

Hans Joosten, Alexandra Barthelmes, John Couwenberg, Kristian Hassel, Asbjørn Moen, Cosima Tegetmeyer og Anders Lyngstad

Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2015-10**



NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10

Hans Joosten, Alexandra Barthelmes, John Couwenberg,
Kristian Hassel, Asbjørn Moen, Cosima Tegetmeyer og
Anders Lyngstad

Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/publikasjoner>

Referanse

Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10: 1-83.

Trondheim, desember 2015

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 60/73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Torkild Bakken (seksjonsleder)

Kvalitetssikret av

Dag-Inge Øien

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Grøft i atlantisk høgmyr på Toppmyrane, Smøla. Smøla er en av kommunene i landet med størst areal drenert myr. Foto: A. Lyngstad 13.11. 2015

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet

ISBN 978-82-8322-059-9
ISSN 1894-0056

Rapporten inngår i tillegg i Miljødirektoratets arkiv: M-465|2015

Sammendrag

Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10: 1-83.

Myr og torvmark utgjør de største karbonlagrene i biosfæren på land, intakt myr tar opp mer karbon enn det slippes ut, mens drenert myr er en viktig kilde til utslipp av karbon. I den boreale sonen inneholder økosystem med myr og torvmark sju ganger mer karbon per ha enn andre terrestriske økosystemer. Torv består av > 30 % dødt organisk materiale (tørrvekt), som igjen har et karboninnhold oftest > 50 %. Intakt myr og torvmark er en viktig kilde til CH₄, har et neglisjerbart bidrag av N₂O, og et stort opptak av CO₂. Over tid er den samla effekten kjøleende (redusert strålingspådriv).

Vannstands nivå er den viktigste økologiske faktoren på myr, og alt som påvirker hydrologien i myra påvirker samtidig klimagassfluks. Drenering med tanke på jordbruk, skogbruk og andre formål øker lufttilgang og dermed nedbryting, og gjør om myr fra et karbonsluk til en karbonkilde. Torvtekt overfører karbon til atmosfæren enda raskere. Drenering gir økte CO₂-utslipp, økte N₂O-utslipp fra næringsrik torvmark, og vanligvis reduserte CH₄-utslipp. I sum er utslipp fra drenert myr og torvmark høge der arealet gjøres om til dyrkamark (36,5-37,2 tonn CO₂-ekvivalenter per ha og år), noe lågere der arealet gjøres om til beitemark (16,8-29,0 tonn), og betraktelig lågere der arealet gjøres om til skog (1,8-12,1 tonn).

Statistikk på myrreal har spriket mye, dels på grunn av ulike definisjoner av myr og torvmark, og dels på grunn av ulik presisjon, dekning og formål ved ulike kartlegginger. Ved beregninger av utslipp i foreliggende rapport har vi benyttet areal for drenert myr fra NIS Norway 2015 (2414 km² skog, 35 km² beitemark, 4 km² torvtak) og FAO-Stat (1165 km² dyrkamark), totalt 3618 km². Dette gir et årlig utslipp fra drenert myr og torvmark på 5,55 millioner tonn CO₂-ekvivalenter, tilsvarende ca. 10 % av de totale utslippene i Norge (53,7 millioner tonn i 2013). Vi anslår imidlertid at ca. 7000 km² er ødelagt som funksjonell myr, slik at utslippstallene sannsynligvis er høgere. En klar definisjon av myr og torvmark, samt bedre dokumentasjon og kartlegging av omfang av drenering (areal, grøftedybde, arealbruk) er nødvendig for å gi mer presise estimat på utslipp fra drenert myr og torvmark.

Restaurering av drenert myr og torvmark ved rewetting gir stans eller reduksjon av CO₂-utslipp, får i gang eller øker karbonfangst, reduserer utslipp av N₂O og øker utslipp av CH₄. Nettoeffekten av dette er generelt at myr og torvmark som er restaurert på denne måten forblir små kilder til utslipp av klimagasser, og ikke karbonsluk, slik det ofte har blitt antatt. Estimerte utslippsreduksjoner (tonn CO₂-ekvivalenter per ha og år) som et resultat av rewetting av torvmark er høge for dyrkamark (26,4-33,1), varierende for beitemark (6,0-26,4), og noe lågere for skog og torvtak (1,2-11,2). Rewetting av dyrkamark er altså det mest effektive tiltaket for å få ned klimagassutslipp fra drenert torvmark.

Metoder for å måle og overvåke klimagassutslipp fra myr og torvmark kan deles i direkte målinger (lukket kammer, eddy covarians, enkelte fjernmålingsteknikker) og indirekte («proxy») metoder. I sistnevnte kan inngå modeller basert på arealbruk og arealdekke, vannstands nivå, subsidens, vegetasjon eller automatiske fjernmålingsteknikker. Kostnadene ved direkte målinger av klimagasser er estimert til om lag 10 000 euro per ha og år, og kan i praksis bare brukes i utvalgte områder, og da for å utvikle, kalibrere og verifisere indirekte (proxy) modeller for klimagassovervåking. Indirekte metoder kan i sin tur brukes for å overvåke større områder. For å forbedre overvåking gjennom indirekte metoder bør det utarbeides en forskningsstrategi med direkte målinger (overvåking) i et representativt nettverk av områder.

Rapportering av utslipp fra myr og torvmark til FNs klimakonvensjon skjer innenfor sektoren LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) og jordbrukssektoren. I Kyotoprotokollen er en ny frivillig aktivitet vedtatt («Wetland Drainage and Rewetting») for å handtere rewetting av myr og torvmark.

Nøkkelord: CH₄ – CO₂ – Drenering – Grøfter – Karbonkilde – Karbonlager – Karbonsluk – LULUCF – Norge – N₂O – Rewetting – Torv – Torvmark – Torvtekt – Utslipp – Utslippsreduksjon -

Hans Joosten, Alexandra Barthelmes, John Couwenberg og Cosima Tegetmeyer, Greifswald Mire Centre, c/o Michael Succow Stiftung, Ellernholzstr. 1/3, 17489 Greifswald, Tyskland
Kristian Hassel, Asbjørn Moen og Anders Lyngstad, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Summary

Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Methods to estimate changes in greenhouse gas emissions following rewetting of peatlands. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10: 1-83.

Peatlands are the largest store of carbon of the terrestrial biosphere. They act as a net carbon sink under natural conditions, and as an important carbon source when drained. Peatland ecosystems in the boreal zone contain seven times more carbon per ha than ecosystems on mineral soil. Peat consists of > 30 % dead organic material (dry mass), which has a carbon content > 50 %. Natural peatlands are a major source of CH₄, have a negligible contribution of N₂O, and considerable sequestration of CO₂. In the long term, intact peatlands have a cooling effect on the climate.

Water table is the single most important ecological factor with respect to peatlands, and anything affecting peatland hydrology simultaneously influences greenhouse gas (GHG) fluxes from peatlands. Drainage for agriculture, forestry and other purposes increases aerobic decay and changes peatlands from sinks of carbon to sources. Peat extraction transfers carbon to the atmosphere even more quickly. Peatland drainage leads to increased CO₂ emissions, a rise of N₂O release in nutrient rich peatlands, and commonly to reduced CH₄ efflux. The total emissions from drained peatlands are high from areas converted to cropland (36.5-37.2 tonnes CO₂-equivalents per ha and year), a little lower from areas converted to grassland (16.8-29.0 tonnes), and much lower from areas converted to forest land (1.8-12.1 tonnes).

Estimates on peatland area in Norway have varied substantially, in part due to different definitions of peatland, and in part due to different precision, coverage and purpose of surveys. In this report, we estimate emissions based on the area of drained peatland given in NIS Norway 2015 (2414 km² forest land, 35 km² grassland, 4 km² peat extraction) and FAO-Stat (1165 km² cropland), in total 3618 km². The annual emissions from drained peatland is 5.55 million tonnes CO₂-equivalents, corresponding to ca. 10 % of the total Norwegian emissions (53.7 million tonnes in 2013). However, we estimate that ca. 7000 km² peatland has been drained, and the emissions are most likely higher. A clear definition of peatland, and also improved documentation and surveying of the extent of drainage (area, depth of ditches, land use) is necessary in order to achieve more precise estimates on emissions from peatland.

Rewetting of drained peatlands halts or reduces CO₂ emissions, re-installs or increases carbon sequestration, reduces emissions of N₂O and increases CH₄ emissions. The net effect of all these changes is that rewetted peatlands generally remain weak sources of greenhouse gases, not net GHG sinks, as is often assumed. Estimated reductions in emissions as a result of rewetting of peatlands are high for cropland (26.4-33.1 tonnes CO₂-equivalents per ha and year), varying for grassland (6.0-26.4 tonnes), and somewhat lower for forest land and areas of peat extraction (1.2-11.2 tonnes). Hence, the most effective approach in terms of reduced GHG emissions from drained peatlands is to rewet cropland.

Methods of measuring and monitoring GHG emissions from peatland can be divided in direct measurements (closed chambers, eddy covariance, some remote sensing techniques) and indirect ('proxy') methods. Proxy models can be based on land use and land cover, water table, subsidence, vegetation or automated remote sensing techniques. The cost of applying direct measurements of GHG emissions are estimated to about € 10 000 per ha and year, and in practise, such direct measurements can only be used in selected areas in order to develop, calibrate and verify models with which GHG fluxes can then be monitored over much larger areas with indirect methods. A research strategy with a representative set of areas with direct measurements should be established to improve proxy monitoring.

UNFCCC reporting of emissions from peatlands is done under the sector LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) and the sector Agriculture. A new (voluntary) Kyoto Protocol activity was recently adopted ('Wetland Drainage and Rewetting') to make peatland rewetting directly accountable.

Key words: Carbon sink – Carbon source – Carbon store – CH₄ – CO₂ – Ditches – Drainage – Emission – Emission reduction – LULUCF – Norway – N₂O – Peat – Peatland – Peat extraction – Rewetting -

Hans Joosten, Alexandra Barthelmes, John Couwenberg and Cosima Tegetmeyer, Greifswald Mire Centre, c/o Michael Succow Stiftung, Ellernholzstr. 1/3, 17489 Greifswald, Germany
Kristian Hassel, Asbjørn Moen and Anders Lyngstad, NTNU University Museum, NO-7491 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Klimaeffekter av myr og torvmark	8
3 Myr i Norge: Areal og klimaeffekt	13
3.1 Areal og arealbruk	13
3.2 Bruk og vurdering av tilgjengelige arealdatasett for myr og torvmark	16
3.3 Utslipp fra myr og torvmark i Norge	24
4 Restaurering og bruk av myr og torvmark	28
4.1 Prinsipper og metoder for restaurering av drenert myr	28
4.2 Paludikultur	30
4.3 Utslippsreduksjoner ved restaurering	31
5 Metoder for å beregne klimagassutslipp fra myr og torvmark	34
5.1 Direkte målinger	34
5.1.1 Måling i lukket kammer	34
5.1.2 Måling med eddy covariance	37
5.1.3 Fjernmåling	39
5.2 Indirekte ("proxy") metoder	43
5.2.1 Prinsippene bak indirekte ("proxy") metoder	43
5.2.2 Arealbruk og arealdekke	44
5.2.3 Vannstands nivå	45
5.2.4 Subsiden (synking)	46
5.2.5 Vegetasjon	49
5.2.6 Automatiske tilnærminger basert på fjernmåling	51
5.3 Overvåkingsanbefalinger	55
6 Internasjonalt rammeverk, restaurering og overvåking	58
6.1 FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og myrrestaurering	58
6.2 Referansenivå	61
6.3 Kunnskapsgrunnlag, rapportering og overvåking	63
6.3.1 Bedre kunnskapsgrunnlag om arealbruk	63
6.3.2 Utvikling av utslippsfaktorer for høyere tier-nivå	64
6.3.3 Noen særtilfeller	64
6.4 Videre arbeid	65
7 Referanser	66
Vedlegg 1 «Potensielle restaureringslokaliteter for myr». Notat til Miljødirektoratet fra NTNU Vitenskapsmuseet	75

Forord

NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie og Greifswald Mire Centre (GMC) ved Universitetet i Greifswald, Tyskland startet i august 2015 arbeidet med en utredning av metoder for å beregne endringer i klimagassutslipp ved restaurering av myr i Norge. Prosjektet ble utført på oppdrag fra Miljødirektoratet, der sjefingeniør Maria Malene Kvalevåg har vært kontaktperson. Kontaktperson og prosjektleder ved NTNU Vitenskapsmuseet har vært forsker Anders Lyngstad.

Helt fra den tidligste planleggingsfasen har det vært et tett samarbeid mellom NTNU Vitenskapsmuseet og GMC. Ved GMC har professor Hans Joosten vært sentral gjennom hele prosessen, og han er ansvarlig for framstillingen av det meste av det faglige innholdet. Alexandra Barthelmes har hatt et hovedansvar for kapittel 3, og John Couwenberg og Cosima Tegetmeyer har også bidratt fra GMC. Store deler av de faglige vurderingene er gjort ved GMC, og et engelsk utkast til rapporten er utformet ved GMC. NTNU Vitenskapsmuseet har bidratt med kunnskap om norske myrer, og Anders Lyngstad har stått for den endelige utformingen av rapporten på norsk. Ved NTNU Vitenskapsmuseet har professor Asbjørn Moen og førsteamanuensis Kristian Hassel også vært involvert i arbeidet.

Vi vil takke Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) for at de stiller til veie arealstatistikk, og for hjelp med tolking av denne statistikken.

Trondheim, desember 2015

Hans Joosten

Anders Lyngstad

1 Innledning

Myr og torvmark er viktige på global skala gjennom sin evne til å lagre karbon og derved motvirke klimaendringer, og i løpet av det siste tiåret har de av den grunn fått stadig større oppmerksomhet. Internasjonale konvensjoner (FNs klimakonvensjon, Ramsarkonvensjonen) og organisasjoner (FAO, EU, Nordisk råd) vier i stadig større grad oppmerksomhet til restaurering av myr som et tiltak mot klimaendringer. I dette bildet ønsker Miljødirektoratet en gjennomgang av metoder for å estimere og overvåke klimagassutslipp ved restaurering av myr.

NTNU Vitenskapsmuseet har i 45 år arbeidet nært sammen med naturforvaltningen i arbeidet med kunnskapsheving og vern av myr i Norge. Ved museet er det opparbeidet en betydelig kompetanse og et stort datamateriale som grunnlag for medvirkning i forskning og forvaltning av myr. Imidlertid har erfaring og kompetanse vedrørende restaurering av myr for karbonfangst vært begrenset, og generelt er det gjort lite innen dette feltet i Norge. Her er forskningsmiljøet ved Universitetet i Greifswald blant de ledende i Europa, og samarbeid mellom de to miljøene har vært av avgjørende betydning for prosjektet.

I europeisk sammenheng har Norge svært stor variasjon i myrøkosystemene, og det henger i første rekke sammen med stor variasjon i klima fra sør til nord, fra kyst til innland, og fra lågland til fjell. Det store mangfoldet i myrnaturen vår er en kompliserende faktor ved inter- og ekstrapolering av data vedrørende klimagassutslipp, og vi må ta hensyn til de særegne forholdene i norsk myr og torvmark. Kunnskapen som frambringes i rapporten er i all hovedsak basert på studier i Mellom-Europa. Myrtyper og klimaforhold er forskjellige, men metoder for å beregne endringer i klimagassutslipp ved myrrestaurering er allmenngyldige. Og i det videre arbeidet vil det bli viktig å klargjøre forholdene for klimagassutslipp i norske myrtyper.

Mål

Målene med dette prosjektet er:

- Å presentere oppdatert kunnskap om myrenes klimaeffekt og effekten av myrrestaurering, med særlig vekt på myr i Norge
- Å gi et overblikk over metoder for å restaurere myr med tanke på å redusere utslipp av klimagasser
- Å peke ut de typene myr der klimatiltak vil ha størst effekt (hot spots)
- Å beskrive metoder for å overvåke utslipp fra myr, og for å anslå hvor stor utslippsreduksjon vi får ved å restaurere myr. Dette differensieres for myr med ulike typer inngrep og påvirkning der det er nødvendig
- Å vise hvilke av disse metodene som er mest relevante for norske forhold
- Å estimere årlige kostnader ved ulike overvåkingsmetoder og ulik overvåkingsinnsats
- Å kort vise hvordan disse metodene kan integreres i nasjonale eller internasjonale overvåkingsprogram

I denne rapporten følger vi norsk myrterminologi, slik det er gjort i arbeidene ved NTNU Vitenskapsmuseet de siste tiåra, redegjort for i bl.a. Moen et al. (2010, 2011a, b) og Øien et al. (2015). I all hovedsak er denne lik med terminologien som brukes i Naturtyper i Norge/Natur i Norge (Halvorsen et al. 2009, 2015), og med internasjonal myrterminologi; f.eks. Joosten & Clarke (2002), Joosten et al. (i trykk c). Klimasoner følger definisjoner fra FNs klimapanel (IPCC) (http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_03_Ch3_Representation.pdf) fordi det er disse sonene som brukes ved differensiering av utslippsfaktorer for klimagasser. Disse sonene er imidlertid svært forenklede i forhold til den store regionale variasjonen vi har i Norge, og for en bedre og mer realistisk framstilling viser vi til Nasjonalatlas for Norge (Moen 1998). Navn på karplanter følger Elven (2005). I Norge bruker vi ofte dekar (daa) ved angivelse av areal, mens hektar (ha) er mer vanlig internasjonalt. I foreliggende rapport bruker vi hektar (ha) for å lette sammenlikning med internasjonal statistikk og litteratur.

2 Klimaeffekter av myr og torvmark

Myr og torvmark spiller en avgjørende rolle når det gjelder klimaregulering på global skala fordi de: 1) utgjør de største karbonlagrene på land; 2) tar opp mer karbon enn de slipper ut når de er intakte (fjerner CO₂ fra atmosfæren); 3) er viktige kilder til utslipp av karbon når de dreneres; og 4) kan ha både opptak og utslipp av klimagassene lystgass (N₂O) og metan (CH₄), både når systemene er intakte og forstyrret.

Økosystem med myr og torvmark (inkludert torv og vegetasjon) inneholder uforholdsmessig mye organisk karbon i forhold til andre terrestriske økosystemer. I arktisk sone er det i gjennomsnitt 3,5 ganger mer karbon per arealenhet på torvmark enn på mineraljord, og i den boreale sonen er det tilsvarende forholdet 7 ganger mer karbon (Joosten & Couwenberg 2008).

Det enorme karbonlageret i myr og torvmark skyldes torvlag som ofte er tjukke, og tørr torv består av organisk materiale med et karboninnhold oftest > 50 %. Torv er et konsentrert lager av karbon fordi det per definisjon består av > 30 % (tørrvekt) dødt organisk materiale (Joosten & Clarke 2002), og inneholder 48–63 % karbon (Heathwaite & Göttlich 1993).

Intakte myrer og torvmarker har en sammensatt effekt på klima fordi de påvirker atmosfærens innhold av CO₂, CH₄ and N₂O på ulike måter (figur 1). De er en viktig kilde til CH₄ på global skala (Kirschke et al. 2013), men gir et neglisjerbart bidrag av N₂O (Frolking et al. 2011). Siden forrige istid har myr og torvmark spilt ei viktig rolle for den globale klimagassbalansen, men for å kunne vurdere klimaeffekten må vi gjøre rede for effekten av strålingspådriv fra kontinuerlige og samtidige utslipp og opptak av CO₂ og CH₄ over tid (Whiting & Chanton 2001, Frolking & Roulet 2007). Klimaeffekten av metan (GWP-verdi (global warming potential) sett over en periode på 100 år) er 28 ganger høyere enn klimaeffekten av CO₂ (Myhre et al. 2013). Levetiden CH₄ har i atmosfæren er imidlertid relativt kort (12,4 år, Myhre et al. (2013)), og bidraget til CH₄-konsentrasjon i atmosfæren fra myr og torvmark når ganske raskt ei likevekt tross utslipp over tid. Opptak av CO₂ (med mye lenger levetid i atmosfæren) skjer kontinuerlig i intakt myr og torvmark, og over tid har dette en betydelig kjølede effekt (Frolking & Roulet 2007, Frolking et al. 2011).

