M. L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P. F. M., & Friberg, N. (2011). From Natural to Degraded Rivers and Back Again. A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 44). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00003-1>

Gottwald, F., & Seuffert, A. (n.d.). *Rewetting of the mesotrophic terrestrialization mire "Mellnsee" (germany) - raising water level versus nutrient input*. 123–133.

Greve, M. H., Greve, B., Peng, Y., Pedersen, B. F., Bjørn, A., Lærke, P. E., Elsgaard, L., Børgesen, C. D., Bak, J. L., Axelsen, J.A., Gyldenkerne, S., Heckrath, G. J., Zak, D. H., Strandberg, M.T., Krogh, P. H., Iversen, B. V., & Sørensen, E. M. (2021b). Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. *Landbrugsstyrelsen, FVM, 2020-00479*, 1-137.

Güsewell, S., & Koerselman, W. (2002). Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 5(1), 37–61. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-0000022>

Harpenslager, S. F., van den Elzen, E., Kox, M. A. R., Smolders, A. J. P., Ettwig, K. F., & Lamers, L. P. M. (2015). Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas

emissions. *Ecological Engineering*, 84, 159–168.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.08.002>

Heil, G. W., & Bobbink, R. (1993). “Calluna”, a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling*, 68(3–4), 161–182. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(93\)90015-K](https://doi.org/10.1016/0304-3800(93)90015-K)

Hoffmann, C. C., & Baattrup-Pedersen, A. (2007). Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering*, 30(2 SPEC. ISS.), 157–166.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.022>

Immoor, A., Zacharias, D., Müller, J., & Diekmann, M. (2017). A re-visitation study (1948-2015) of wet grassland vegetation in the Stedinger Land near Bremen, North-western Germany. *Tuexenia*, 37(1), 271–288.
<https://doi.org/10.14471/2017.37.013>

Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J. P., & Grootjans, A. P. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation*, 140(3–4), 318–328.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.024>

Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Grootjans, A. P., & Kotowski, W. (2010). Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(3), 245–255.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.02.004>

Kooijman, A. M., Cusell, C., Hedenäs, L., Lamers, L. P. M., Mettrop, I. S., & Neijmeijer, T. (2020). Re-assessment of phosphorus availability in fens with varying contents of iron and calcium. *Plant and Soil*, 447(1–2), 219–239.
<https://doi.org/10.1007/s11104-019-04241-4>

Latour, J. B. (1994). *Ecological Standards for Eutrophication and*. 1992, 265–277.

Liebisch, F., Bünemann, E. K., Huguenin-Elie, O., Jeangros, B., Frossard, E., & Oberson, A. (2013). Plant phosphorus nutrition indicators evaluated in agricultural grasslands managed at different intensities. *European Journal of Agronomy*, 44, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.08.004>

Liu, W., Fritz, C., Nonhebel, S., Everts, H. F., & Grootjans, A. P. (2021). Landscape-level vegetation conversion and biodiversity improvement after 33 years of restoration management in the Drentsche Aa brook valley. *Restoration Ecology*, 30(7), 1–11. <https://doi.org/10.1111/rec.13601>

Maes, D., Decler, K., De Keersmaecker, L., Van Uytvanck, J., & Louette, G. (2017). Intensified habitat management to mitigate negative effects of nitrogen pollution can be detrimental for faunal diversity: A comment on Jones et al. (2017). *Biological Conservation*, 212, 493–494.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.001>

Mahnke, B., Wrage-Mönnig, N., Leinweber, P., & Müller, J. (2019). The phosphorus dilemma in organically farmed grasslands—are legume presence and phytodiversity incompatible? *Ecosystems and People*, 15(1), 61–73.
<https://doi.org/10.1080/26395908.2018.1556227>