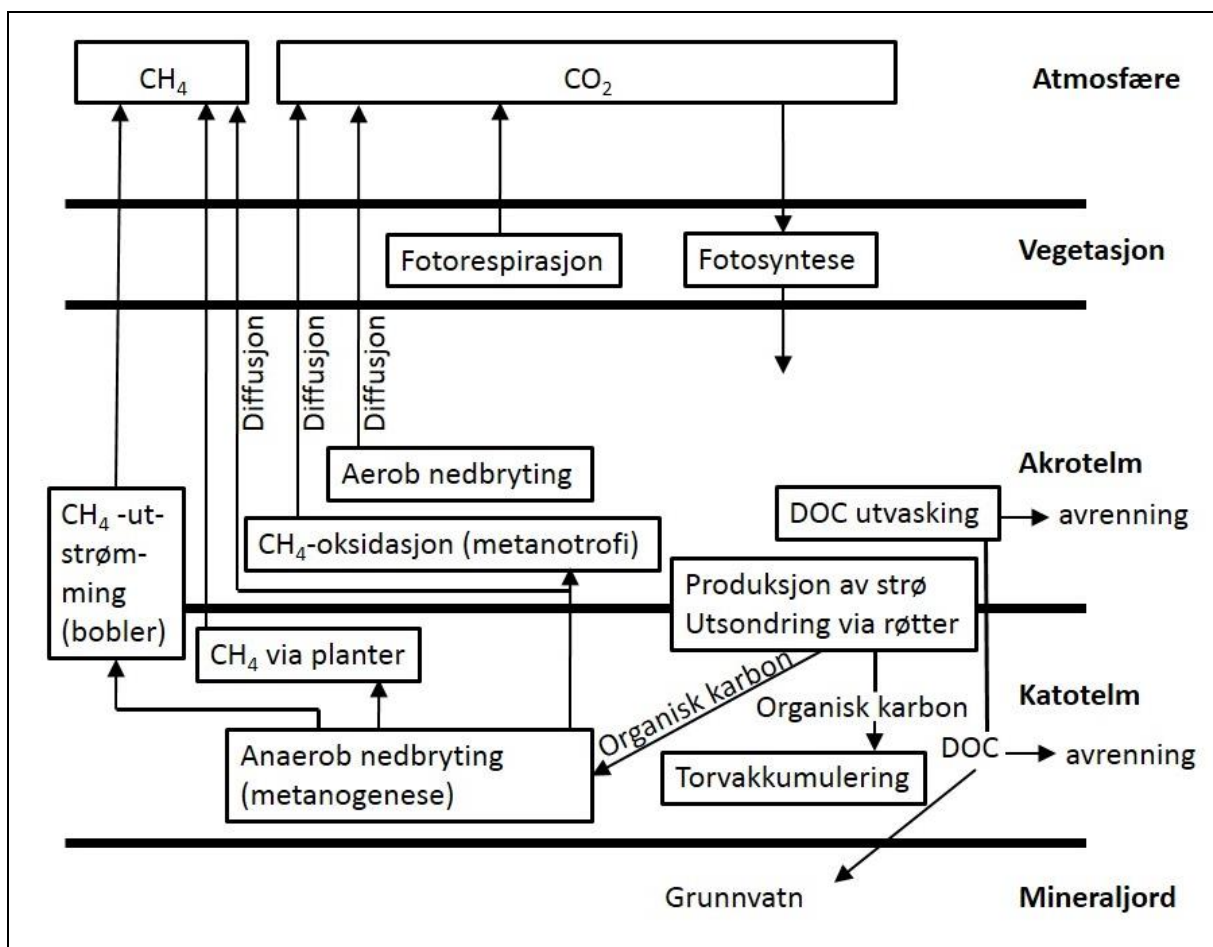
Vannstands nivået er en spesielt viktig faktor på myr, og det styrer en rekke økologiske og biogeokjemiske forhold. Utvikling, funksjon og prosesser i myr avhenger av kvantitet og kvalitet (kjemiske parametre) på vatnet som når myra gjennom nedbør, grunnvatn, flom eller via andre kilder. Vasskjemi avgjør i stor grad hvilke arter som vokser på ei myr, og er derfor avgjørende for hvilken type torv som akkumuleres. Kilden til vatnet og de hydrauliske egenskapene til torva definerer viktige økologiske faktorer som dybden til grunnvatnet, fluktuasjoner i vannstands nivå over tid, og retning og hastighet på vatnet på overflata og i torvlagene. Vannstands nivået og hvordan det svinger påvirker igjen kjemiske og hydrauliske egenskaper ved torva gjennom regulering av tilgjengelig oksygen og tilhørende redokspotensial, noe som igjen påvirker hydrauliske egenskaper gjennom nedbryting og tap av porevolum. I tillegg spiller temperatur ei viktig rolle for kjemiske reaksjoner i torv (og klimagassfluks), og det er en sterk sammenheng mellom temperatur og vasshusholdning i torv. Vatn transporterer i tillegg en rekke oppløste stoffer (inkludert klimagasser) og partikler både oppover og nedover i torva. Karbontap fra myr kan skje via horisontale vass-strømmer (Sirin et al. 1998, Dinsmore et al. 2010) ved at betydelige mengder organisk materiale transporteres ut fra myra oppløst i vatnet (Evans et al. 2014, Koehler et al. 2009, Kortelainen & Saukkonen 1994, Nilsson et al. 2008, Roulet et al. 2007, Sallantausta 1992), og dette gir klimagassutslipp lenger nede i vassdraget (Sirin & Laine 2008). Faktorer som påvirker hydrologi og økologi i myr og torvmark påvirker derfor samtidig klimagassfluks fra dette systemet.

Vegetasjonen spiller en viktig rolle når det gjelder utslipp og opptak av klimagasser, særlig gjennom oppbygging av biomasse som ved nedbryting avgir metan. Planter kan også lette transport av gasser mellom torv og atmosfære. Metan som dannes i anaerobe, vassmetta torvlag må passere torvlag lenger opp der det er tilgang på luft og oksygen, og her brytes metan i stor grad ned før det når atmosfæren. Planter med grovt luftvev (aerenkym) kan transportere CH₄ rett fra de vassmetta torvlagene til atmosfæren, og slik ledes CH₄ utenom de aerobe torvlagene. Metanutslippene er vanligvis høyere i områder der planter med luftvev finnes enn der de ikke opptre (Couwenberg & Fritz 2012). På den andre siden; luftvev er en tilpasning til anaerobe forhold, og

det gjør plantene i stand til å transportere oksygen ned til røttene. Det dannes en sone rundt røttene der det er oksygen til stede, og dette er viktig i forbindelse med opptak av næringsstoffer (Armstrong et al. 2006). I denne sonen trives organismer som bryter ned metan, og det reduserer mengden metan som frigis til atmosfæren.

Det er en fint avstemt balanse mellom produksjon og nedbryting i myr og torvmark, og dette gjør at naturtypen lett blir en kilde til karbonutslipp hvis det gjøres inngrep. Grøfting med tanke på jordbruk, skogbruk og andre formål øker lufttilgang og dermed nedbryting, og gjør om myr fra et karbonsluk til en karbonkilde. Torvtekt og bruk av torvstrø overfører karbon til atmosfæren enda raskere.

Restaurering av myr og torvmark er en effektiv framgangsmåte for å holde på plass karbonet som allerede er lagret i myra, og for å få i gang igjen binding av karbon (Joosten & Couwenberg 2008; tabell 7, avsnitt 4.2).



Figur 1. Deler av karbonsyklusen i torv (modifisert etter Faubert (2004) og Joosten et al. (i trykk b)).

Menneskelige inngrep (særlig grøfting og branner) har forårsaket enorme økninger i netto utslipp av klimagasser fra myr og torvmark. Grøfting gir økte CO_2 -utslipp, økte N_2O -utslipp fra næringsrik torvmark, og vanligvis reduserte CH_4 -utslipp (Sirin & Laine 2008). Intakte myrer har vassmetta torv, og dette hindrer vanligvis utnyttelse gjennom torvtekt, jordbruk, skogbruk og andre formål. Konvensjonell bruk av myr og torvmark innebærer derfor oftest grøfting og drenering, og senking av vannstandsni vået påvirker umiddelbart dannelse og utslipp av klimagasser. Tilgang på luft stopper anaerob nedbryting av torv og CH_4 -utslippene som følger av det; samtidig øker den aerobe nedbrytingen, og det gir økte utslipp av CO_2 og N_2O (GWP 265, Myhre et al. 2013). Disse utslippene fortsetter så lenge grøftene på myra fungerer, eller inntil all torva er nedbrutt. I tillegg til

utslippene av CO₂ og N₂O slippes det ut store mengder CH₄ fra grøftene, og i vatnet som dreneres ut av myrene er det økte mengder løst organisk karbon (dissolved organic carbon DOC). DOC brytes i stor grad ned lenger ned i vassdraget, og slippes ut som CO₂. Klimagassutslippene fra grøfta myr øker generelt med dybden på grøftene, og de er høyere i varmere klima (Drösler et al. 2014; tabell 1).

Jordbruk på myr og torvmark er vanligvis forbundet med grøfting, og det gir betydelige tap av torv gjennom mineralisering og erosjon. Ved åkerbruk går omsetninga av torv raskere enn hvis myra brukes som beitemark (eng). Dette skyldes mer tilførsel av luft fra jordbearbeidinga (Joosten & Clarke 2002). I åkerbruk er det vanlig med bar jord i perioder, og dette kan gi økt tap av karbon gjennom vann- og vinderosjon (Holden et al. 2006). Åkerbruk gjør alltid myr og torvmark om til kilder for klimagassutslipp, først og fremst gjennom CO₂, og ofte også gjennom N₂O (Armentano & Menges 1986, Kasimir-Klemedtsson et al. 1997, Maljanen et al. 2004, Drösler et al. 2014; tabell 1). CH₄-utslipp fra drenert torv opphører så godt som fullstendig, men det kan være høgt fra sjølve grøftene, og utgjør en betydelig andel av det totale klimagassbudsjettet (Drösler et al. 2014; tabell 1). Jordbruk på jord med høgt organisk innhold (heretter kalt torvjord) gir en netto økning i strålingspådriv på grunn av store utslipp av CO₂ og N₂O, og til tross for reduserte utslipp av metan (tabell 1). Effekten på karbonbalansen kan i noen grad kontrolleres gjennom valg av innhøstingsmetode og ved å redusere dreneringsdybden (Sirin & Laine 2008, Drösler et al. 2014). N₂O-utslipp fra intakt myr og torvmark er små, men ved drenering (og gjødsling) øker mineraliseringen, og uorganiske nitrogenforbindelser blir tilgjengelige for dannelse av lystgass som gir betydelige utslipp (Sirin & Laine, 2008), særlig fra næringsrike lokaliteter.

Tabell 1. Standard utslippsfaktorer (IPCC) for drenert torvmark tatt i bruk i jordbruk (skille mellom dyrkamark og beitemark), i skogbruk og for torvtekt (etter Drösler et al. 2014). Verdier for CH₄ omfatter utslipp fra grøfter. Ved beregning av GWP (global warming potential) er det brukt en faktor på 28 for CH₄ og 265 for N₂O (Myhre et al. 2013). DOC = løst organisk karbon (dissolved organic carbon).

Arealbruk	CO ₂ t ha ⁻¹ år ⁻¹	DOC t CO ₂ ha ⁻¹ år ⁻¹	CH ₄ kg ha ⁻¹ år ⁻¹	N ₂ O kg ha ⁻¹ år ⁻¹	Total GWP t CO ₂ e ha ⁻¹ år ⁻¹
Dyrkamark, boreal	29,0	0,44	58,3	20,4	36,5
Dyrkamark, temperert	29,0	1,14	58,3	20,4	37,2
Beitemark, boreal	20,9	0,44	59,6	14,9	27,0
Beitemark, temperert, næringsfattig	19,4	1,14	60,0	6,8	24,0
Beitemark, temperert, næringsrikt, djup drenering	22,4	1,14	73,5	12,9	29,0
Beitemark, temperert, næringsrikt, grunn drenering	13,2	1,14	63,4	2,5	16,8
Skogbruk, boreal, næringsfattig	0,92	0,44	12,3	0,35	1,8
Skogbruk, boreal, næringsrikt	3,41	0,44	7,4	5,0	5,4
Skogbruk, temperert	9,53	1,14	7,9	4,4	12,1

Torvmark brukes ofte som **beitemark**, og myrer i boreale og tempererte soner drenert for dette formålet mister om lag 5 t C ha⁻¹ år⁻¹ (Drösler et al. 2014; tabell 1). Gjødsling med husdyrgjødsel gir økt nedbryting av torva og økte lokale utslipp av CO₂ så vel som økte utslipp av CH₄ og N₂O både på og utenfor myra.

Når myr og torvmark dreneres for skogbruk settes det i gang en rekke prosesser med motsatte effekter (Päivänen & Hånell 2012). Totaleffekten varierer betydelig mellom områder og over tid (Crill et al. 2000, Joosten 2000, Sirin & Laine 2008). Økt lufttilgang etter drenering gir raskere

omsetning av torva (cf. Moore & Dalva 1993, Silvola et al. 1996) og en nedgang i den lagrede karbonmengden. I boreale soner kan økt lufttilgang gi lågere pH og temperatur i torva (Laine et al. 1995, Minkkinen et al. 1999), noe som i sin tur kan begrense omsetningen av torv. Skogvegetasjon (trær, busker etc.) erstatter den opprinnelige, åpne og lågvokste myrvegetasjonen, og dette kan, gjennom økt evapotranspirasjon, bidra mer til å senke vannstands nivået enn grøftinga i seg sjøl (Pyatt et al. 1992, Vompersky & Sirin 1997, Shotbolt et al. 1998). Karbonmengden lagret i biomasse (både over og under bakken) øker raskt (Laiho & Finér 1996, Laiho & Laine 1997, Sharitz & Gresham 1998), og går over tid mot ei ny likevekt som er mye høyere enn den var i den intakte myra. Vanligvis hogges imidlertid skogen før dette nye likevektsstadiet nås, og karbonmengden lagra i biomasse reduseres da betraktelig.

Endringer i karbonmengden i strø har blitt observert i områder, særlig i de boreale sonene, der myr dreneres med tanke på skogbruk (Päivänen & Hånell 2012). «Fuktig strø» i det øvre laget (akrotelm) på intakte myrer regnes som en del av torva, og det vil over tid gå gradvis over i kato-telmen (nedre torvlag som alltid er vassmetta). Strø i grøfta, boreal skog består typisk av barnåler, røtter, moser etc., har andre egenskaper (Laiho et al. 2004), og kan sees som en separat komponent. Akkumulering av strø fører til økning i karbonmengden i strøfraksjonen, også i de øverste jordlagene (Minkkinen & Laine 1998). Strø i boreal skog har høgt innhold av lignin, og er motstandsdyktig mot nedbryting (Meentemeyer 1984), men ettersom det akkumuleres under aerobe forhold når det etter hvert ei likevekt der netto akkumulering stopper opp. Avhengig av torvmarkkategori og hogstregimet for skogen kan det ta flere århundrer før denne likevekten nås. Grøfting av myr for skogbruksformål gir derfor en jamn nedgang i karbonlageret i jordsmonnet, en rask økning i biomasse til å begynne med, og påfølgende hogster vil over tid gi en «sagtann»-kurve for karbonlageret i biomasse. Lageret i strøfraksjonen vil øke sakte, og etter noen århundrer vil det nå en ny likevekt.

Senka vasstand vil gi lågere metanutslipp, men utslipp kan fortsatt foregå i grøfta torvmark, særlig direkte fra grøftene. Dette kan ha en sterk innvirkning på klimagassbudsjettet for grøfta torvmark (Minkkinen & Laine 2006, Sirin & Laine 2008, Drösler et al. 2014; tabell 1). Det har blitt vist at grøfting øker N₂O-utslipp, særlig i næringsrik skog (Martikainen et al. 1995, von Arnold et al. 2004, Ojanen et al. 2010). Bestander med trær som vokser til etter grøfting kan redusere albedo i et grøfta område betydelig (Lohila et al. 2010). Dette kan påvirke strålingspådrivet for området, og gi en varmende effekt som særlig gjør seg gjeldende på lokaliteter med sparsomt tresjikt før grøfting fant sted.

Det har generelt vært antatt at reduserte metanutslipp (som en følge av senking av vasstand) og økt karbonopptak i trær kan gi en lågere samla klimaeffekt fra disse økosystemene i løpet av den første hogstrotasjonen (Laine et al. 1996, Minkkinen et al. 2002, Sirin & Laine 2008, Ojanen et al. 2010), sjøl om utslipp av CO₂ og N₂O fra torva øker samtidig. På lang sikt vil imidlertid det fortsatte karbontapet fra torva uunngåelig bli så stort at det oppveier karbonfangst i andre lagre, og jo mer tømmer som tas ut, jo raskere vil dette skje.

Gjødsling av drenert torvmark (med tanke på åkerbruk, beitemark eller skogbruk) kan forårsake økte utslipp av lystgass, og påvirker hastighet på nedbryting, med påfølgende endringer av klimagassfluks (Maljanen et al. 2010). Menneskeskapt nitrogennedfall gjennom forurensing av luft og vatn kan også ha en effekt på klimagassfluks, både fra intakt og drenert myr og torvmark. Gjødsling med nitrogen i boreal, næringsfattig, intakt myr ga ikke økte utslipp av lystgass (Nykänen et al. 2002), mens utslippene økte fra områder som ble grøfta og nitrogengjødsla med tanke på skogproduksjon (Regina et al. 1998). Økning ble også observert fra dyrkamark på torvmark (Maljanen et al. 2003, 2010). Forholdet mellom innhold av karbon og nitrogen i organisk materiale påvirker nedbrytingshastigheten, og gjødsling kan gi endringer i utslipp av CO₂ og CH₄ fra myr og torvmark (Maljanen et al. 2010).

Torvtekt for å skaffe brenntorv eller torvstrø, for utforming av landskap eller andre formål fjerner raskt karbon fra myr og torvmark, og gir et tap på 20–35 t C ha⁻¹ år⁻¹ i moderne torvtak (Cleary et al. 2005). Uttak av torv gir betydelige tap av karbon gjennom fjerning av vegetasjon når myra gøres klar for uttak, grøfting av uttaksområdet og tilstøtende areal, utvinningsprosessen (f.eks. freising som øker lufttilgang og nedbryting av de øvre torvlagene), samt reduserte karbonlagre (Sundh et al. 2000, Crill et al. 2000, Waddington et al. 2002, Cleary et al. 2005, Alm et al. 2007). I

tillegg vil den bare, mørke og lette torva lett varmes opp av sola, og torvmassene er utsatt for erosjon fra vind og vatn (Holden et al. 2006). Brenntorv som tas ut omsettes umiddelbart i det den brennes, mens torvstrø anvendt i hagebruk omsettes i løpet av noen få år. Livssyklus-analyser (fra Canada) av torvprodukter som ikke brukes direkte som brenntorv har vist at nedbryting av torva utgjør 71 % av den totale karbonmengden som tilføres atmosfæren gjennom prosessen med utvinning og bruk (Cleary et al. 2005). Endra arealbruk (fjerning av vegetasjon etc.) utgjør 15 %, transporten av torva utgjør 10 %, og aktiviteten med utvinning og prosessering utgjør 4 %. Det meste av torvuttak som ikke går til brensel (for det meste til hortikultur) resulterer i CO₂-utslipp i løpet av noen år. Dette omfatter torv brukt som strø i fjøs, i filtre og som et absorberende materiale, kjemi, balneologi (medisinske bad), medisin og i skjønnhetsprodukter (Joosten & Clarke 2002). Et unntak er torv som brukes i produkter med lang holdbarhet, f.eks. som bygningsmateriale, isolasjon eller i tekstiler, men volumet dette representerer er lite (Joosten & Clarke 2002). Torvtak som ikke lenger er i drift forblir kilder til karbonutslipp så lenge hydrologien ikke restaureres (rewetting) (Mäkiranta et al. 2007, Couwenberg et al. 2011).

Utvinningsprosessen ved torvtekt (gjelder frest torv, som er den vanligste industrielle metoden for framstilling) har tre faser: 1) omforming av arealet, inkludert drenering og fjerning av naturlig vegetasjon; 2) uttak av torv, der torva freses opp, lufttørkes om sommeren og samles opp for lagring; og 3) torvtaket forlates når uttak ikke lenger er profitabelt (Canadian Sphagnum Peat Moss Association 2004, Nilsson & Nilsson 2004). Mønsteret i utslipp av klimagasser er likt i de tre fasene. Fjerning av vegetasjon og omfattende drenering for å oppnå et ønsket innhold av fuktighet i torva har en fundamental innvirkning på klimagassbalanse i torvtak. CO₂-utslipp står for den viktigste klimagassfluksen i denne prosessen, men det har også blitt observert relativt høge CH₄-utslipp fra grøfter (f.eks. Chistotin et al. 2006). Vi kan ha CH₄-utslipp direkte fra uttaksområdet i torvtak når torva er våt, utslipp av CH₄ har også blitt observert fra freste overflater i torvtak under snøsmeltinga, og med høge utslipp fra torvlagre (Chistotin et al. 2006, Alm et al. 2007).

3 Myr i Norge: Areal og klimaeffekt

3.1 Areal og arealbruk

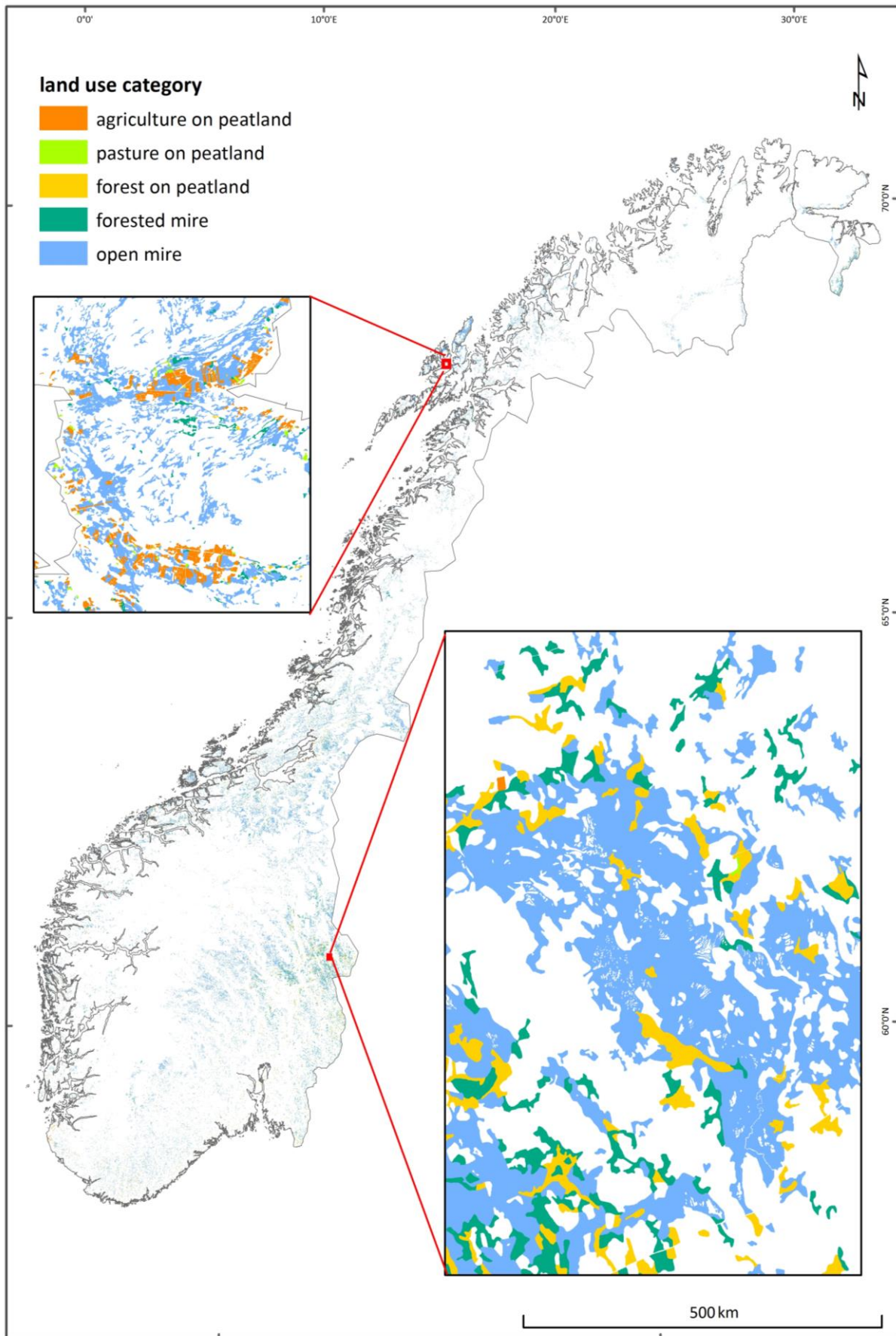
Etter at arbeidet med rapporten ble formelt avsluttet fikk vi 18.12. 2015 tilgang til en ny arealstatistikk for Norge (Rekdal et al. 2015). Denne arealstatistikken er basert på omfattende kartlegging og nyere metoder for arealberegning (Strand 2013). Vi stoler mer på denne statistikken for myr enn på tidligere oppgaver (som er gjengitt nedenfor), og vi gir derfor her et sammendrag. Det er ikke tatt hensyn til disse nye arealtallene i den videre beregning av torvmengde, CO₂-utslipp o.l.

Prosjektet «Arealregnskap for utmark» startet i 2004 som et samarbeid mellom Statistisk sentralbyrå og Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Senere ble NIJOS en del av Skog og landskap, og i 2015 gikk Skog og landskap inn i Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Prosjektet avsluttes i 2015, og vi har fått tilgang til hovedkonklusjonene vedrørende myr (Rekdal et al. 2015): Samla areal intakt myr i Norge er 28 319 km². Myr er da definert ut fra forekomst av myrvegetasjon og med torv (ikke krav til dybde). Myrene er delt i fire typer etter areal: Grasmyr, rismyr, bjønnskjegmyr og blautmyr. I tillegg kommer sumpskog med 9400 km². Det totale myrarealet (inkludert sumpskog) er da 37 719 km². Myr som er grøfta og betydelig endret av jord- og skogbruk utgjør mer enn 6300 km² (Løddesøl 1948, Johansen 1997). I tillegg kommer myrer som er dyrka opp av landbruket de siste 20 åra samt myrareal som er ødelagt eller betydelig påvirket av vegbygging, kraftutbygging, bolig- og industrianlegg m.m. Vi regner derfor med at ca. 7000 km² er ødelagt som fungerende myr. Derved kommer vi fram til at det «opprinnelige» myrarealet (for ca. 150-200 år siden) var ca. 44 700 km². Dette er betydelig høyere enn tidligere oppgaver, der ofte 30 000 km² er oppgitt (f.eks. Løddesøl 1948, Johansen 1996, Moen 1998).

I myrprosjektene ved NTNU Vitenskapsmuseet (bl.a. Moen 1983, Moen et al. 2010, 2011a, 2011b, Øien et al. 2015) har en referert til arbeidene fra Landsskogtakseringen 1919-1933 der myrarealet omfatter «kjerr, sump, mosemyr og grasmyr»; torvdybde er ikke et kriterium; skogbevakst myr er i utgangspunktet ikke inkludert, men "myr med så dårlig bestokning at den ikke kan betraktes som skogproduktiv uten kultivering" (Landsskogtakseringen 1933). Landsskogtakseringen kom da fram til at det under skoggrensa var 21 000 km² myr (om lag 12 % av landarealet). Løddesøl (1948) estimerte myrarealet over skoggrensa til 9000 km² (grovt anslag), og Johansen (1996) oppgir at 1100 km² var grøftet da Landsskogtakseringen gjorde sine takseringer. Etter disse beregningene blir da det totale myrarealet i Norge 31 100 km². Dette gjelder da for myrarealet for 150-200 år siden, og unntatt skogbevakst myr. Johansen (1996, 1997) oppgir at 6500 km² var grøftet for jord- og skogbruk og torvdrift. Denne bruken har fortsatt også de siste 20 åra, og ved å ta med arealer brukt til neddemming ved kraftutbygging, veibyging og annen utbygging, oppgis 7000 km² som ødelagt myr. Derved kommer en fram til et myrareal i dag på 24 100 km². Grønlund et al. (2010) opererer med et myrareal på 18 800 – 21 700 km² i sin rapport «CO₂-opptak i jord og vegetasjon i Norge». Det norske myrselskap (Lie 1982) beregnet at den gjennomsnittlige torvdybden i deres undersøkelsesområder, som hovedsakelig lå i låglandet, (fra boreonemoral til mellomboreal vegetasjonsregion, etter Moen 1998) var 1,7 m.

Basert på GIS-datasettet AR5 (stilt til veie av NIBIO) dekker myr og torvmark 15 592 km² i Norge (se kart i figur 2 og tabell 2). Myr er i denne sammenheng definert som områder med høgt vannstands nivå og potensielt torvproduserende vegetasjon. Myrarealet er ujamnt fordelt, og de største forekomstene finner vi i Oppland, Hedmark, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Finnmark (figur 2). På Østlandet er det størst myrareal i mellomboreal og nordboreal vegetasjons sone (Moen 1998), og i disse sonene dekker myr 20-40 % av arealet i flere fylker (Moen et al. 2010).

Ifølge Roar Lågbu (pers. medd.) utgjør områder med torvjord 7,3 % av jordbruksarealet i Norge, og med et totalt jordbruksareal på 10 420 km² innebærer det at arealet med torvjord som er drenert for jordbruksformål er 761 km². Dette sammenfaller noenlunde med de 641 km² (tabell 2) som oppgis for dyrkamark og beitemark samla i NIS Norway (2015). Totalt jordbruksareal i Norge



Figur 2. Utbredelse og avgrensning av myr og torvmark i Norge basert på datasettet AR5 (NIBIO). For videre informasjon om arealbrukskategorier se tabell 2.

Tabell 2. Areal våtmark, myr og torvmark og torvjord i Norge (ulike kilder). Kun kategoriene for arealbruk som brukes i NIS Norway (2014) er i full overensstemmelse med kategoriene som benyttes av UNFCCC/IPCC.

Status for drenering og type arealbruk	Areal (km ²) fordelt på kategorier				AR 5 ⁸⁾
	Barthel- mes et al. (2015)	NIS Norway (2015)	Moen (under utarb.)	FAO-Stat	
Myr ¹⁾ , grøfta			7000		
Myr ¹⁾ , ugrøfta	18 760		~ 24 100		11 703
Torvjord, grøfta for skogbruk		2414			
Myr og torvmark, grøfta for skogbruk			~ 4100		835
Torvjord, grøfta for jordbruk ²⁾	212 ³⁾				
Myr og torvmark, grøfta for jordbruk			~ 2000		
Torvjord, grøfta, dyrkamark ⁴⁾		606 ⁶⁾		1165	
Torvjord, grøfta, beitemark		35		1240 ⁷⁾	
Torvjord, torvtekt		4			
Myr og torvmark, torvtekt			~ 300		
Myr og torvmark, annet (neddemming, nedbygging m.m.)			~ 600		
∑ subtotal grøfta torvjord		3059		2405	
∑ subtotal grøfta myr og torvmark			7000		1430
Torvjord, intakt skog ⁹⁾		4746			
Torvjord, intakt, trebevokst myr ⁵⁾		37 777			2458
∑ total torvjord		45 582			
∑ total myr og torvmark			~ 31 100		15 592

¹⁾ Areal med høgt grunnvatn og potensielt torvproduserende vegetasjon (Moen 2011a).

²⁾ Jordsmonndatasettet (Histosol og jordsmonn med histic horisont (http://ticri.inpl-nancy.fr/urban_soils.en/index.php/Histic_horizon_%28WRB%29)), så langt er om lag 50 % av jordbruksarealet i Norge dekt.

³⁾ Betydelig underestimert fordi bare om lag 50 % av arealet dekkes av det aktuelle datasettet (se over), og fordi jordbruksareal er anslått ut fra statistikk over arealtilskudd.

⁴⁾ Den norske definisjonen på histosol (torvjord) på dyrkamark er jordsmonn med >10 % C i det øvre jordlaget (0-30 cm) (NIS Norway 2015).

⁵⁾ Areal med sparsomt tresjikt, kronedekke 5-10 %, og med trær som potensielt kan bli 5 m høge, eller med kombinert dekning av busksjikt og tresjikt > 10 %. Dette klassifiseres som annen skogdekt mark der det er mineraljord (organiske jordlag < 40 cm) og som trebevokst myr der det er torvjord (organiske jordlag > 40 cm) (NIS Norway 2015)

⁶⁾ Sannsynlig underestimert fordi jordbruksareal er anslått ut fra statistikk over arealtilskudd.

⁷⁾ Ser ut til å være overestimert, det kan være av interesse å kontakte FAO for å avdekke bakgrunnen for dette estimatet.

⁸⁾ Dette datasettet diskuteres under.

⁹⁾ Torvjord i skog er definert som > 0,4 m (NIS Norway 2015).

beregnes ut fra statistikk på områder med arealtilskudd (Barthelmes et al. 2015a). Det er sannsynlig at denne innfallsvinkelen gir et for lågt estimat på areal som er grøfta og drenert for jordbruksformål fordi områder som er tatt ut av produksjon ikke inkluderes. GIS-analyser av jordlag med histosol¹ viser fragmenterte og kunstige mønstre i avgrensning (f.eks. etter eiendomsgrenser eller arealbruk), og dette tyder på svakheter i datagrunnlaget sjøl i de områdene der vi har over-

¹ En mye brukt definisjon på torvjord er relatert til definisjonen av histosol. Noe forenklet kan vi si at histosol har organiske jordlag > 40 cm, eller > 10 cm hvis det er jordlag direkte på grunnfjellet. IPCC godtar et jordsmonn som organisk hvis det organiske jordlaget er > 10 cm, men opererer ikke med en streng definisjon basert på minimumdybde på organiske jordlag. Dette gjøres slik for å gjøre det mulig for ulike land å benytte egne definisjoner.

sikt (50 % av jordbruksarealet). Denne tolkingen støttes av at FAOstat (<http://faostat.fao.org/site/711/default.aspx#ancor>) opererer med et drenert jordbruksareal i Norge på 1165 km², noe som er betydelig høyere enn de 641 km² som det opereres med i NIS Norway (2015).

Tabell 2 gir en oversikt over ulike estimat på areal for myr, torvmark og torvjord. Ifølge NIS Norway (2015) dekker torvjord 45 582 km² her til lands, og dette inkluderer 37 777 km² ugrøfta, trebevokst myr. Videre opererer NIS Norway (2015) med 3059 km² som er drenert for ulike formål, og av dette utgjør skogbruk 2414 km², dyrkamark 664 km², beitemark 35 km², og torvtekt 4 km² (tabell 2). I tillegg nevner NIS Norway (2015) åpen myr («mire without tree cover») som en undergruppe, men dessverre uten arealoppgaver.

Minimumsdybde for torvjord er 40 cm i definisjonen som brukes for kategorien skog i NIS Norway (2015). Hvis vi i stedet benytter den internasjonale definisjonen på torvmark med en minimum torvdybde på 30 cm (cf. Joosten & Clarke 2002) vil arealet med torvjord sannsynligvis bli større enn 45 582 km². Dette er også torvdybden som benyttes i definisjonen av myr i AR5 (Bjørndal & Bjørkelo 2006). Ifølge NIS Norway (2015) dekker våtmark 12 % av landet, og med et totalt landareal på 385 252 km² gir dette et våtmarksareal på 46 230 km².

Hvis vi anser arealstatistikken på dyrkamark fra FAOstat som realistisk (1165 km²; se over), så vil arealet med drenert torvjord bli 3618 km², og det totale arealet med torvjord vil være 46 138 km² (tabell 2, avsnitt 3.3).

Alt areal med torvjord som har blitt drenert slipper ut store mengder klimagasser, uavhengig av om de brukes aktivt, er overlatt og tatt ut av produksjon, eller om de er inne i et verneområde. Slike areal bør derfor tas med når utslipp rapporteres til UNFCCC. Hvis arealets hydrologi igjen får god status, f.eks. gjennom passiv igjenfylling av grøfter eller aktiv restaurering (rewetting), bør også dette inkluderes (cf. IPCC 2014). For å anslå hvilke arealer som er berørt av drenering kan grøfter kartlegges på ortofoto eller fra flybilder (cf. figur 11), og en sone med dreneringseffekt på torvjord kan defineres (cf. NIS Iceland 2014). Dette bør følges av kartlegging i felt for å anslå hvor djupe og effektive grøftene er, og særlig i verneområder og områder som er tatt ut av produksjon vil dette være viktig for å unngå overestimering av klimagassutslipp.

Flere eksisterende datasett kan bidra til å gi et bedre og mer komplett bilde av data om torvjord. Norges geologiske undersøkelse (NGU) har f.eks. datasettet «Løsmasser» (http://www.ngu.no/upload/Aktuelt/Produktark_LosmasseN50N250_NGU.pdf) som er satt sammen av informasjon fra tilgjengelige kvartærgeologiske kart. Dette datasettet er fritt tilgjengelig, og jordsmonnet klassifiseres på bakgrunn av opprinnelse og mektighet (tjukkelse), og omfatter kategorien «Torv og myr; organisk materiale» (figur 11).

3.2 Bruk og vurdering av tilgjengelige arealdatasett for myr og torvmark

For å få oversikt over fordeling og arealbruk av myr og torvmark (eller områder med torvjord) har vi kombinert tre ulike datasett der arealdata finnes i GIS-format.

- AR5 (NIBIO) er en arealdatabase som omfatter informasjon om bl.a. arealbruk, jordsmonn og bonitet (Bjørndal & Bjørkelo 2006). AR5 oppdateres jevnlig, og vi har brukt versjonen fra 2014. Ut fra data relevante for myr og torvmark har vi hentet informasjon om ulike kategorier arealbruk (tabell 3).
- Fra Skog og landskap (nå NIBIO) har vi også fått tilgang til et datasett over jordsmonn, der torvjord (Histosol og jordsmonn med histic horisont) brukt til jordbruksformål inngår (heretter kalt jordsmonndatasettet). Her beregnes jordbruksareal ut fra en database bygd opp rundt informasjon om arealtilskudd (pers. medd. Arne Grønlund). Jordsmonn er kartlagt på om lag 50 % av jordbruksarealet (cf. Barthelmes et al. 2015a), og dette datasettet inneholder denne informasjonen.

- Datasettet «Løsmasser» (Norges geologiske undersøkelse (NGU)) er satt sammen av informasjon fra tilgjengelige kvartærgeologiske kart. Dette datasettet er fritt tilgjengelig, og jordsmonnet klassifiseres på bakgrunn av opprinnelse og mektighet (tjukkelse), og omfatter kategorien «Torv og myr; organisk materiale» (http://www.ngu.no/upload/Aktuelt/Produktark_LosmasseN50N250_NGU.pdf).

Beliggenhet og utbredelse stratifisert på arealbrukskategorier innen henholdsvis myr og torvmark og torvjord ble sammenlignet for AR5-data og jordsmonndatasettet. Datasettet «Løsmasser» og satellittbilder (World Imagery Arc GIS online (http://services.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World_Imagery/MapServer/0)) ble brukt for å vurdere hvor fullstendige og nøyaktig avgrensa polygoner i de to førstnevnte datasettene var.

Polygoner har ofte rette kanter både i AR5-data og i jordsmonndatasettet. Dette indikerer at det er en skjevhet i dataene på grunn av kunstige grenser som grøfter, vegger, eiendomsgrenser eller ulik arealbruk (figur 4, polygoner indikert med kvite piler). Anvendelse av modeller (Digital Elevation Model (DEM) eller Digital Terrain Model (DTM)) vil antakelig kunne forbedre data for utbredelse og dekning. De kvartærgeologiske dataene peker også mot manglende dekning av myr og torvmark i AR5-data og i jordsmonndatasettet (lysebrune områder i figur 4). Dette kan skyldes at statistikk på arealbruk støtter seg på statistikk for arealtilskudd, og der inkluderes ikke områder som er tatt ut av drift. Alt areal med torvjord som har blitt drenert slipper imidlertid ut klimagasser, og bør inkluderes i et klimagassregnskap uavhengig av om det brukes aktivt eller er tatt ut av produksjon.



Figur 4. Eksempel på dekning for myr og torvmark eller torvjord i ulike datasett, Hå på Jæren. Oransje polygoner: Myr og torvmark i AR5; røde linjer (polygoner) viser data fra jordsmonndatasettet; lysebrune polygoner: «Torv og myr, organisk materiale» fra kvartærgeologiske kart «Løsmasser». Kvite piler viser eksempler på polygoner med uvanlig rette linjer, og illustrerer skjevheter i datagrunnlaget.

Tabell 3. Tema (data) relevante for myr og torvmark hentet ut fra AR5 (NIBIO; cf. Bjørdal & Bjørkelo (2006)), og benyttet ved vurdering av areal torvmark og torvjord.

Utleidet dreneringsstatus og arealbrukskategori	Tema i AR5	Arealtype	Treslag	Grunnforhold	Areal (km ²)
Torvjord, drenert, jordbruk	Fulldyrka myr	21	98	45	542,09
Torvjord, drenert, jordbruk	Overflatedyrka myr	22	98	45	6,34
Sum					548,43
Torvjord, drenert, beitemark	Innmarksbeite med barskog på myr	23	31	45	0,52
Torvjord, drenert, beitemark	Innmarksbeite med lauvskog på myr	23	32	45	3,19
Torvjord, drenert, beitemark	Innmarksbeite med blandingsskog på myr	23	33	45	1,04
Torvjord, drenert, beitemark	Innmarksbeite uten skog på myr	23	39	45	5,48
Torvjord, drenert, beitemark	Innmarksbeite på myr	23	99	45	36,31
Sum					46,53
Torvjord, drenert, skog	Barskog impediment på torvmark	30	31	45	655,26
Torvjord, drenert, skog	Lauvskog impediment på torvmark	30	32	45	98,15
Torvjord, drenert, skog	Blandingsskog impediment på torvmark	30	33	45	81,95
Sum					835,36
Torvjord, intakt, trebevokst myr	Myr med barskog impediment	60	31	45	1915,41
Torvjord, intakt, trebevokst myr	Myr med lauvskog impediment	60	32	45	345,11
Torvjord, intakt, trebevokst myr	Myr med blandingsskog impediment	60	33	45	198,32
Sum					2458,84
Myr, ikke i bruk	Åpen myr impediment	60	39	45	11 703,00
Sum					11 703,00
Total sum					15 592,16

Det er ikke uvanlig at områder klassifisert som «Åpen myr, impediment» i AR5 (antatt intakt) ligger så nær grøfter at de antakelig er påvirket (eksempel med lysegrønne polygoner i figur 5). Dette kan, igjen, skyldes kildene til informasjon, f.eks. ved at områder tatt ut av jordbruksdrift eller verneområder registreres som intakte sjøl om de er grøfta. Dreneringsstatus i slike områder bør vurderes.



Figur 5. Eksempel på dekning for myr og torvmark eller torvjord i AR5 (oransje) og i jordsmonndatasettet (røde linjer). Lysegrønne områder og kvite piler er eksempler på områder som klassifiseres som ugrøfta i AR5, men som kan være påvirket av tilstøtende grøfter, og dermed være kilder til klimagassutslipp. Klepp, Sola og Sandnes på Jæren.