- Meli, P., Benayas, J. M. R., Balvanera, P., & Ramos, M. M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: A meta-analysis. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>
- Minke, M., Augustin, J., Burlo, A., Yarmashuk, T., Chuvashova, H., Thiele, A., Freibauer, A., Tikhonov, V., & Hoffmann, M. (2016). Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences*, 13(13), 3945–3970. <https://doi.org/10.5194/bg-13-3945-2016>
- Moeslund J.E, Andersen, D.K., Brunbjerg, A.K., Bruun , H.H, Fløjgaard, C., McQueen, S.N., Nygaard, B., & Ejrnæs, R. (2004). High nutrient loads hinder successful restoration of natural habitats in freshwater wetlands. *Reading Work: Literacies in the New Workplace*, 221–240. <https://doi.org/10.4324/9781410609779>
- Oelmann, Y., Broll, G., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Vogel, A., & Schwartz, P. (2009). Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation*, 142(12), 2941–2948. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.021>
- Olde Venterink, H., Kardel, I., Kotowski, W., Peeters, W., & Wassen, M. J. (2009). Long-term effects of drainage and hay-removal on nutrient dynamics and limitation in the Biebrza mires, Poland. *Biogeochemistry*, 93(3), 235–252. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9300-5>
- Plue, J., & Baeten, L. (2021). Soil phosphorus availability determines the contribution of small, individual grassland remnants to the conservation of landscape-scale biodiversity. *Applied Vegetation Science*, 24(2), 1–12. <https://doi.org/10.1111/avsc.12590>
- Poptcheva, K., Schwartz, P., Vogel, A., Kleinebecker, T., & Hölzel, N. (2009). Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134(1–2), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.004>
- Posch, M., Rívm, C. C. E., Bonten, L., Wamelink, W., Reinds, G. J., & Wageningen, A. W. U. R. (2014). *VSD + PROPS Dynamic Soil Vegetation Model Overview From VSD to VSD +*. April, 7–10.
- Power, S. A., Ashmore, M. R., Terry, A. C., Caporn, S. J. M., Pilkington, M. G., Wilson, B. D., Barker, C. G., Carroll, J. A., Cresswell, N., Green, E. R., & Heil, G. W. (2004). *Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands*. 259–267.
- Ros, G. H., Tschudy, C., Chardon, W. J., Temminghoff, E. J. M., Van Der Salm, C., & Koopmans, G. F. (2010). Speciation of water-extractable organic nutrients in Grassland soils. *Soil Science*, 175(1), 15–26. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181c8ef3c>
- Rosenthal, G. (2003). Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 227–246. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00083-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00083-5)

- Rothero, E., Tatarenko, I., & Gowing, D. (2020). Recovering lost hay meadows: An overview of floodplain-meadow restoration projects in England and Wales. *Journal for Nature Conservation*, 58(September), 125925. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125925>
- Schmidt, I. K., & Gundersen, P. (2018). *Kvælstoffjernelse ved naturpleje Vidensgrundlag og opfølgende forskning* (Issue 2018).
- Schrautzer, J., Asshoff, M., & Müller, F. (1996). Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany. *Ecological Engineering*, 7(4), 255–278. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(96\)00021-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(96)00021-3)
- Schrautzer, Joachim, Breuer, V., Holsten, B., Jensen, K., & Rasran, L. (2016). Long-term effects of large-scale grazing on the vegetation of a rewetted river valley. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.036>
- Schulz, K., Timmermann, T., Steffenhagen, P., Zerbe, S., & Succow, M. (2011). The effect of flooding on carbon and nutrient standing stocks of helophyte biomass in rewetted fens. *Hydrobiologia*, 674(1), 25–40. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0782-5>
- Spieles, D. J. (2022). *Wetland Construction, Restoration, and Integration: A Comparative Review*.
- Stevens, C. J., Dupr, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D. J. G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J. O., Vandvik, V., Aarrestad, P. A., Muller, S., & Dise, N. B. (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158(9), 2940–2945. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006>
- Terry, A. C., Ashmore, M. R., Power, S. A., Allchin, E. A., & Heil, G. W. (2004). Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 897–909. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00955.x>
- Timmermann, T., Margóczy, K., Takács, G., & Vegelin, K. (2006). Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 241. [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2006\)9\[241:ropvbr\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2006)9[241:ropvbr]2.0.co;2)
- Tischew, S., Baasch, A., Conrad, M. K., & Kirmer, A. (2010). Evaluating restoration success of frequently implemented compensation measures: Results and demands for control procedures. *Restoration Ecology*, 18(4), 467–480. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00462.x>
- Van De Riet, B. P., Barendregt, A., Brouns, K., Hefting, M. M., & Verhoeven, J. T. A. (2010). Nutrient limitation in species-rich Calthion grasslands in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. *Applied Vegetation Science*, 13(3), 315–325. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01070.x>
- Van De Riet, B. P., Hefting, M. M., & Verhoeven, J. T. A. (2013). Rewetting drained peat meadows: Risks and benefits in terms of nutrient release and

greenhouse gas exchange. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(4). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1440-5>

van Dijk, J., Stroetenga, M., Bos, L., van Bodegom, P. M., Verhoef, H. A., & 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(3), 317–337. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0079-0>