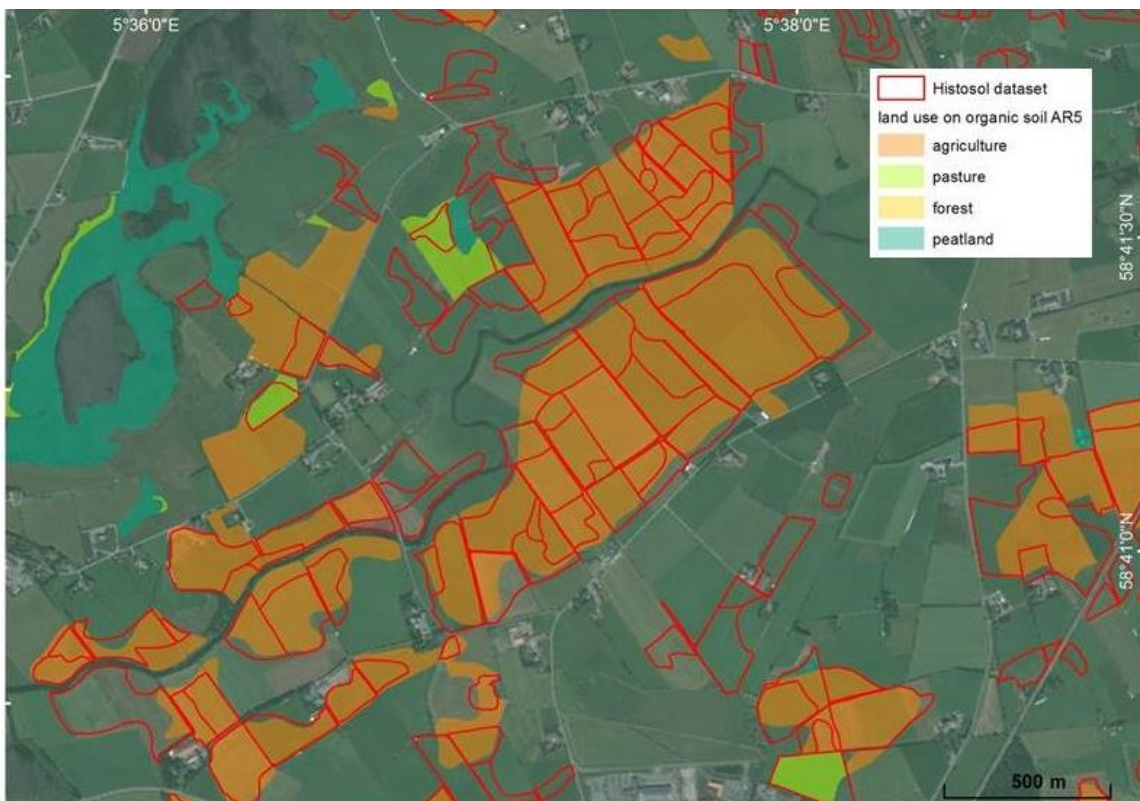
Det er eksempler på at områder med drenert myr og torvmark ikke fanges opp av de datakildene vi har tatt i bruk (figur 6). Det kan f.eks. skyldes at dette er verneområder, men slike areal bør inkluderes i statistikken fordi de er kilder til klimagassutslipp. Dette vil være et viktig punkt å forbedre for å skaffe til veie et bedre kunnskapsgrunnlag.

Sammenligning av AR5 og jordsmonndatasettet viser rimelig god overlapp i mange områder (figur 7). Om lag 93 km² fra jordsmonndatasettet dekkes ikke av AR5, mens 431 km² fra AR5 ikke dekkes av jordsmonndatasettet. Dette er ikke unaturlig siden det sistnevnte datasettet så langt bare dekker 50 % av landbruksarealet.

Der hvor det finnes data i jordsmonndatasettet ser dette ut til å være mer komplett enn AR5. Dette kan skyldes ulikheter i definisjoner, der det førstnevnte datasettet omfatter torvjord med dybde > 10 cm (se histic horisont (http://ticri.inpl-nancy.fr/urban_soils.en/index.php/Histic_horizon_%28WRB%29)). Dette kan også være årsaken til at det kvartærgeologiske datasettet («Løsmasser») ser ut til å ha dårligere dekning i enkelte områder. Lofoten skiller seg ut med stort avvik mellom AR5, «Løsmasser» og jordsmonndatasettet (figur 8). Dekning for jordbruksareal på torvmark i AR5 for Lofoten ser ut til å være dårlig, det er dårlig overlapp med «Løsmasser» (som har noe bedre dekning), og i tillegg angis oppdyrkede områder som ugrøfta torvmark (grønne områder i figur 9).



Figur 6. Myr og torvmark som ikke er i aktiv drift (og ikke fanges opp av tilgjengelige datasett) kan være kilder til klimagassutslipp gjennom gamle, men fortsatt aktive grøfter (kvite piler). Forbregdsmyra med kvite piler, Leinsmyra til venstre (Verdal).



Figur 7. Eksempel på rimelig godt sammenfall i dekning for myr og torvmark eller torvjord i ulike datasett. Oransje polygoner: Myr og torvmark i AR5; røde linjer (polygoner) viser data fra jordsmonndatasettet. Hå på Jæren.



Figur 8. Eksempel på jordbruksareal på torvmark eller torvjord (Sandnes) basert på AR5 (oransje polygoner), jordsmonndatasettet (røde linjer), og «Løsmasser» (lysebrune polygoner). Dekningen av jordsmonndatasettet er i dette tilfellet bedre enn for de to andre datasettene.



Figur 9. Eksempel på jordbruksareal på torvmark eller torvjord på Vestvågøy i Lofoten. Flere områder som er klassifisert som jordbruksareal i jordsmonndatasettet (røde linjer) er angitt som åpen myr (antatt intakt) i AR5 (grønne polygoner).

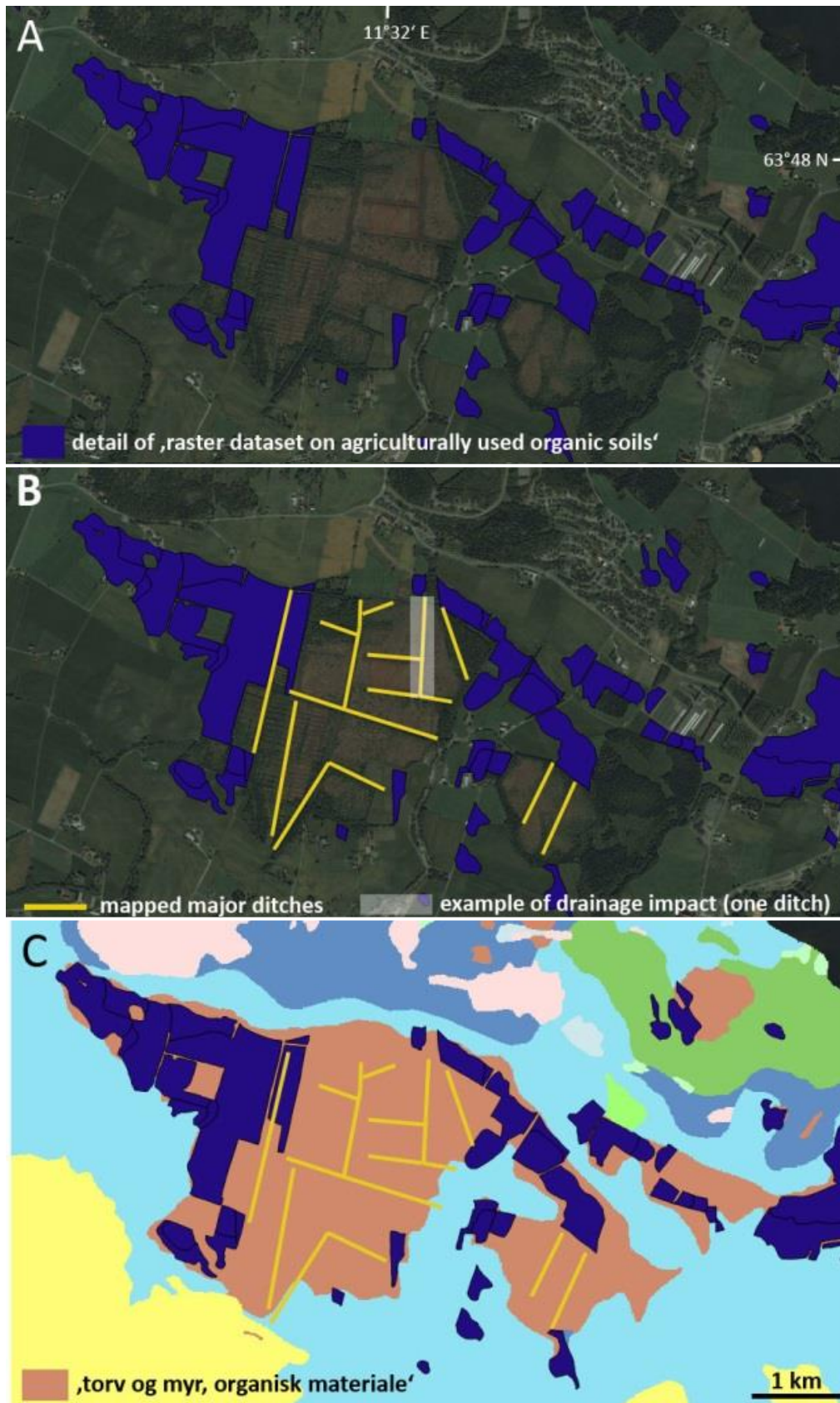


Figur 10. Gammel torvtakt på myrbaselokalitet 17058 Leinsmyra, Verdal (Moen et al. 1983). Leinsmyra er ei stor høgmyr som er ødelagt av torvtakt, grøfting og oppdyrking. Området er klassifisert som åpen myr i AR5, og har synlige grøfter på satellittbilder.

Vi har ikke funnet noe eget tema for torvtak i AR5. Ved å jamføre polygoner i AR5 med satellittbilder antar vi at i det minste noen torvtak klassifiseres som åpen myr i AR5 (figur 10). Grøftesystemer kan ofte sees på satellittbilder, og grøftenes funksjon bør undersøkes. Torvtak med fungerende grøfter bør inkluderes ved vurdering av klimagassutslipp, uavhengig av om det er drenering som en forberedelse til torvuttak, aktiv torvtakt, eller gamle grøfter som ligger igjen i gamle torvtak (gjtt at det fortsatt er et torvlag til stede). Utslipp må også vurderes i områder som restaureres ved rewetting etter bruk (IPCC 2014). Alt areal med torvjord som har blitt drenert slipper ut store mengder klimagasser, uavhengig av om de brukes aktivt, er overlatt og tatt ut av produksjon, eller om de er inne i et verneområde. Slike areal bør derfor tas med når utslipp rapporteres til UNFCCC. Hvis arealets hydrologi igjen får god status, f.eks. gjennom passiv igjenfylling av grøfter eller aktiv restaurering (rewetting), bør også dette inkluderes (IPCC 2014).

For å anslå hvilke arealer som er berørt av drenering kan grøfter kartlegges på ortofoto eller fra flybilder, og en sone med dreneringseffekt på torvjord kan defineres (se figur 11; cf. NIS Iceland 2014). Dette bør følges av kartlegging i felt for å anslå hvor djupe og effektive grøftene er, og særlig i verneområder og områder som er tatt ut av produksjon vil dette være viktig for å unngå overestimering av klimagassutslipp. For en slik omfattende og stratifisert arealvurdering kan AR5, «Løsmasser» og jordsmonndatasettet være et godt utgangspunkt. Vi må imidlertid være forsiktige ved samordning av disse kildene, bl.a. må det defineres hvilken dybde på torv og torvjord vi vil benytte (IPCC godtar et jordsmonn som organisk hvis det organiske jordlaget er > 10 cm), likens må det defineres hvor stort organisk innhold det må være i jorda før vi definerer den som «organisk» (IPCC: > 12 %). Det kan være hensiktsmessig å benytte modeller (DEM eller DTM) for å avgrense torvmark og områder med torvjord.

Ved estimering av klimagassutslipp fra drenert torvmark kan det være hensiktsmessig å stratifisere ut fra regionale ulikheter i klima innad i Norge (se avsnitt 3.3).



Figur 11. Eksempel på kartlegging av grøfter og arealer som berøres av drenering, Leinsmyra og Forbregdsmyra (Verdal). Grunnlaget kan være ortofoto, flybilder eller satellittbilder i kombinasjon med ett eller flere datasett med informasjon om torvmark og arealbruk. A) Blå polygoner viser dekning for jordsmonn-datasettet; B) store grøfter (gult) og eksempel på areal som berøres av drenering; C) samme område med data fra datasettet «Løsmasser» i bakgrunnen.

3.3 Utslipp fra myr og torvmark i Norge

Mer enn 6500 km² av det opprinnelige myrarealet under skoggrensa har blitt drenert, hovedsakelig med tanke på jordbruk og skogbruk (Johansen 1996, 1997). En del areal i høgereliggende strøk har også blitt drenert for jordbruksformål, og noen store myrområder har blitt ødelagt gjennom neddemming i forbindelse med vasskraftproduksjon. I tillegg antar vi at det har blitt drenert en del myrareal siden Johansen (1996, 1997) gjennomførte sin vurdering. Grønlund (2013) estimerer f.eks. nydyrking av myr til 6 km² per år, det vil si et tap på om lag 120 km² myr og torvmark siden evalueringene på midten av 1990-tallet. I NIS Norway (2015) oppgis det at 3059 km² med torvjord har blitt drenert (avsnitt 3.1). Siden det drenerte arealet ser ut til å være underestimert i NIS, har vi benyttet estimatet for dyrkamark på drenert torvjord fra FAOstat (avsnitt 3.1). Tabell 4 gir en oversikt over areal med drenert torvjord fordelt etter arealbruk, slik det kan hentes fra NIS Norway (2015) og FAOstat. Gitt estimatene hos Johansen (1996, 1997; se over) og Moen (under utarbeiding), kan det faktiske arealet drenert myr, torvmark og torvjord være enda høyere.

Mens det i NIS Norway (2014) ble brukt tier-2 utslippsfaktorer (UF), er det i NIS Norway (2015) brukt (standard) tier-1 utslippsfaktorer, slik de er gitt av IPCC (2014). Skog på torvjord er fordelt med 21 % på næringsfattig jordsmonn og 79 % på næringsrikt jordsmonn, og utslippsfaktoren er et vektet gjennomsnitt. I NIS Norway (2015) står det at det er tier-1-utslippsfaktorer som er brukt for næringsrikt beitemark (eng) med djup drenering, men det oppgis (feilaktig) en verdi på 5,3 t CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹ (19,4 CO₂ ha⁻¹ år⁻¹), denne verdien gjelder for næringsrikt beitemark med grunn drenering. I «Common Reporting Formate» for Norge (CRF, inkludert i NIS Norway 2015) brukes de korrekte verdiene 6,1 t CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹ (22,4 CO₂ ha⁻¹ år⁻¹). Denne utslippsfaktoren gjelder for torvjord i tempererte klimasoner, og det er antakelig fornuftig ut fra at det er mye jordbruksareal på torvmark i regioner med oseanisk klima. Utslippsfaktoren for torvtekt inkluderer en faktor («loss term») på 0,05 t C/m³ for torv som er tatt ut og brytes ned utenfor selve torvtaket.

Karbondap fra DOC som transporteres ut av myrområder er ikke inkludert i NIS Norway (2015). Ifølge IPCC (2014) utgjør dette 0,31 t CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹ (1,14 CO₂ ha⁻¹ år⁻¹) uavhengig av arealbrukskategori. Metanutslipp fra jordbruksareal og grøfter er inkludert i NIS Norway (2015), og lystgassutslipp fra nedbryting av torvjord likeså.

Klimaeffekten av ulike gasser kan inkluderes i én verdi ved å multiplisere utslipp med potensialet de har for global oppvarming (28 for CH₄ og 265 for N₂O, Myhre et al. 2013). Videre multiplisering med arealestimat fordelt på arealbrukskategorier og med utslippsfaktorer gir estimat på totale utslipp (tabell 4).

Tabell 4. Oversikt over areal med drenert torvjord fordelt på arealbrukskategorier, og med estimat på utslipp knytta til kategoriene. Statistikk for skog, beitemark og torvtak følger NIS Norway (2015), og dyrkamark følger FAOstat (<http://faostat.fao.org/site/739/default.aspx#ancor>). Utslippsfaktorer omfatter CO₂, CH₄ og N₂O samt DOC.

Arealbrukskategori	Areal torvjord (km ²)	Utslippsfaktor (t CO ₂ ha ⁻¹ år ⁻¹)	Utslipp (Mt CO ₂ år ⁻¹)
Torvjord, drenert, skog	2414	4,6	1,11
Torvjord, drenert, dyrkamark	1165	37,2	4,33
Torvjord, drenert, beitemark	35	29,0	0,10
Torvjord, drenert, torvtak	4	11,5	0,005
Σ total drenert torvjord	3618		5,55

Høgest utslipp fra drenert torvmark og torvjord har vi fra dyrkamark, og utslippene er noe lågere fra beitemark (tabell 4). Vannstands nivå er en sentral faktor for hvor store klimagassutslippene blir. Det kan derfor være hensiktsmessig å stratifisere i grunn og djup drenering, og så anvende separate utslippsfaktorer. En slik tilnærming krever imidlertid detaljerte data om areal og tilstand.

Klima er en annen sentral faktor for utslippsmengde av klimagasser fra drenert torvmark og torvjord. IPCC fører Nord-Norge til den boreale klimasonen og Sør-Norge til den tempererte klimasonen. Utslipp fra jordbruksareal oppgis å ikke variere mye mellom de to sonene, mens dette oppgis å variere for skog. Skog på torvmark eller torvjord kan derfor stratifiseres etter klimasone, og utslipp estimeres med de mest egnede utslippsfaktorene.

Som vist og diskutert i dette kapitlet ser det ut til at de datasettene vi har tilgjengelig per i dag underestimerer omfanget av drenert torvmark og torvjord (skog, dyrkamark, beitemark, torvtak). Bl.a. fordi de antakelig ikke omfatter brakklagt jordbruksareal, verneområder og tidligere torvtak der dreneringa fortsatt virker. Likevel, på bakgrunn av tilgjengelig data, peker det seg ut noen regioner med konsentrasjon av jordbruksareal på drenert torvjord: jordbruksbygdene på Østlandet og i Trøndelag, Jæren, deler av Aust-Agder, og i Lofoten og Ofoten (figur 12, basert på jordsmonndatasettet (NIBIO)). Det er ikke overraskende at det er stor overlapp mellom konsentrasjon av jordbruksareal på drenert torvmark og våre beste jordbruksområder. Noe mer overraskende er det at Lofoten, Ofoten og deler av Aust-Agder skiller seg ut, men det kan skyldes at datasettet vi har anvendt bare dekker 50 % av jordbruksarealet. Det kan derfor være tilsvarende områder som ikke går fram gjennom denne analysen, f.eks. Smøla og Vesterålen med Andøya.

I det videre arbeidet med å estimere klimagassutslipp fra drenert myr og torvmark og torvjord må det tas stilling til hvordan vi skal forholde oss til grunt jordsmonn (torvlag < 30 cm og torvjord med «histic» horisont på 10-40 cm). Særlig i nord og i høgereliggende strøk er det enorme myrområder (etter definisjonen NTNU Vitenskapsmuseet benytter; «et område med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv») med tynn torv (< 30 cm). Bakkemyr har ofte tynn torv. Tilsvarende er det antakelig store områder i nord og i høgereliggende strøk med torvjord med tykkelse 10-40 cm. Det er klart at drenering av slike områder vil gi klimagassutslipp, men vi kjenner for dårlig til prosesser og omfang. Dette er naturtyper som er sjeldne (eller ikke opptrer) lenger sør i Europa, og de har i klimasammenheng ikke vært i så sterkt fokus som sørlige- eller låglandstyper. Det må avgjøres hvordan slikt areal skal behandles i forhold til rapportering til UNFCCC, og om spesifikke utslippsfaktorer skal utarbeides. Her kan det være naturlig å sammenligne oss med Island. De inkluderer eksplisitt jordsmonn med «histic» horisont, og viser til at drenering av slikt jordsmonn gir høge klimagassutslipp (NIS Iceland 2014).

Det er, så vidt vi vet, ikke gjort forsøk på å stratifisere klimagassutslipp ut fra den hydromorfologiske klassifiseringen av myr som vi bruker i Norge (se f.eks. Moen 1983 eller Moen et al. 2011a, b). I dette klassifiseringssystemet bruker vi betegnelsen myrkompleks om hele myra slik den avgrenses mot fastmark, vatn eller elver, og et myrkompleks kan bestå av ett til flere myrmassiv. Hvert myrmassiv er en hydrologisk enhet, og det er flere ulike myrmassivtyper. Eksempler på myrmassivtyper er eksentrisk høgmyr, bakkemyr og terrengdekkende myr. De forskjellige myrmassivtypene skiller seg bl.a. gjennom ulikheter i torva, og det er av interesse i sammenheng med klimagassutslipp.

Alle høgmyrtyper har tjukke torvlag fordi dette er myrer som per definisjon har vokst så mye i høgda at vegetasjonen på overflata ikke lenger når ned til grunnvatnet, og det er bare vasstiltførsel fra nedbør. Ei godt utvikla høgmyr har en kuppel av torv som kan bli mange meter tykk, og høgmyr har (i gjennomsnitt) antakelig de største torvmengdene per hektar. Inngrep i høgmyr vil derfor gi høge utslipp over tid fordi det er mye torv som kan brytes ned, men samtidig vil rewetting av drenerte høgmyrer gi de største besparelsene i form av reduserte utslipp. Høgmyr er klimatisk betinga, og vi finner de bare i låglandet (opp til ca. 400 moh. på Østlandet, antakelig mest under 200 moh. i Trøndelag). Typisk høgmyr har hovedutbredelse på Østlandet og i Trøndelag, atlantisk høgmyr finner vi langs kysten fra Agder til Troms (Moen et al. 2011a, b). Fordi de ligger i låglandet har de vært sterkt utsatt for inngrep. Det pågår for tiden kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder, og Østlandet venter vi å bli ferdige med i løpet av 2016 (Lyngstad et al. 2012, Lyngstad & Vold 2015, Lyngstad i trykk). Denne kartleggingen er tenkt å skulle dekke hele landet i løpet av noen år, og typisk høgmyr vil da bli den best kartlagte «myrtypen» i Norge. Det foreligger allerede i dag konkrete arealavgrensinger og beskrivelser av 592 lokaliteter med typisk høgmyr på Østlandet, og blant disse finner vi en rekke myrer som er godt egnet for restaurering ved rewetting.



Figur 12. Jordbruksareal på drenert torvjord (Histosol og jordsmonn med histic horisont). Basert på jordsmonndatasettet (NIBIO; bare 50 % av jordbruksarealet er kartlagt så langt).

Tabell 5 viser omfang av jordbruksareal på drenert torvjord i kommunene med mest registrert areal i denne kategorien. Sortland, Vestvågøy, Radøy, Lindås, Smøla, Vindafjord, Eigersund og Bjerkreim har alle mer enn 10 km² drenert torvjord, og kan betegnes som «hotspots» for klimagassutslipp fra torvmark og torvjord.

Tabell 5. Kommuner med mer enn 5 km² jordbruksareal på drenert torvjord (data fra NIBIO).

Kommune	Torvjord drenert for jordbruk (km²)	Kommune	Torvjord drenert for jordbruk (km²)
Radøy	15,2	Lund	7,0
Lindås	14,2	Nærøy	7,0
Smøla	13,9	Stange	6,7
Vindafjord	13,5	Finnøy	6,7
Eigersund	12,5	Hjelmeland	6,7
Sortland	11,6	Rennesøy	6,4
Vestvågøy	11,2	Fræna	6,0
Bjerkreim	10,1	Karmøy	6,0
Hadsel	9,8	Farsund	5,5
Tysvær	9,3	Midtre Gauldal	5,4
Gjesdal	9,0	Sømna	5,3
Bø	8,8	Vågan	5,3
Bømlo	7,9	Øksnes	5,2
Oppdal	7,6	Sveio	5,1

4 Restaurering og bruk av myr og torvmark

4.1 Prinsipper og metoder for restaurering av drenert myr

For å lykkes med restaurering av drenert myr er det helt avgjørende å få tilbake de samme hydrologiske forholdene som var i myra før inngrepene skjedde, og det vil si å få tilbake et høgt vannstands nivå. Dette er det viktigste suksesskriteriet; hvis vi får orden på hydrologien er det gode muligheter til å lykkes, mens det er små muligheter til å lykkes hvis vi ikke får orden på hydrologien. Dette gjelder både om målet med rewetting er å bedre økologisk tilstand eller å bedre situasjonen med tanke på klimagassutslipp. Ut over dette er det imidlertid vanskelig å gi råd som både er konkrete og generelle fordi myrenes hydrologi varierer, både systematisk mellom myrmasstyper (likheter innad i typene og forskjeller mellom typene), og mellom de enkelte myrene (individuell variasjon). Hydrologi er et kriterium som brukes i den hydromorfologiske inndelingen av myr (Moen 1983, 1985), og er bakgrunnen for definisjon av myrmasstyper som f.eks. bakkemyr, eksentrisk høgmyr, terrengdekkende myr og palsmyr. Denne måten å klassifisere myr på ble bl.a. brukt i arbeidet med verneplaner for myr i Norge, og reflekteres i utvalget av myrreservater. Det er med andre ord systematiske forskjeller i hydrologi mellom myrer, og opplysninger om myrmasstyper gir informasjon om dette. I tillegg må vi imidlertid være klare over at lokale forhold (eks. topografi, berggrunn, kvartærgeologi, arealbruk, inngrep) gjør den enkelte myra unik, og ved restaurering må det derfor gjøres individuelle vurderinger. Vi kan derfor si at tid til å kartlegge, planlegge og få kunnskap om myra som skal restaureres er ytterligere et suksesskriterium.

Rewetting for å få tilbake et høgt vannstands nivå er det viktigste klimatiltaket i drenert myr og torvmark, og det reduserer effektivt klimagassutslipp fra slike områder (se avsnitt 4.2). Det finnes en rekke håndbøker med retningslinjer for restaurering av myr og torvmark, og der tekniske løsninger diskuteres, se f.eks. Wheeler & Shaw (1995), Brooks & Stoneman (1997), Quinty & Rochefort (2003), Schumann & Joosten (2008), Kozulin et al. (2010) og Grootjans et al. (2012).

Vi summerer her de viktigste aspektene ved rewetting (Joosten 2014a). Målet med rewetting er å få tilbake hydrologiske forhold som gjør det mulig med ny torvdannelse, og det betyr et stabilt vannstands nivå nær overflata. Men sjøl der dette målet ikke er oppnåelig vil enhver økning i gjennomsnittlig vannstands nivå over året være av det gode som et klimatiltak. Dette fordi hver centimeter med djupere drenering gir økte klimagassutslipp.

Det finnes ingen universell framgangsmåte for å få tilbake stabilt høgt vannstands nivå på drenert myr og torvmark, fordi dreneringen kan være forårsaket av ulike inngrep, og mulighetene for rewetting varierer og avhenger av klima, tilgjengelig vatn og topografi. Stabilt, høgt vannstands nivå kan oppnås gjennom adekvate hydrologiske framgangsmåter, og avhengig av torvmarks kategori og type inngrep omfatter dette:

- Hindre tap av vatn fra myra
- Øke vasstilgangen til myra
- Øke kapasiteten til lagring av vatn i myra

For lågt vannstands nivå skyldes vanligvis for stort tap av vatn gjennom inngrep og strukturer på og under overflata. Tap av vatn kan begrenses gjennom:

- Oppdemming eller igjenfylling av grøfter og kanaler, f.eks. ved å bruke lokal torv;
- Heve nivået på overløp i demninger og sluser
- Konstruere eller tillate hindringer i vassdrag (trær, steiner, torv, vegetasjon, beverdemninger);
- Fjerne drenerør (grave opp eller ødelegge);
- Redusere evapotranspirasjon fra trær (bare for opprinnelig åpen myr og torvmark);
- Etablere hydrologiske bufferoner med høyere vannstands nivå

Demninger i et område må konstrueres i rekkefølge fra øverst til nederst i et område for å lette tilgang i anleggsperioden. Optimale perioder for å gjennomføre tiltak kan være ved høge vannstands nivå (tilgang via vatn), låge vannstands nivå (tilgang via land) eller på frossen mark. I Norge

anbefaler vi i første rekke det siste siden store deler av landet har tele vinters tid. Ved materialvalg må vi ta hensyn til egnethet, tilgjengelighet, kostnad, kapasitet og holdbarhet. Lokalt tilgjengelige materialer (torv, tømmer, flis, sand, leire) er generelt billigere og krever mindre transport. Bruk av kunstige materialer (betong, plast, metall) kan i enkelte tilfeller være nødvendig. Det bør satses på å bygge opp praktisk kunnskap om myrrestaurering hos noen utvalgte entreprenører, vår erfaring fra 40 år med restaurering og skjøtsel av slåttemyr er at det er svært viktig med kontinuitet, kunnskapsoppbygging og kunnskapsoverføring (Øien & Moen 2006, Moen & Øien 2012).

Det må legges til rette for at overskuddsvatn kan ledes vekk på en forsvarlig måte, og konstruksjoner må være så stabile at de ikke gir etter sjøl ved høyeste vassføring. Overskuddsvatn må spres utover, ikke konsentreres, for å unngå erosjon av torv (husk at torv har samme egenvekt som vatn). For å unngå kollaps av demninger må det tas hensyn til sikkerhetsreglement, profesjonelle råd bør følges ved prosjektering, og det må gjennomføres regelmessige inspeksjoner og eventuelle reparasjoner.

I tilfeller der et myrområde opprinnelig hadde mye av vassforsyninga fra omgivelsene kan tilførselen økes gjennom å:

- Minske bruk av grunnvatn i nedbørfeltet;
- Øke oppfyllingsrate av grunnvatn i nedbørfeltet. Dette kan gjøres gjennom å redusere drenering, fjerne harde, lite gjennomtrengbare overflater, og endre sammensetning av treslag for å minske evapotranspirasjon;
- Lede vatn inn i området;
- Pumpe vatn inn i området;
- Perforere øvre torvlag som har blitt brutt ned og komprimert (gjennom inngrep) slik at vatn fra kilder på ny kan trenge ned gjennom torva og bidra til å heve grunnvatnet.

Vi må være oppmerksomme på kvaliteten på vatnet som brukes fordi vatn med mye sulfater (f.eks. fra enkelte elver og fra havet) øker nedbryting av torva.

Torvtekt og nedbryting av torva resulterer ofte i et kompakt øvre torvlag der lagringskoeffisienten (porøsiteten) i torva er for låg til å opprettholde tilstrekkelig vannstands nivå i tørre perioder med høg evapotranspirasjon. I slike tilfeller kan kapasiteten til å lagre vatn økes gjennom å:

- Konstruere avlange dammer for å øke mengden vatn på overflata;
- Holde vedlike eller lage forsenkninger for å øke lagringskapasitet;
- Konstruere terrasser av samme type som brukes på rismarker for rewetting av myr med helning.

I våte perioder bør vasstilgangen (oversvømmelsen) være så stor at den kompenserer for evapotranspirasjon i tørre perioder. Dette kan kalkuleres som kumulativt nedbørunderskudd over sommeren, og så kan området oversvømmes med en tilsvarende vassmengde. Forsenkninger og demninger bør ikke være så store at vi kan få problemer med erosjon fra vind eller bølger. Forsenkninger bør bare konstrueres når vi er sikre på at det ikke kan gi noen ekstra dreneringseffekt (slike vurderinger krever ikke-stasjonære hydrologiske beregninger).

Rewetting av myr og torvmark vil ofte kreve samla investeringer for en større hydrologisk enhet (f.eks. nedbørfelt, myrmasse eller myrkompleks) fordi det ikke er mulig eller holdbart å restaurere løsrevne lokaliteter omgitt av områder som fortsatt dreneres. Rewetting kan derfor omfatte hydrologisk omstrukturering, makeskifte og konsolidering av samme omfang som prosjektene for drenering i sin tid hadde. Det enkelte prosjektet med rewetting må sees som et irreversibelt tiltak, på samme måte som dreneringsprosjekter. Det er rimelig å finansiere prosjekter med rewetting over offentlige budsjetter fordi dette gir økosystemtjenester som kommer mange til gode.

Når områder for rewetting skal prioriteres, bør kriterier for gjennomførbarhet og effektivitet vurderes. For å oppnå varig høgt og stabilt vannstands nivå kan vi ta utgangspunkt i noen tommelfingerregler:

- Det er lettere å benytte grunnvatn enn vatn fra nedbør;
- Det er lettere å restaurere flate enn hellende områder;

- Det er lettere å restaurere slette områder enn områder med mye strukturer (eks. tuer og høljer);
- Torv med stor lagringskapasitet for vatn er lettere å restaurere enn torv med liten lagringskapasitet;
- Torv med låg permeabilitet er lettere å restaurere enn torv med stor permeabilitet.

De to sistnevnte forholdene henger sammen med porøsitet: Store porer gir både høg permeabilitet (negativt) og større lagringskapasitet (positivt), og for små porer er det motsatt. Disse forholdene kan kreve romlig differensiering av tiltak, der det lages diker for å senke permeabiliteten og dammer for å øke lagringskapasiteten.

Grootjans et al. (2012) skriver at det er mange eksempler på restaureringsprosjekter som ikke lykkes, men at disse ofte er dårlig dokumenterte. Der restaurering mislykkes er det gjerne fordi målet med restaureringa ikke har blitt definert presist nok, de økologiske prosessene som påvirker et område negativt er mangelfullt kjent, eller at muligheten til å restaurere et område har blitt overvurdert (urealistiske forventninger). På den bakgrunn vil vi generelt advare mot å sette i gang store restaureringsprosjekter før det er gjort grundige undersøkelser og vurderinger. Jo mer omfattende inngrepene er, jo mer omfattende vil restaureringstiltakene måtte være, og jo bedre må det planlegges. Videre må tiltak og effekter dokumenteres godt.

4.2 Paludikultur

Problemene som følger med drenering av myr og torvmark har inntil nylig ikke hatt vid anerkjennelse, men det framstår nå som klart at utnyttelse av myr gjennom drenering er en blindveg. Nye teknikker som kombinerer produktiv bruk med restaurering og opprettholdelse av økosystemtjenester fra myr og torvmark må utvikles. Dette «våte alternativet» til dreneringsbasert jord- og skogbruk på torvmark kalles paludikultur (fra latinsk «palus» = myr, sump).

I paludikultur produseres biomasse fra intakt eller restaurert myr og torvmark under forhold som bevarer eksisterende torv, letter akkumulering av ny torv, og bidrar med de økosystemtjenestene som vi ellers får fra intakt myr og torvmark. I de tempererte, subtropiske og tropiske sonene dannes torv generelt av røtter og rhizomer, og vegetasjonen i slike systemer har biomasse over jorda som kan høstes uten at det påvirker bevaring eller akkumulering av torv nevneverdig.

Paludikultur omfatter enhver form for bruk av biomasse fra intakt eller restaurert myr og torvmark, fra høsting av naturlig forekommende vegetasjon i intakte områder til kulturvekster på restaurerte områder. Tradisjonelt har dette vært avlinger av matplanter, fôr, fiber, og brensel, men biomassen kan brukes som råvare i biokjemisk industri, biodrivstoff, samt i farmasøytisk og kosmetisk industri (Joosten 2014b, Joosten et al. 2015a, i trykk a).

Myrslått er et eksempel på en tradisjonell bruksmåte av myr i Norge, og det kan sees som en form for paludikultur. Utmarksslåtten (på myr, eng og i hei) hadde stort omfang, og i jordbruks-tellingen i 1907 ble arealet oppgitt til 2700 km². Bruken av utmarka var på sitt mest omfattende mellom 1850 og 1900, og vi antar at arealet allerede var gått ned i 1907. Moen & Øien (2011) angir et estimat på 2200 km² slåttemyr i Norge i rødlistevurdering av naturtypen. I fjell- og dalbygdene i Sør-Norge var markaslåtten svært viktig, og det er eksempler på at over halvparten av fôret på gardene ble henta i utmarka.

Paludikultur er et klimatiltak som bidrar på to ulike måter:

- Gjennom rewetting som reduserer utslipp fra nedbryting av torv betydelig (avsnitt 4.2)
- Gjennom å erstatte fossile råvarer og fossilt drivstoff

Et eksempel med takrør (*Phragmites australis*) illustrerer denne synergien: Med et konservativt produksjonsanslag på 8 t tørrvekt ha⁻¹ år⁻¹ og en varmeverdi på 17,5 MJ kg⁻¹ tørrvekt, vil takrør fra et hektar erstatte fossile kilder i kraftvarmeproduksjon som ellers ville gitt utslipp på 10 t CO₂-ekvivalenter. Inkluderer vi utslipp fra prosessering (slått, transport, lagring, levering og drift av

kraftverket) på 2 t CO₂-ekvivalenter ha⁻¹, og utslippsreduksjon fra rewetting (15 t CO₂-ekvivalenter ha⁻¹ a⁻¹) gir dette en samla utslippsreduksjon på 23 t CO₂-ekvivalenter ha⁻¹ år⁻¹. Som en kontrast; biogass fra mais dyrka på drenert torvmark forårsaker åtte ganger høgere klimagassutslipp per terajoule energi enn bruk av kull. Fra et klimaståsted er det bedre å brenne torv direkte enn å produsere biodrivstoff på drenert myr og torvmark.

Paludikultur kan ha betydelige, positive effekter i tillegg til lagring og opptak av karbon. Disse omfatter demping/tilpassing til lokale klimaendringer gjennom økt evapotranspirasjon (nedkjøling), flomkontroll, rensing av vatn, og bevaring av flora og fauna i våtmark (Joosten et al. 2015b).

Kombinasjonen av produksjon av bioenergi og restaurering av drenert torvmark gjør paludikultur til et svært kostnadseffektivt klimatiltak som kan generere inntekter både fra salg av klimakvoter og fra produksjon av biomasse. Paludikultur kan gi stabile inntekter og arbeidsplasser i distrikter der det er forlatte torvtak eller oppdyrka myr som er tatt ut av produksjon.

Konseptet paludikultur er av nokså ny dato, og det er elementer i dette som må utvikles videre før det kan tas i bruk i stor skala (Joosten et al. i trykk a, Wichtmann i trykk). Dette omfatter:

- Identifisering, utvalg og oppformering av (helst flerårige) arter som egner seg, inkludert provenienser og kultivarer;
- Landbrukstekniske utfordringer med maskiner med tilstrekkelig lågt marktrykk, og logistikk for høsting i våt myr og torvmark;
- Utvikling av produksjonslinjer tilpasset denne type biomasse;
- Utvikling av rådgivningstjenester innen landbruket (kunnskapsheving);
- Lover og forskrifter er ofte ikke tilpasset jordbruk på myr og torvmark;
- Markedsvidende subsidier. F.eks. ved at det gis subsidier for jordbruksdrift på drenert myr og torvmark, men ikke subsidier til paludikultur.
- Utvikling av betalingsstrukturer for økosystemtjenester som tar med i beregningen ekstern nytte og eksterne kostnader.

4.3 Utslippsreduksjoner ved restaurering

Rewetting av drenert myr og torvmark for å utnytte deres fulle potensiale i klimaregulering innebærer: 1) Stans eller reduksjon av CO₂-utslipp; 2) få i gang eller øke karbonfangst; 3) redusere utslipp av lystgass; og 4) redusere utslipp av andre relevante gasser fra branner (eks. branner i kystområder med lynghei og myr i mosaikk). Rewetting vil imidlertid også øke metanutslipp. Nettoeffekten av dette er generelt at myr og torvmark som er restaurert på denne måten forblir små kilder til utslipp av klimagasser, og ikke klimagass-sluk, slik det ofte har blitt antatt (tabell 6)

Myr og torvmark med inngrep kan gjennom rewetting og restaurering få igjen evnen til opptak av karbon etter noen år (Blain et al. 2014, Günther et al. 2014), men utslipp av CO₂ kan forbli høgere enn i intakt myr og torvmark (Blain et al. 2014). Sjøl om det ikke lykkes å komme tilbake til en situasjon med netto karbonopptak, vil vi, som regel, oppnå store reduksjoner i CO₂-utslipp etter rewetting. Tap av karbon via vatn (DOC) reduseres betydelig etter rewetting, og kan falle ned mot nivåene vi ser i intakt torvmark (Blain et al. 2014, tabell 6). Utslipp av lystgass faller generelt til nivåer der de har liten betydning, men fluktuasjoner i vannstands nivå kan gi store lystgassutslipp (Flessa & Klemisch 1997, Komulainen et al. 1999).

Tabell 6. Standard utslippsfaktorer (IPCC) for torvmark restaurert ved rewetting (etter Blain et al. 2014). Ved beregning av GWP (global warming potential) er det brukt en faktor på 28 for CH₄ og 265 for N₂O (Myhre et al. 2013). DOC = løst organisk karbon (dissolved organic carbon).

Arealkategori	t CO ₂ (ha ⁻¹ år ⁻¹)	DOC t CO ₂ (ha ⁻¹ år ⁻¹)	kg CH ₄ (ha ⁻¹ år ⁻¹)	kg N ₂ O (ha ⁻¹ år ⁻¹)	total GWP t CO ₂ ekv. (ha ⁻¹ år ⁻¹)
Rewetted, boreal, næringsfattig	-1,3	0,3	54,7	0	0,6
Rewetted, boreal, næringsrik	-2,0	0,3	182,7	0	3,4
Rewetted, temperert, næringsfattig	-0,8	0,9	122,7	0	3,5
Rewetted, temperert, næringsrik	1,8	0,9	288,0	0	10,8

Metanutslipp øker etter rewetting (tabell 1 og 6, avsnitt 3.3), og en nyere meta-analyse av tilgjengelige data om klimagassfluks viser at metanutslipp fra torvmark som er restaurert ikke skiller seg fra metanutslipp fra intakt torvmark (Blain et al. 2014). I perioden like etter rewetting er det en tendens til at metanutslippene varierer, og særlig på bar, næringsfattig torv (typisk etter torvtekt) vil rewetting gi lågere metanutslipp inntil vegetasjon reetableres (Waddington & Day 2007, Tuitilla et al. 2000). På den andre siden vil rewetting på næringsrik torv midlertidig gi mye høyere metanutslipp enn fra tilsvarende intakte myrer. Dette skyldes at vegetasjon som er etablert mens vannstands nivået var lågt vil dø og brytes ned når et høgt nivå reetableres, og høy næringstilgang stimulerer i seg sjøl dannelse av metan (Augustin & Chojnicki 2008, Glatzel et al. 2011).

Tabell 7. Utslippsreduksjoner uttrykt som tonn CO₂-ekvivalenter ha⁻¹ år⁻¹ som et resultat av rewetting av myr og torvmark med ulik arealbruk og –type. Standardverdier for hver kategori følger IPCC (Drösler et al. 2014, Blain et al. 2014). Utslipp og utslippsreduksjoner fra drenert og restaurert myr og torvmark omfatter CO₂, DOC, CH₄ fra grøfter og N₂O. For beregning av den samla effekten er GWP på 28 brukt for CH₄, og 265 for N₂O (Myhre et al. 2013). Etter Joosten et al. (i trykk b).

Opprinnelig arealbruk	Utslipp drenert		Utslipp rewetted		Utslippsreduksjon	
	boreal	temperert	boreal	temperert	boreal	temperert
Skog, næringsfattig	1,8	12,1 ^a	0,6	3,5	1,2	8,6
Skog, næringsrikt	5,4	12,1 ^a	3,4	10,8	2,0	1,3
Dyrkamark	36,5	37,1	3,4 ^b	10,8 ^b	33,1	26,4
Beitemark, næringsfattig	27,0 ^a	24,0	0,6	3,5	26,4	20,6
Beitemark, næringsrikt, djup drenering	27,0 ^a	29,0	3,4	10,8	23,6	18,2
Beitemark, næringsrikt, grunn drenering	27,0 ^a	16,8	3,4	10,8	23,6	6,0
Torvtekt	11,8	12,4	0,6 ^c	3,5 ^c	11,2	9,0

^a IPCC skiller ikke mellom næringsfattig og –rik eller djup og grunn drenering

^b Dyrkamark som blir restaurert ved rewetting antas å være næringsrikt

^c Torvtak som blir restaurert ved rewetting antas å være næringsfattig

Sammensetningen av vegetasjonen kan spille en viktig rolle i produksjon og transport av metan (se kapittel 2), og dette gjelder både i intakt og restaurert torvmark. Innslag av planter med aerenkym vil generelt gi høyere metanutslipp (Couwenberg & Fritz 2012). Av denne grunn er vegetasjonens sammensetning en god proxy for metanutslipp fra våt torvmark (se f.eks. Riutta et al. 2007, Dias et al. 2010, Couwenberg et al. 2011). Günther et al. (2014) har vist at fjerning av biomasse (slått) fra planter med aerenkym i våt torvmark har svært liten effekt på metanfluks.