Van Duren, I. C., Boeye, D., & Grootjans, A. P. (1997). Nutrient limitations in an extant and drained poor fen: Implications for restoration. *Plant Ecology*, 133(1), 91–100. <https://doi.org/10.1023/A:1009728007279>

Van Duren, I. C., & Pegtel, D. M. (2000). Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: Evaluation of methods and results. *Plant and Soil*, 220(1–2), 35–47. <https://doi.org/10.1023/a:1004735618905>

Vogels, J., Siepel, H., & Webb, N. (2015). Impact of changed plant stoichiometric quality on heathland fauna composition. *Economy and Ecology of Heathlands, May*, 273–297. https://doi.org/10.1163/9789004277946_020

Vroom, R. J. E., Temmink, R. J. M., van Dijk, G., Joosten, H., Lamers, L. P. M., Smolders, A. J. P., Krebs, M., Gaudig, G., & Fritz, C. (2020). Nutrient dynamics of Sphagnum farming on rewetted bog grassland in NW Germany. *Science of the Total Environment*, 726, 138470. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138470>

Wagner, K. I., Gallagher, S. K., Hayes, M., Lawrence, B. A., & Zedler, J. B. (2008). Wetland restoration in the new Millennium: Do research efforts match opportunities? *Restoration Ecology*, 16(3), 367–372. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00433.x>

Wassen, Martin J., Venterink, H. O., Lapshina, E. D., & Tanneberger, F. (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437(7058), 547–550. <https://doi.org/10.1038/nature03950>

Wassen, Martin Joseph, Schrader, J., van Dijk, J., & Eppinga, M. B. (2021). Phosphorus fertilization is eradicating the niche of northern Eurasia's threatened plant species. *Nature Ecology and Evolution*, 5(1), 67–73. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01323-w>

Wilson, D., Blain, D., Couwenber, J., Evans, C., Murdiyarso, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Strack, M., & Tuittila, E. S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17(4), 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>

Zak, D., Goldhammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A., & McInnes, R. (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(1), 311–320. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12931>

Zak, D., Meyer, N., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Mauersberger, R., Tiemeyer, B., Wagner, C., & McInnes, R. (2017). Topsoil removal to minimize internal eutrophication in rewetted peatlands and to protect downstream systems

against phosphorus pollution: A case study from NE Germany. *Ecological Engineering*, 103, 488–496. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.030>

Zedler, J. B. (2000). Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(10), 402–407. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01959-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01959-5)

Zerbe, S., Steffenhagen, P., Parakenings, K., Timmermann, T., Frick, A., Gelbrecht, J., & Zak, D. (2013). Ecosystem service restoration after 10 years of rewetting peatlands in NE Germany. *Environmental Management*, 51(6), 1194–1209. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0048-2>

KONSEKVENSERNE AF NÆRINGSSTOF- BALANCEN PÅ UDTAGNE LAVBUNDS- JORDER FOR MULIG NATURGENOPRETNING

Der er foretaget en analyse af konsekvenserne af næringsstof-balancen på udtagne lavbunds-jorder ifm. naturgenopretning. Analysen viser, at genetablering af næringsfattige forhold og realisering af naturmål knyttet hertil på mange arealer kan være meget svært, specielt hvor der er sket en væsentlig akkumulering af næringsstoffer. Genopretning vil ofte både skulle omfatte forholdsvis drastiske indgreb som opstart og opfølgning med en løbende drift / pleje, der fjerner næringsstoffer. Græsning er ikke effektivt ift. at nedbringe næringsstof puljen. Slåning og fjernelse af fjerne kan anvendes til at nedbringe N puljen, men processen tager lang tid og forøgelse af jordens CN tager endnu længere tid. Det betyder, at omlægning af områder mhp. opnåelse af naturmål bør fokuseres på de områder, hvor den opbyggede næringsstofpulje er mindst, og der samtidig er en artspulje at bygge på.