Metan har en høy GWP-verdi, og når vi tar hensyn til det kan det hende at effekten av økte metanutslipp motvirker eller opphever effekten av redusert tap av karbon. Den samla klimaeffekten avhenger av tidsrommet vi ser på. Jo lenger tidsrom, jo mindre viktig blir metanutslipp sammenlignet med reduserte CO₂-utslipp, og dette skyldes den relativt korte levetiden metan har i atmosfæren. En gjennomgang fra IPCC av utslippsmålinger (Drösler et al. 2014, Blain et al. 2014) indikerer generelt at vi oppnår utslippsreduksjoner når drenert myr og torvmark restaureres ved rewetting, og i noen tilfeller med bemerkelsesverdig stor nedgang (tabell 7).

For torvmark der det drives paludikultur viser nyere studier at slått og fjerning av biomasse over bakken knapt påvirker klimagassbalansen i det hele tatt (Günther et al. 2014, Noyce et al. 2014, Jurasinski et al. i trykk).

5 Metoder for å beregne klimagassutslipp fra myr og torvmark

Vurdering av klimagassutslipp fra myr og torvmark er mer komplisert enn vurdering av industrielle utslipp, der du kan gi indirekte vurderinger basert på f.eks. mengde og type brensel og teknologiske standarder. Kompliserende faktorer er:

- Flere forskjellige klimagasser med ulike kjemiske reaksjoner
- Mangfold og variasjon innen myr og torvmark som naturtype, inkludert klimaforholdene der de opptrer
- Romlig heterogenitet og variasjon innenfor lokaliteter
- Variasjon i miljøforhold (vær, vannstands nivå, produksjon av biomasse, skjøtsel etc.) som påvirker klimagassutslipp gjennom året og mellom år
- Forbigående effekter på utslipp pga. endringer i arealbruk

I senere år har det blitt gjort betydelige framskritt når det gjelder kvantifisering av klimagassutslipp fra myr og torvmark, og pålitelige metoder for måling, rapportering og verifikasjon (MRV) av utslipp og reduksjoner i utslipp er nå på plass. IPCC har oppsummert denne forskningen, og har gitt råd for valg av metodikk for overvåking og rapportering. Dette kan finnes i supplement til retningslinjer for "Wetlands and organic soils" (IPCC 2003 og 2006) (Hiraishi et al. 2014a, b).

For å vurdere den totale klimagassbalansen for myr og torvmark kreves det metodikk som gjør det mulig å overvåke (nøyaktig) utvekslingen av alle relevante gasser (CO_2 , CH_4 , N_2O) over lengre perioder. For å avdekke og dokumentere variasjoner gjennom døgnet, gjennom året, samt mellom år, er det nødvendig med observasjoner med korte intervall (høg tidsmessig oppløsning på data) over mange år. Spesielt utfordrende er CO_2 fordi netto utveksling mellom økosystem og atmosfære er et resultat av to motsatte strømmer; planter tar opp CO_2 gjennom fotosyntese, og slipper ut CO_2 gjennom respirasjon. Mikroorganismer og dyr bidrar også til utslipp av CO_2 gjennom nedbryting av plantemateriale. Transport av organisk materiale via vatn (dissolved organic matter/carbon DOM/DOC, particulate organic matter/carbon POM/POC) og vind kan gi utslipp andre steder som skyldes forhold på lokaliteten.

Dette kapitlet gir en oversikt over mulige metoder for å måle, rapportere og verifisere (MRV) utslippsreduksjoner fra myr, torvmark og torvjord, inkludert noen tilgjengelige beskrivelser av metodikk og kostnader.

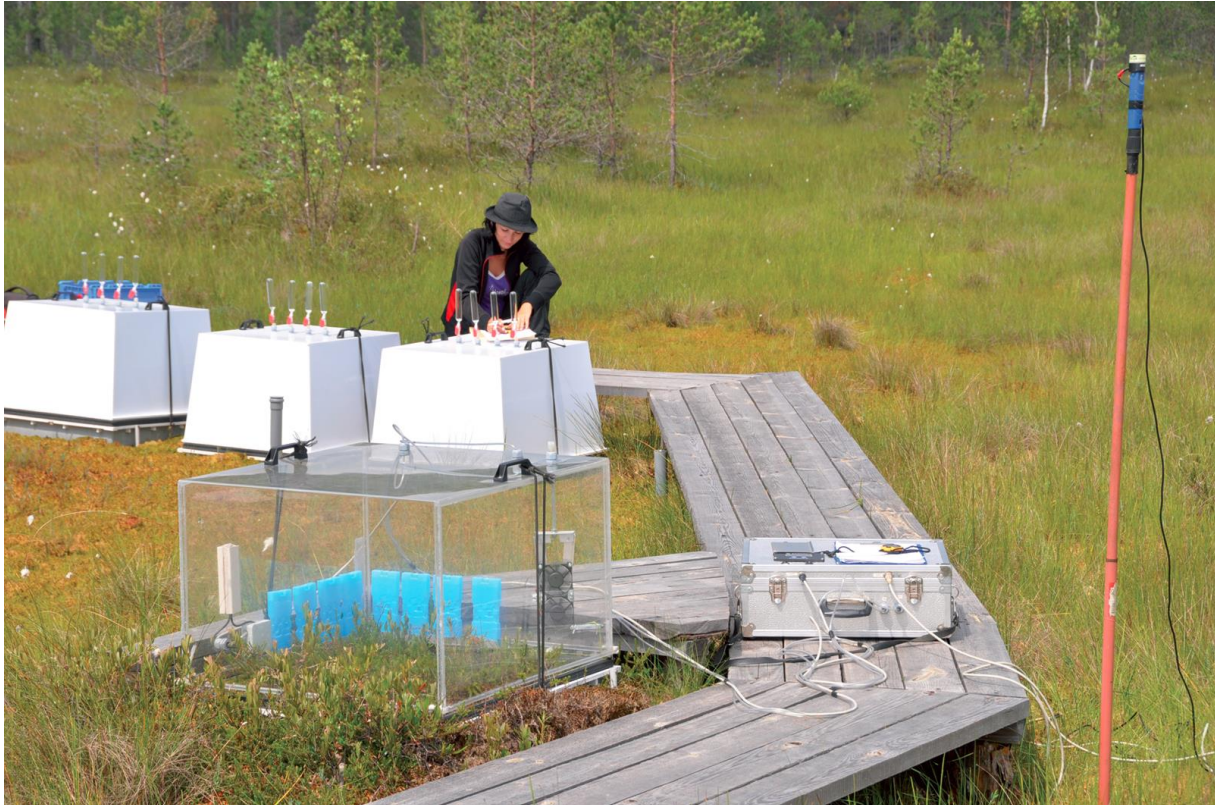
5.1 Direkte målinger

Reduksjoner av utslipp må kvantifiseres på en transparent og verifiserbar måte, og den mest åpenbare tilnærmingen er å direkte måle alle aktuelle utslipp og opptak av klimagasser. Når et tiltak settes inn (f.eks. rewetting) må målinger da foretas før, under og etter tiltaket. Adekvat metodikk for direkte målinger av utslipp og opptak av klimagasser finnes (Minke et al. 2011, mye av dette kapitlet er basert på dette arbeidet). Målinger i lukket kammer er egnet for å måle utslipp og opptak på små områder (flere dm^2 opp til 1 m^2), teknikken med eddy covariance benyttes for å måle utslipp og opptak over større areal (typisk opp til 1 km^2). Fjernmålingsteknikker er under utvikling.

5.1.1 Måling i lukket kammer

I denne metoden undersøkes gassutveksling gjennom å måle endringer i gasskonsentrasjon over tid i et gitt volum med luft. Lukka og lufttette kamre plasseres på overflata ved hjelp av permanente rammer som stikkes ned i jorda. Et hvilket som helst utslipp eller opptak av gasser via overflata som dekkes kan måles som en endring i konsentrasjon i lufta i kammeret. Utslipp og opptak av N_2O og CH_4 måles vanligvis i ugjennomsiktige, statiske kamre der det tas ut prøver av lufta

ved hjelp av kanyler eller vakuumflasker (figur 13). Gasskonsentrasjon måles deretter i en gasskromatograf på laboratoriet. Gassfluks utledes fra endringer i konsentrasjon gjennom en prøveserie. Prøveserier tas gjennom korte lukningsperioder (typisk 15-60 minutter), dette repeteres over et døgn for å dekke døgnvariasjon, og typisk med gjentak hver andre til tredje uke for å dekke variasjon gjennom året. Kamrene fjernes fra de permanente rammene mellom målinger for å sikre fri utlufting. Grønlund & Weldon (2013) har benyttet denne metoden i sine undersøkelser på Smøla.



Figur 13. Måling i lukket kammer i Raznianskaje balota (Kviterusland). I forgrunnen måles CO₂-fluks i et transparent dynamisk lukket kammer (som muliggjør kontinuerlig fotosyntese i vegetasjon), og i kassa på gangvegen står en infrarød gassanalysator. Inne i kammeret er det (blå) kjøleposer og vifter. En sensor for måling av stråling i den fotosyntetisk aktive delen av spekteret er montert på stanga. I bakgrunnen måles CH₄ og N₂O-fluks i ugjennomsiktige, statiske lukka kamre, og med vakuumflasker for prøvetaking på toppen. Foto: Merten Minke.

CO₂-fluks måles i dynamisk lukket kammer, et system der luft sirkulerer i en lukka krets mellom kammeret og en infrarød gassanalysator (figur 13). CO₂ absorberer enkelte frekvenser av infrarødt lys, og dette utnyttes til å måle CO₂-konsentrasjon i prøven basert på hvor mye IR-lys som absorberes. Kort lukketid (1-3 minutter) og høy frekvens på målingene (hvert 1-5 sekund) er nødvendig for å fange opp utvekslingsrater for CO₂ nøyaktig. Transparente kamre trengs for å sikre at fotosyntese fortsetter som normalt i vegetasjonen som stenges av. Luften må blandes kontinuerlig ved hjelp av vifter, men viftene må ikke være så kraftige at de påvirker massestrøm fra jordsmonnet. Denne metodikken brukes av og til også for å måle metanfluks, f.eks. i kombinasjon med bruk av gassfotometri «Innova 1412» (photo acoustic infrared gas spectrometer) eller for metan- og lystgassfluks med spektroskopi (quantum cascade laser spectroscopy), men slike sensorer er dyre og krever høy teknisk kompetanse.

Generelt benyttes lineær regresjon for å beregne rater for gassfluks basert på observasjoner av endringer i konsentrasjon. Det kan tenkes at lukket kammer-metoden kan senke gassutvekslingsraten, f.eks. ved metning av luften som hindrer utslipp av gass eller når avtagende CO₂-

konsentrasjon i transparente kamre reduserer fotosyntetisk aktivitet. I slike tilfeller kan ikke-lineær regresjon være mer egnet. En slik statistisk tilnærming har imidlertid andre usikkerheter knyttet til seg, og ved å redusere lukketid og øke volumet på kammeret kan de «dempende» effektene av kammeret reduseres. Kammerets forstyrrelse av mikroklima og lysforhold må minimeres fordi endringer i disse faktorene påvirker gassutveksling i planter. Kort lukketid og kjøling vil holde temperaturen nede i transparente kamre, og kjøleposer montert i ei ramme vil både gi kjøling og kondensering av vann slik at luftfuktigheten holdes nede og kondensering på glasset i kammeret reduseres (minsker diffusjon av lys). Kvitte, ugjennomsiktige kamre trenger ikke kjøling.

En kompliserende faktor ved målinger i lukket kammer på myr og torvmark er fysisk forstyrrelse av området. Skade på vegetasjon og kompaktering av torva må unngås siden dette kan påvirke gassfluks, og derved målinger. Klopper og gangbruer er særlig viktig på våte myrer der tråkk kan føre til at gassbobler kommer til overflata.

En enkelt måling i et lukka kammer går fort, men det trengs regelmessige og gjentatte målinger over tid for å avdekke variasjoner over døgn, årstider og år. Dette gjør at metoden egner seg kun for noen utvalgte områder.

Metoden med lukket kammer er ideell for studier på liten skala, kan brukes i nærmest all slags terreng, har låg kostnad, utstyret kan flyttes, og det gir mulighet for å studere ulike lokaliteter parallelt. Metoden er særlig nyttig for å studere betydning av mikrotopografi, ulike plantesamfunn, og faktorer som endrer seg lokalt (f.eks. vannstands nivå) på klimagassutslipp. I heterogene landskap har metoden avdekket stor variasjon i rom og tid, noe som viser at det potensielt er høg usikkerhet forbundet med oppskalering av utslippstall.

En ulempe ved metoden er at den ikke gir kontinuerlige data, og for å få totalestimat for årlig fluks må det inter- og ekstrapoleres mellom datapunkter. Dette kan gjøres ved å lage modeller for korrelasjon mellom klimagassfluks og parametre som kan registreres kontinuerlig, slik som stråling i den fotosyntetisk aktive delen av spekteret (photosynthetic active radiation (PAR)), temperatur i jord og luft, areal av fotosyntetiserende vev (vascular green area), og vannstands nivå. Hvis det er liten grad av korrelasjon mellom slike parametre og klimagassfluks så kan lineær interpolering mellom påfølgende målinger brukes, f.eks. for metan. Robuste modeller for å utlede årlig fluks av lystgass i myr og torvmark på bakgrunn av punktdata fra målinger i lukket kammer finnes ikke enda. Fluks av lystgass er uregelmessig og vanskelig å beregne i tid og rom, og ved bruk av lineær interpolering for å få estimat på årlig fluks må det tas hensyn til episoder med store utslipp, f.eks. ved gjødsling eller når tela går.

Metoden med lukket kammer er godt egnet for å måle klimagassfluks på de fleste myrer, men er dårligere egnet for målinger over åpent vann (som vi ofte får ved rewetting). I vann slippes en betydelig andel av metan ut i form av gassbobler, men slike utslipp er episodiske og lette å overse. Når bobler fanges opp i kammeret øker metankonsentrasjonen kraftig, og det kompliserer beregninger av totalutslipp. Neddykkede «boblefeller» kan anbefales for å ta høgde for metan i bobleform, og fra disse kan det tas periodiske prøver for å måle gassmengde og –konsentrasjon. Metanutslipp fra våt torvmark med vegetasjonsdekke skjer i stor grad gjennom transport via (vass)planter, og dette er en snarveg for metan opp i atmosfæren.

Det finnes automatiserte system (figur 14) som gir kvasi-kontinuerlige målinger over lange tidsperioder (flere år). Dette reduserer effekten av tilfeldige feil ved prøvetaking, og gjør det mulig å undersøke endringer i økologiske og klimatiske faktorer som påvirker klimagassfluks.



Figur 14. Automatiserte målinger i lukket kammer i et område i Peenetal (Tyskland) som restaureres ved rewetting. Transparente, dynamiske lukka kamre heves og senkes automatisk og regelmessig gjennom døgnet, og målingene gjøres også automatisk. Foto: Hans Joosten.

5.1.2 Måling med eddy covariance

Metoden med eddy covariance eller “flukstårn”-metoden er en teknikk der utvekslingsrate for klimagasser kvantifiseres gjennom målinger av små luftvirvler («eddies») i den nedre delen av atmosfæren. Dette gjøres ved å måle vertikal vindstyrke, samt retning og gasskonsentrasjon i passerende luft, og måleinstrumentene er vanligvis festet til et tårn som når over vegetasjonen på stedet (figur 15).

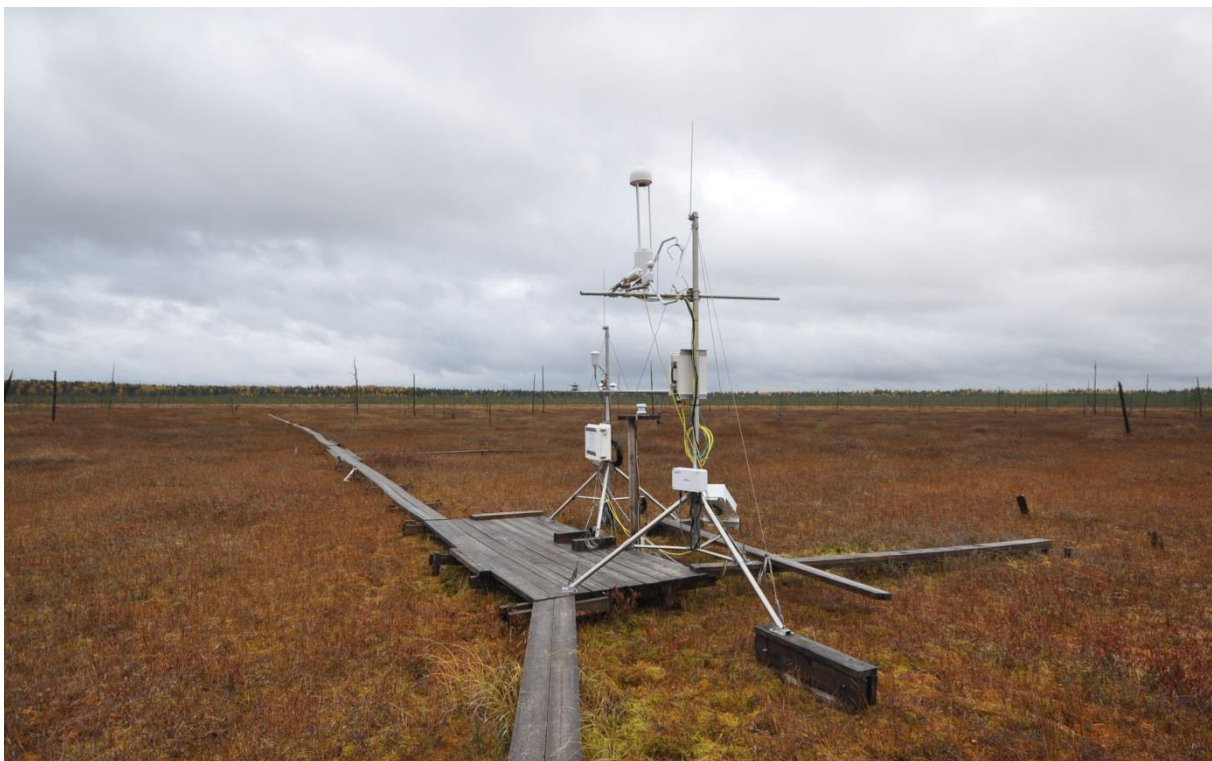
Moderne eddy covariance-systemer består av et sonisk anemometer for 3D-vindmålinger montert på et tårn med egnet høyde, gassanalyser for å ta prøver av luft ved anemometeret (inntil noen dm unna), samt en rekke sensorer for kontinuerlig måling av temperatur, lysspekter, trykk, relativ luftfuktighet og andre variabler av interesse. Vindhastighet, temperatur og gasskonsentrasjon måles med høy frekvens (10 Hz eller høyere) over så lang tid som er nødvendig for å fange opp virvler av ulik størrelse. Atmosfærisk turbulens måles og utjevnes over perioder på 15-60 minutter på dagtid, men lengre perioder kan være nødvendig på nattestid fordi luftlagene nær bakken ofte er stabilt lagdelte, men med periodisk turbulens. Vertikal klimagassfluks beregnes som covarians mellom vertikal vindhastighet og klimagasskonsentrasjon.

Eddy covariance som metode for å studere CO₂-utveksling ble tatt i bruk alt midt på 1980-tallet, mens anvendelse for å måle fluks av metan og lystgass først lyktes sent på 1990-tallet da det ble tatt i bruk såkalte «closed-path» systemer med “tunable diode laser” (TDL) spektrometre. Det har nylig blitt gjort vellykkede tester med spektrometre som bruker quantum cascade laser (QCL)-teknologi for dette formålet. Denne laserteknologien er dyr og komplisert, og studier som benytter eddy covariance er mye vanligere for CO₂-fluks enn for CH₄- og N₂O-fluks. Det er en rask teknologisk utvikling på dette området, og det kan komme mer pålitelige, kostnadseffektive og energieffektive løsninger også for CH₄ og N₂O i løpet av noen år.

I motsetning til metodikken med lukket kammer gir eddy covarians-metoder kontinuerlige målinger over flere år, samt målinger av gassfluks for hele økosystem og over relativt store areal (ha til km²). Området som dekkes ved måling er om lag 100-300 ganger videre enn høgda på masta med sensorer, og varierer med vindhastighet og –retning, hvor jevn overflata er, og atmosfæriske forhold. Metoden er ideell for å måle total klimagassfluks på landskapsnivå, men egner seg ikke for studier på liten skala fordi alt av utslipp og opptak måles samfengt for et større område.

Metoden virker ikke like godt i alle typer landskap. En av antakelsene er konstant vertikal luftstrøm, og dekningsområdet bør derfor være plant fordi terrengformer har en tendens til å påvirke luftstrømmer. Myr og torvmark tilfredsstillter vanligvis dette kriteriet. I Norge har vi imidlertid mye myr i hellende terreng, særlig bakkemyr, men også terrengdekkende myr. Her skiller vi oss fra de fleste av våre naboland, særlig i Sentral-Europa. Store deler av landet har også en variert topografi, og sjøl der myrene er flate kan det av denne grunn være metodiske utfordringer knytta til målinger ved hjelp av eddy covarians. Målinger i oversvømte eller neddemte områder er også utfordrende. Landområder kjøles raskere ned nattetid enn åpent vatn, og det oppstår vinder som forstyrrer målingene. I tillegg påvirkes målingene av at CO₂ fra respirasjon i terrestriske økosystem blander seg med lufta over åpent vatn.

Den største fordelen med eddy covarians-metoden er de minimale inngrepene på lokaliteter som overvåkes, samt at vi får kontinuerlige data for lange tidsperioder. Det er imidlertid svært vanlig med hull i dataseriene, f.eks. på grunn av lite turbulens i atmosfæren eller tekniske problemer, og disse hullene i dataseriene må håndteres. Typisk tidsmessig dekning for metoden er 80-90 % gjennom dagen og 35 % gjennom natta. En tilnærming med å benytte mobile tårn for periodisk gjentatte målinger på flere lokaliteter prøves for tida ut i Russland, men så langt er det ikke presentert resultat fra dette forsøket. En oversikt over fordeler og ulemper ved metoden med lukket kammer og eddy covarians-metoden er vist i tabell 8.



Figur 15. I forgrunnen er et eddy covarians-tårn (flukstårn) der det gjøres fluksmålinger av CO₂, N₂O og CH₄, og i bakgrunnen er det en meteorologisk stasjon. Komi (Russland). Foto: Andrey Sirin.

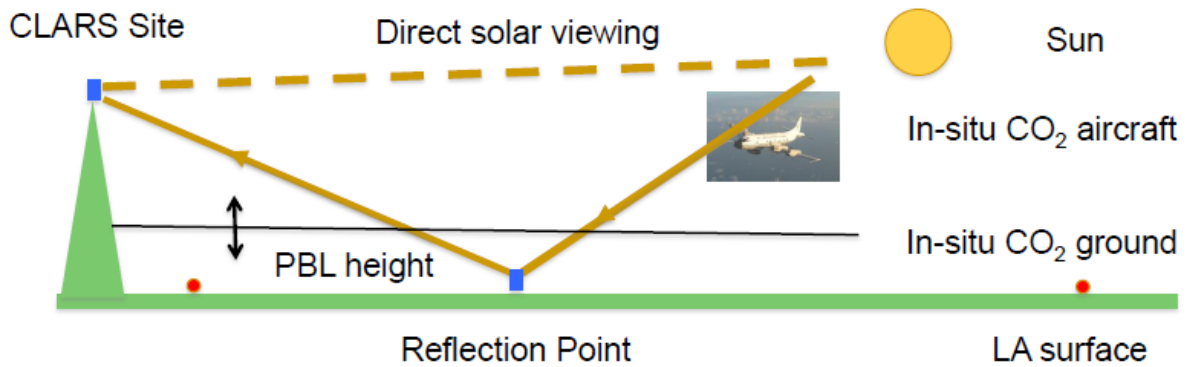
Tabell 8. Sammenligning av fordeler og ulemper med to direkte metoder for å måle klimagassfluks i myr og torvmark (eddy covarians og lukket kammer). Grønn: Metoden er godt egnet; gul: Metoden er middels godt egnet; Rød: Metoden er dårlig egnet eller helt uegnet.

Vurdering av	Eddy covarians		Lukket kammer	
	Kontinuerlig	Periodisk	Kontinuerlig	Periodisk
Uforstyrret fluks	Ikke-destruktiv måling	Ikke-destruktiv måling	Må kontrolleres	Må kontrolleres
Stort areal	Ja, men udefinert dekningsområde	Ja, men udefinert dekningsområde	Antall kamre vs. romlig variasjon	Antall kamre vs. romlig variasjon
Romlig variasjon	Avhenger av antall tårn	Udefinert dekningsområde	Avhenger av antall kamre	Kamre kan flyttes, godt definert dekningsområde
Variasjon over tid	Kontinuerlige målinger	Periodiske målinger	Kontinuerlige målinger	Periodiske målinger
Årlig fluks	Omfattende interpolering	Svært omfattende interpolering	Godt egnet	Omfattende interpolering
Alle tre gasser	Vanskelig og dyrt	Vanskelig og dyrt	Vanskelig	Godt egnet
Trebevokst areal	Godt egnet, men udefinert dekningsområde	Egnet, men komplekst	Ikke mulig	Ikke mulig
Åpent vatn	Godt egnet	Gassbobler fanges ikke opp	Godt egnet	Gassbobler fanges ikke opp
Kostnad	Dyrt	Dyrt	Dyrere enn neste metode	Billigst
Arbeidsmengde	Stor ved etablering, lite vedlikehold	Stor ved etablering og ved flytting	Nokså stor ved etablering, lite vedlikehold	Enkel etablering, arbeidskrevende i fase med målinger
Innarbeidet metode	Godt innarbeidet	Ny metode, ikke kalibrert	Godt innarbeidet	Godt innarbeidet

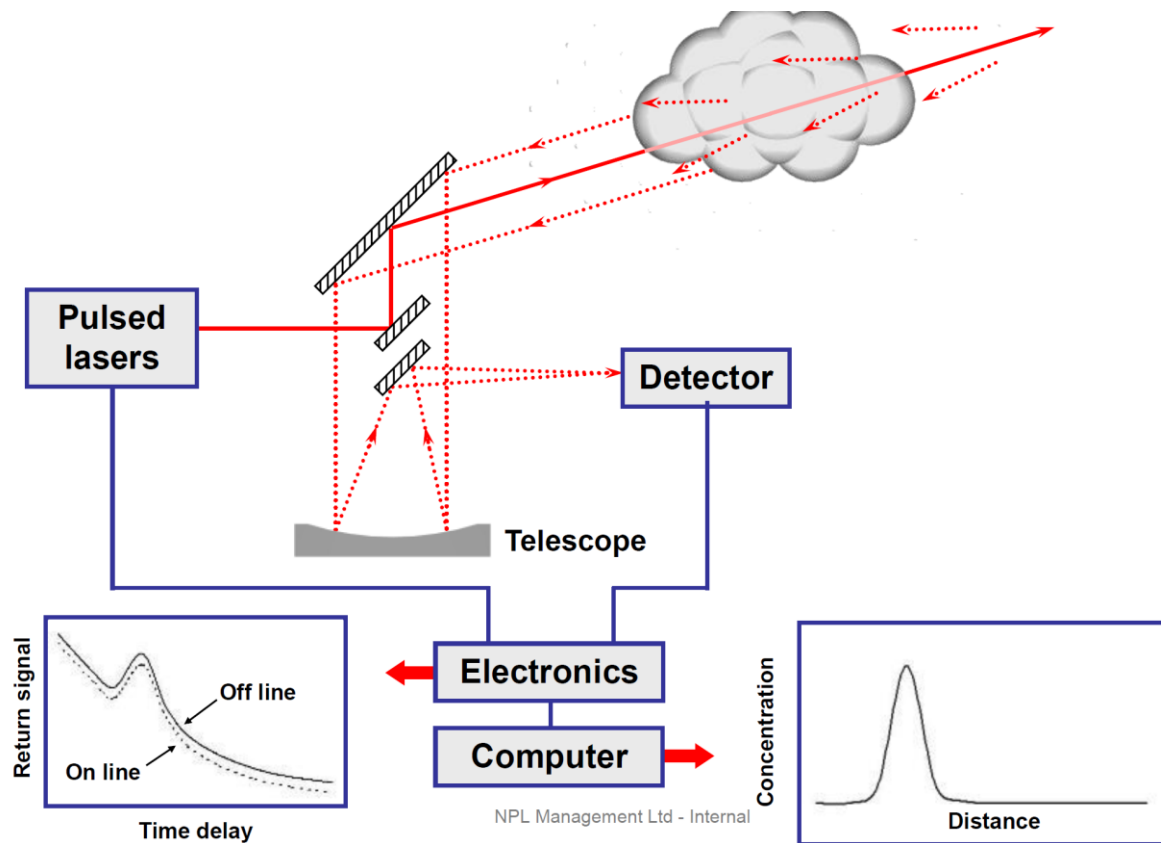
5.1.3 Fjernmåling

Fjernmåling er innsamling av data om et objekt eller fenomen uten å ha fysisk kontakt med objektet. Fjernmåling av klimagasser skiller seg fra eddy covarians og metoden med lukket kammer ved at det ikke (eller i liten grad) kreves forstyrrende prøvetaking eller arbeid med installasjoner på lokaliteten. Samtidig kan det potensielt kartlegges eller overvåkes store areal på kort tid.

Hvilken plattform en sensor monteres på vil påvirke hvordan den kan nyttes. Sensorer på bakken kan plasseres nær objektet som skal måles (f.eks. ei myr), og kan gi høg oppløsning på data og gi mulighet for kontinuerlig overvåking. Slike sensorer dekker et begrenset areal, og det kan kreves en rekke sensorer for å overvåke et område. Et eksempel på bruk av bakkesensorer er målinger av klimagasser og forurensing i luftrommet over Los Angeles (figur 16, Fu et al. 2014).



Figur 16. Måling av romlig fordeling av klimagasser i luftrommet over Los Angeles (LA) ved hjelp av en strategisk plassert sensor (høgopløselig spektroskopi) ved California Laboratory for Atmospheric Remote Sensing (CLARS) ved Mt. Wilson. Et nettverk av refleksjonspunkter gjør det mulig å rekonstruere den romlige fordelingen av gasskonsentrasjon (fra www.esrl.noaa.gov/csd/projects/calnex/meetings/.../tuesday/Fu.ppt).



Figur 17. Prinsippet bak Differential Absorption Lidar (DIAL). To lasersignaler med litt ulike frekvenser sendes ut, ett matcher absorpsjonsspektret til gassen av interesse, det andre matcher ikke. Laserlyset spres i atmosfæren, og det spredte lyset fanges opp ved hjelp av et teleskop og en detektor. Differansen mellom absorpsjon av de to signalene gjør det mulig å beregne gasskonsentrasjon langs en profil.

Fjernmåling av klimagasskonsentrasjoner kan gjøres både ved hjelp av passive og aktive sensorer. Begge teknikker utnytter samme prinsipp; ulike gasser absorberer ulike frekvenser av lys (ulike farger), og mønsteret av absorpsjonslinjer gir et spektralt "fingeravtrykk" for den enkelte gassen. Mengden av lys som absorberes i hver linje i spekteret øker med antall gassmolekyler lyset passerer, og gir på den måten informasjon om gasskonsentrasjon. Hovedforskjellen på akti-

ve og passive systemer er at passive systemer utnytter lyset i omgivelsene, vanligvis sollys, mens det i aktive systemer benyttes kunstige strålingskilder, f.eks. laser.

Passiv fjernmåling påvirkes lett av temperatur og værforhold, og mulighetene til å observere kan være begrenset (f.eks. av skyer). Aktive metoder har ikke disse begrensningene, og det er tre aktive metoder som er lovende:

- Differential Absorption Lidar (DIAL). Sensorer sender ut para lasersignal og beregner konsentrasjon som forskjeller i absorpsjon og retur fra det para signalet; én stråle matcher absorpsjonsspekteret fra et stoff (gass) av interesse, den andre strålen matcher ikke (figur 17)
- Fourier Transform Infrared (FTIR). Sensorer som kan skanne mange ulike frekvenser samtidig (i motsetning til DIAL), men fordi de opererer over et vidt spekter er de mer utsatt for interferens
- Tunable Diode Lasers (TDL). Sensorer som skanner avgrensa, valgbare frekvenser, som betyr at de bare kan detektere en enkelt kjemisk substans (gass). Dette har TDL til felles med DIAL-metoden, men i TDL kreves ikke to separate stråler (para signal). DIAL har antakelig høyere sensitivitet og lenger rekkevidde

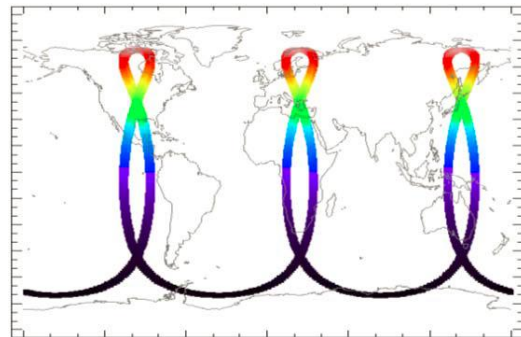
Empiri viser at TDL og FTIR har samme høge presisjon i forhold til å oppdage og måle utslipp. Rekkevidden for slike instrumenter er så langt begrenset til om lag 1 km, og de er bare egnet for målinger fra bakke eller luft (fly/ballonger etc.) DIAL har lengre rekkevidde, og testes nå ut for bruk i satellitter.

Målinger fra luften eller satellitter gjør det mulig å overvåke et mye større areal med én sensor sammenlignet med målinger fra bakken. Kontinuerlig overvåking fra fly e.l. er imidlertid lite praktisk fordi dette vil kreve mange flygninger, mens ved overvåking fra rommet er det mulig å overvåke et område gjennom gjentatte overflygninger eller fra en fiksert posisjon (geostasjonær bane). De mest relevante instrumentene for rombasert overvåking var, er eller vil bli (i overskuelig framtid):

- AIRS (Atmospheric Infrared Sounder, US National Aeronautics and Space Administration NASA), sendt opp i 2002. AIRS bruker infrarød teknologi for å generere tredimensjonale kart over luft- og overflatetemperatur, vanndamp og egenskaper hos skyer. AIRS kan også måle klimagasser som O₃, CO, CO₂ og CH₄. AIRS har en oppløsning ved nadir på 13,5 km (og 41 km x 21,4 km ved ytterpunktene) og dekker 1650 km i bredden
- SCIAMACHY (SCanning Imaging Absorption SpectroMeter for Atmospheric CHartographY, European Space Agency ESA), også sendt opp i 2002 som et av ti instrument i ESAs ENVironmental SATellite (ENVISAT). Kontakten med ENVISAT ble brutt i 2012. Satellitten hadde et nær-infrarødt spektrometer for måling av sporgasser i troposfæren og stratosfæren, hadde en oppløsning på 32 x 215 km ved nadir og dekte maksimalt 1000 km i bredden
- GOSAT (Greenhouse gases Observing SATellite, Japan Aerospace Exploration Agency JAXA) ble sendt opp i 2009 som den første satellitten dedikert til overvåking av klimagasser, og den har vært operativ siden oppskytingen. Satellitten kommer tilbake til samme sted hver tredje dag, og gjennom denne tredagers-syklusen måles konsentrasjon av CO₂ og CH₄ på 56 000 målepunkter i atmosfæren. Fordi målingene krever klarvær er det imidlertid bare 2-5 % av de innsamlede dataene som kan benyttes. Blant de data GOSAT skaffer til veie er:
 - Månedlig fluks for CO₂ fra 64 regioner globalt. Dette estimeres i meteorologiske transportmodeller ut fra blandingsforhold i luftsøylen og observasjoner fra bakken
 - Global CO₂-konsentrasjon i tre dimensjoner med en horisontal oppløsning på 2.5° x 2.5° (275 x 275 km ved ekvator), dette måles hver sjettede time
- OCO (Orbiting Carbon Observatory (NASA)) måler CO₂ globalt. Den første satellitten gikk tapt ved oppskyting i 2009, erstatningen OCO 2 ble skutt opp i 2014, og OCO 3 planlegges skutt opp i desember 2016. OCO følger en nær polar jordbane, og dette gjør det mulig å observere det meste av overflata minste én gang i løpet av 16 dager. OCO skal fly i

formasjon med flere andre satellitter («the A-train») for å gjøre det mulig å korrelere data som samles inn fra andre instrumenter på andre satellitter. OCO-2 har en oppløsning på om lag $1,29 \times 2,25$ km

- MERLIN (Methane Remote Sensing Mission (DLR - German Space Administration og CNES - French Space Agency)) planlegges sendt opp tidligst i desember 2019. Målet med MERLIN er å måle CH_4 globalt, og med høg romlig og temporær oppløsning og presisjon. MERLIN vil ta i bruk aktiv LIDAR for å unngå ulemper med passive metoder (som for GOSAT), slik som at lag med aerosoler eller skyer av is gir systematiske, men ukjente, målefeil. MERLIN vil få en oppløsning på 50 km
- Sentinel 5 (ESA) skal sendes opp i 2021, med mål om å overvåke konsentrasjoner av klimagasser (O_3 , NO_2 , SO_2 , HCHO , CO , CH_4) og aerosoler i atmosfæren med dekning av hele kloden over en 29-dagers syklus. Den vil få en romlig oppløsning bedre enn 8 km for frekvenser over 300 nm. En forenklet utgave (Sentinel-5 Precursor) skal etter planen skyttes opp i 2016 for å avhjelpe manglende data som en følge av tapet av SCIAMACHY i 2012

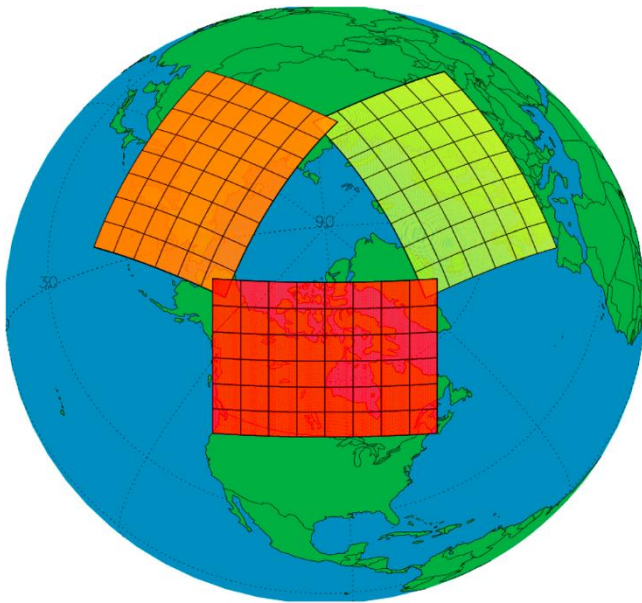


Figur 18. Til venstre: Polar låg jordbane (LEO); til høyre: HEO (highly elliptical orbit) med projisering av areal som dekkes av en satellitt over en periode på to døgn. Fargene indikerer satellittens høyde fra 8100 km (svart) til 43 000 km (rød). En andre satellitt i samme baneplan vil dekke samme areal, men med åtte timers forskyving (etter McConnell et al. 2012).

Satellittene som er nevnt over er i, eller vil komme i, noe nær polar låg jordbane (LEO, til venstre i figur 18). Denne typen bane har den fordel at regioner på høge breddegrader vil dekkes tett fordi meridianene ligger tettere her enn nærmere ekvator. I geostasjonær bane (GEO) ligger satellitten over ekvator og følger jordas rotasjon, og den ser derfor ut til å være i ro for en observatør på jorda. Dette gjør det mulig med frekvente og langvarige observasjoner av steder vi er interesserte i, mens observasjoner fra LEO avhenger av den konkrete banen i forhold til steder vi er interesserte i. Observasjoner fra GEO er imidlertid stort sett begrenset til $\sim 55^\circ\text{S}$ – 55°N , og på høgere breddegrader blir det vanskelig å observere på grunn av låge vinkler. Verken LEO eller GEO er derfor spesielt godt egnet for observasjoner (av f.eks. gasskonsentrasjon) på høge breddegrader.

Det er planer om en ny satellitt som er tenkt å få en HEO-bane (highly elliptical orbit, figur 18), og som gjør det mulig med frekvent dekning av høge breddegrader (~ 50 – 90°N). Fra HEO, med jorda i et brennpunkt i ellipsen, varierer avstanden mellom satellitten og jorda gjennom banen, og satellittens hastighet er samtidig størst nærmest jorda. Kontinuerlige observasjoner av nordlige breddegrader kan gjøres over 6-8 timer (avhenger av spesifikke parametre for hver HEO) per runde i banen når satellitten er lengst fra jorda, og dette gir kvasi-stasjonære observasjoner. HEO-satellitter vil derfor kunne gi romlig dekning som GEO-satellitter ikke gir, og tidsmessig dekning som LEO-satellitter ikke gir.

Canada vurderer å sende opp et instrument for å måle klimagasser (Fourier transform spectroscopy (FTS) (figur 19) som en del av «The Polar Highly Elliptical Orbit Science program» (PHEOS), med planlagt oppskyting av en satellitt i 2021.



Figur 19. Dekning via programmet PCW-PHEOS-FTS (se tekst for detaljer) fra to satellitter i en 16-timers bane, med tre områder av særlig interesse (Fields of Regard (FOR)). Hver FOR er delt inn i 8 x 6 kvadrat (Field of view (FOV)), og hver FOV er igjen delt inn i en oppstilling på 56 x 56 ruter av 10 x 10 km² piksler (Nassar et al 2014).

Å måle gasskonsentrasjon i atmosfæren er ikke nok til å avgjøre hvor stor klimagassfluksen er i et gitt område, og dette er en utfordring både ved fjernmåling og ved eddy covarians-måling. CO₂ som slippes ut fra et myrområde utgjør en relativt liten andel av de totale naturlige og menneskeskaptede utslippene, og klimagasser, særlig CO₂, blir i atmosfæren i lang tid. Dessuten gir en kilde (som ei drenert myr) ikke bare en liten økning i gasskonsentrasjon sammenlignet med bakgrunnskonsentrasjonen, men denne lille økningen må registreres og vurderes samtidig som CO₂ fra alle mulige andre kilder transporteres fritt (men avhengig av f.eks. vind, temperatur, trykk m.m.) til punktet eller området der målingene skjer.

Ved overvåking som skal gi data til UNFCCC etter Kyoto-protokollen (KP) må gasskonsentrasjon i atmosfæren (som vi får ved fjernmåling) regnes om til gassutslipp (molekyler per sekund) fra et område som et resultat av menneskelig aktivitet. Hvor godt et system for måling av klimagasser fungerer avhenger derfor både av hvor gode målingene er, og hvor gode modellene for å regne om fra konsentrasjon til beregnede utslipp er. Estimater på klimagasskonsentrasjoner med romlig variasjon må analyseres ved hjelp av meteorologiske transportmodeller (som brukes ved prediksjoner av vær) for at vi kan dra slutninger om hvilke områder som er klimagasskilder og –sluk. Det er i tillegg nødvendig med mer detaljerte direkte målinger (lukket kammer, eddy covarians, målinger fra fly) for å kalibrere og validere resultater fra fjernmåling.

5.2 Indirekte (“proxy”) metoder

5.2.1 Prinsippene bak indirekte (“proxy”) metoder

Fordi klimagassfluks er vanskelig og dyrt å måle direkte, brukes indirekte metoder, via såkalte proxy-variabler (stedfortredende variabler). En proxy-variabel er i seg sjøl ikke interessant i forhold til et tema, men en variabel som har interesse kan utledes fra den. For at vi skal kunne stole på en proxy må det være god korrelasjon mellom proxyen og variabelen vi er interessert i. Også i klimapolitikk anvendes proxyer for å si noe om viktige variabler som klimagassfluks. En velkjent proxy er endringer i karbonlager. Dette brukes for å estimere CO₂-fluks fra landskap med vegeta-

sjon, der samtidige opptak og utslipp av CO₂ gjennom fotosyntese og respirasjon (fra planter, dyr og mikrober) gjør vurderinger av CO₂-fluks kompliserte. I stedet for å måle alle opptak og utslipp fram og tilbake er det enklere å finne nettoresultatet av alle disse prosessene over tid; dette er endring i karbonlageret.

Endring i karbonlager kan være en proxy for netto CO₂-fluks, men disse lagrene er heller ikke lette å måle direkte. For eksempel, for å estimere karbonbinding (t/ha/år) i skog anslås dette ved å estimere gjennomsnittlig økning i stående volum (m³/ha/år), multiplisere med gjennomsnittlig karboninnhold i tre, og så benytte omregningsfaktoren 44/12 fra C til CO₂. Økning i stående volum anslås på sin side gjennom å måle f.eks. økning i diameter i brysthøgde (cm/år) og høgde på et utvalg trær. Å bruke økning i brysthøgdediameter og høgde som proxy for netto opptak av CO₂ fra atmosfæren er bare mulig hvis det gjennom statistiske analyser påvises høy korrelasjon mellom relevante variabler, også på alle mellomliggende nivå.

Når det gjelder skog er disse sammenhengene («konversjonsfaktorene») godt kjent fordi forstmenn over lang tid har utviklet proxyer for å anslå økning i stående volum på en enkel og pålitelig måte. For myr og torvmark virker sammenhengene mindre åpenbare, men en økende mengde forskning viser at det er stor grad av regularitet når det gjelder klimagasser. Fire variabler ser i dag ut til å være gode proxyer for å overvåke klimagassutslipp fra torvmark, og kan anbefales:

- Arealbruk/arealdekke
- Vannstands nivå
- Synking
- Vegetasjonsdekke

5.2.2 Arealbruk og arealdekke

Den vanligste proxyen for å vurdere klimagassutslipp på landjorda er arealbruk og arealdekke, og med bruk av kategorier fra UNFCCC (disse kalles «land use categories» sjøl om de omfatter areal som ikke er utnyttet). Her deles landareal inn etter måten arealet brukes på, og det kan gjøres romlig eksplisitt (dvs. fullstendig kartlegging av alt areal), eller statistisk ved å anslå areal i hver kategori, men uten at vi kan si noe om lokalisering. Det siste kan vi oppnå gjennom kartlegging og overvåking av et tilfeldig utvalg flater. Totalareal innen hver kategori (aktivitetsdata i UNFCCC-sjargong) multipliseres med tilhørende klimagassfluks per arealenhet (utslippsfaktor i UNFCCC-sjargong) for å anslå total klimagassfluks for et land.

I dag benyttes standard (tier 1) utslippsfaktorer slik de er definert av IPCC for ulike arealbruk og ulike klimasoner ved rapportering til UNFCCC og KP. For myr og torvmark kan oppdatert veiledning finnes hos Hiraishi et al. (2014a, 2014b). Standardverdiene omfatter et fåtall (under-)kategorier for arealbruk og har ulike detaljeringsgrad for ulike klimasoner og arealbrukskategorier (tabell 9), avhengig av kunnskapsnivået.

En tier-2-tilnærming ville benyttet informasjon som:

- Utslippsfaktorer spesifikke for hvert enkelt land;
- Arealbrukskategorier for økt presisjon, f.eks. videre inndelt etter:
 - Type drenering
 - Tid siden drenering eller endring av dreneringstype (reflekterer utslipp etter grøfte-rensk, nygrøfting m.m.)
 - Næringsinnhold (N, P) og kalkinnhold (pH)
 - Arealbruk (avlingstype) og bruksintensitet

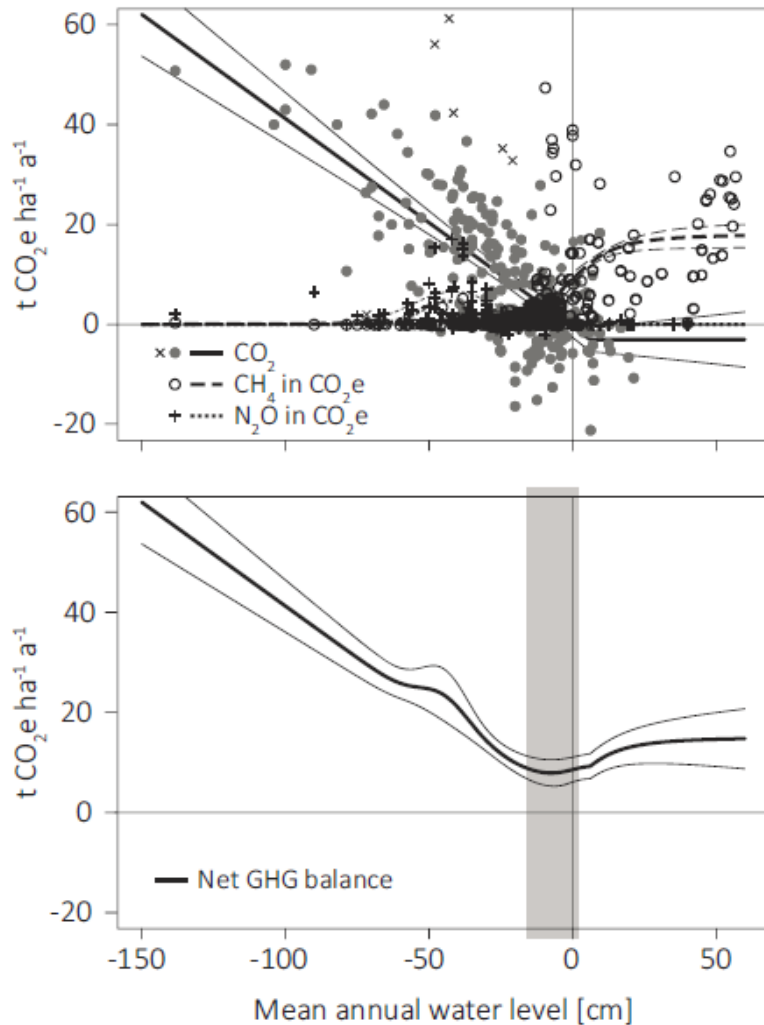
Tabell 9. Arealbrukskategorier (med undertyper) slik de er avgrenset i siste veileder fra IPCC (Hiraishi et al. 2014a, b) for torvmark/torvjord.

Arealbruks-kategori	Drenerings-status	Temperert sone		Boreal sone	
Skog	Våt (intakt)	Næringsfattig			
		Næringsrik			
	Drenert	Forest Land	Næringsfattig	Kratt og ikke-FAO skog	
			Næringsrik	Normal	
Dyrkamark	Våt (intakt)	Næringsfattig			
		Næringsrik			
	Drenert	Dyrkamark			
Beitemark	Våt (intakt)	Næringsfattig			
		Næringsrik			
	Drenert	Næringsfattig			
		Næringsrik	Grunn drenering		
		Djup drenering			
Våtmark	Våt (intakt)	Næringsfattig			
		Næringsrik			
	Drenert	Torvtak			
Bebyggd område					
Annet					

5.2.3 Vannstands nivå

Metaanalyser som omfatter et vidt datatilfang fra ulike deler av verden har vist at gjennomsnittlig årlig vannstands nivå (dvs. vannstands nivå relativt til overflata) er den variabelen som best forklarer årlig klimagassfluks (Couwenberg et al. 2008, 2011, Couwenberg & Fritz 2012). Dette gjelder helt klart for CO₂-utslipp, som er høge ved lågt vannstands nivå og låge ved høgt vannstands nivå (og negative ved torvdannelse), se figur 20 (eksempel fra Vest-Europa). Metanutslipp har også en klar sammenheng med vannstands nivå; ved nivå lågere enn 20 cm under overflata er utslippene neglisjerbare, mens utslippene stiger raskt ved høgere nivå enn dette. Målinger av metan viser imidlertid høg variasjon, og låge verdier kan finnes også ved høgt vannstands nivå. Lokaliteter med høgt vannstands nivå og låge metanutslipp mangler planter med luftvev i røttene (Couwenberg et al. 2008). Vannstands nivå over overflata gir igjen lågere metanutslipp (figur 20). På grunn av effekten av metan bør ikke vannstands nivå brukes som eneste proxy for klimagassutslipp der nivået på vatnet er høgt.

Bruken av gjennomsnittlig årlig vannstands nivå (og hvilken som helst variabel utledet fra vannstands nivå) som proxy krever høg romlig og temporær oppløsning på observasjoner siden både intakte og påvirkete myrer har en betydelig variasjon i vannstands nivå (f.eks. naturlig mikrorelieff, torvgroper) relevant for utslipp. Å overvåke vannstands nivå gjennom modellering er i det lange løp mer kostnadseffektivt, men det krever en betydelig investering. Hydrologisk modellering skal i Norge inkluderes som en del av det nylig oppstartede overvåkingsopplegget knytta til restaurering av myr i noen verneområder. Fjernmåling kan så langt ikke brukes til å overvåke vannstands nivå direkte i drenert myr og torvmark (cf. Jaenicke et al. 2011). Så vidt vi vet er det ingen eksempler på storskala overvåking av klimagassfluks ved hjelp av vannstands nivå som proxy.



Figur 20. Klimagassutslipp (tonn CO₂-ekv. ha⁻¹ år⁻¹) og netto klimagassbalanse i torvmark i temperert sone i Europa avhenger av gjennomsnittlig årlig vannstands nivå. Hver prikk i den øvre grafen representerer de totale utslippene (inkl. CO₂, CH₄ og N₂O) fra en lokalitet som har målinger over minst ett år. Den nedre grafen viser nettoeffekten av utslippene med 95 % konfidensintervall. Fra Jurasinski et al. (i trykk).

5.2.4 Subsidents (synking)

Subsidents (synking) er tap av torvdybde på grunn av krymping og nedbryting (oksidasjon), og det er en lovende proxy for klimagassutslipp. Subsidents er lineært korrelert med gjennomsnittlig vannstands nivå (Van Den Akker et al. 2008, Couwenberg et al. 2011), men raten varierer sterkt mellom regioner. En VCS-metodikk (Verified Carbon Standard) som (blant andre proxyer) tillater bruk av subsidents har nylig blitt godkjent (www.v-c-s.org).

Overvåking av torvsynking er en godt etablert metode for å anslå karbontap fra drenert myr og torvmark (Armentano & Menges 1986, Kasimir-Klemedtsson et al. 1997, Oleszczuk et al. 2008). Ved siden av mikrobiell nedbryting er det andre prosesser som bidrar til tap av høgde på torvlag, og den relative betydningen av disse må vurderes for å kvantifisere karbontap på pålitelig vis.

En enkel metode for å måle og beregne synking på har blitt utviklet av Van den Akker (i Kuikman et al. (2005), se også Couwenberg & Hooijer (2013); figur 21). I motsetning til tidligere metoder krever ikke denne estimering av det relative bidraget til synking fra komprimering og nedbryting.

Grunntanken i metoden er å få til å beregne tap av torv (og karbon) ut fra torvdybde og andre torvparametre kun for den vassmetta (anaerobe forhold) delen av torvsøyla. Gitt uendra arealbruk med regulering av vannstands nivå og periodisk rensking og utvidelse av grøfter, kan vi anta at prosessene i det øvre, (periodisk) aerobe torvlaget er i likevekt. Komprimering og nedbryting fører til synking og en reduksjon i avstand fra overflate til vannstands nivå. Når dette reguleres ved å senke vannstands nivået ytterligere (via kanaler/grøfter) overføres urørt torv fra anaerobe torvlag til det aerobe torvlaget, og tykkelsen på dette forblir stabilt. Gjennom en repetert syklus med synking av torv og påfølgende senking av vannstands nivå går mer og mer torv over i det øvre torvlaget, der den brytes mer og mer ned jo nærmere overflata den kommer. Dette resulterer i en konstant torvprofil i det øvre torvlaget, der torva går fra en urørt tilstand nær vasspeilet til å være svært omsatt ved overflata. Når det øvre torvlaget er i en slik tilstand av «likevekt med endring i høgdenivå» trenger vi ikke ta hensyn til dette laget når vi beregner tap fra torvsøylen, sjøl om det er her de faktiske karbontapene skjer. Vi ser at på denne måten kan tap av torv og karbon beregnes ut fra forhold i de nedre, anaerobe torvlagene alene. (figur 21; van den Akker et al. 2008). Dette kan formelt uttrykkes slik (ligning 1):

$$V_{ox} = S_t \times BD_t \quad \text{Ligning 1}$$

Der:

V_{ox} = årlig tap av torv ($\text{kg m}^{-2} \text{år}^{-1}$)

S_t = total årlig reduksjon av høgde (m år^{-1})

BD_t = volumvekt (tetthet) hos torv i anaerobe torvlag (kg m^{-3})

Mengden av karbon som tapes beregnes gjennom å multiplisere total årlig reduksjon av høgde med volumetrisk karboninnhold i torv i anaerobe torvlag (ligning 2). Volumetrisk karboninnhold er produktet av volumvekt og karboninnhold hos torv (tørrvekt).

$$C_{loss} = S_t \times C_{vol} = S_t \times BD_t \times C_{dw} = V_{ox} \times 0.55 \quad \text{Ligning 2}$$

Der:

C_{loss} = tap av karbon ($\text{kg m}^{-2} \text{år}^{-1}$)

C_{vol} = volumetrisk karboninnhold av torv (kg m^{-3})

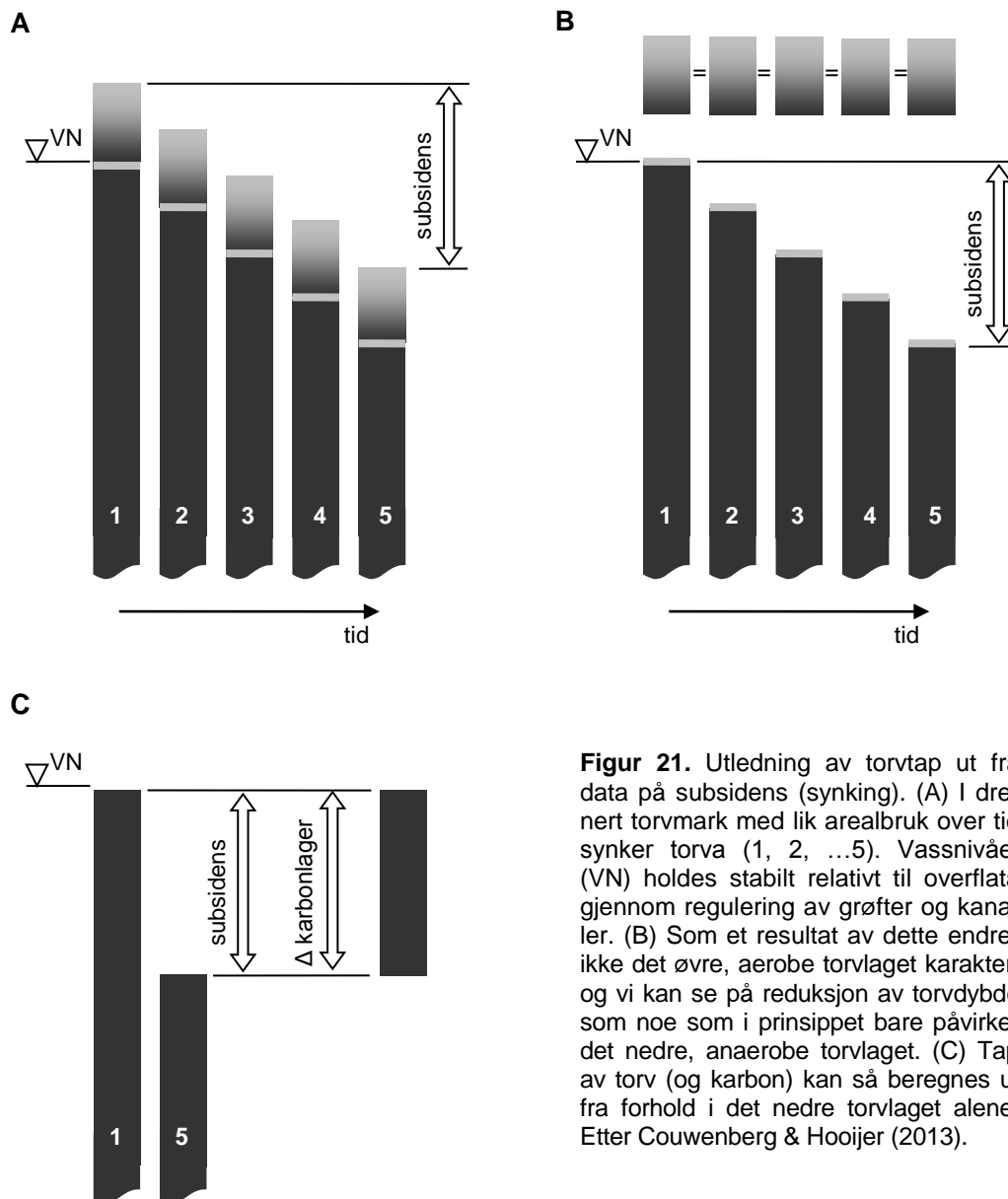
C_{dw} = karboninnhold hos torv (tørrvekt) (kg kg^{-1})

Metoden som er beskrevet over har blitt brukt til å utlede karbontap fra drenert torvmark i Nederland, Sveits og Indonesia av henholdsvis Van den Akker et al. (2008), Leifeld et al. (2011) og Couwenberg & Hooijer (2013). Resultat fra regioner med temperert klima viser god overensstemmelse med uavhengige, sammenlignbare målinger gjort i lukket kammer (figur 22), og karbontap utledet fra beregninger av synking (Van den Akker et al. 2008) brukes av Nederland ved rapportering til UNFCCC under KP (van den Wyngaert et al. 2009). Denne tilnærmingen er derfor pålitelig, og internasjonalt akseptert.

Bruk av redusert torvdybde som proxy for klimagassutslipp er mer pålitelig jo raskere den årlige synkingen er, og det innebærer at påliteligheten avtar fra tropiske mot arktiske klimasoner, og at den er lågere der det er høgt vannstands nivå. Dette gjør antakelig en proxy basert på synking mindre egnet for norske forhold, etter som det sannsynligvis er begrenset årlig synking i drenerte myrer her til lands. Dessuten er det store arealer av myr i Norge (f.eks. bakkemyr) som i utgangspunktet har tynn og sterkt omdannet torv, og der det vil være begrenset årlig synking ved grøfting. For andre myrtyper (f.eks. høgmyr) er synkingen større, slik det nylig er vist på Sætremyrane i Sogn og Fjordane (Lyngstad et al. 2015), men årlig synking kan likevel være så liten at det gir stor usikkerhet ved beregninger. Synking kan uansett være en nyttig variabel for langsiktig kontroll av andre proxymetoder.

Synking kan måles i felt ved hjelp av fast forankrede målestaver (Couwenberg & Hooijer 2013), noe som er nokså arbeidskrevende, eller ved fjernmåling. Aktuelle fjernmålingsmetoder er stereotolkning av flybilder og LIDAR (Light Detection and Ranging) fra fly, en metode for avstandsmåling

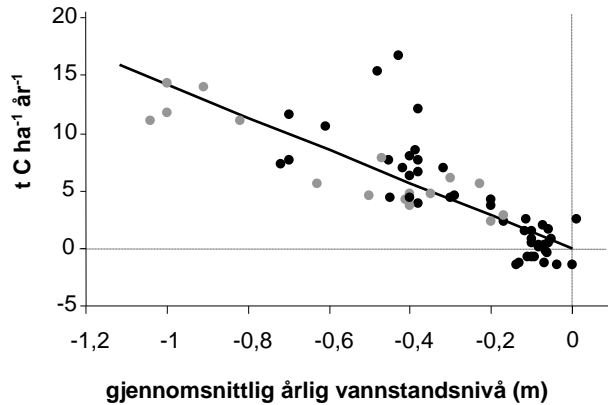
som utnytter refleksjon av laserlys. For norske forhold bør målinger gjentas om lag hvert femte år for å gi nødvendige data på en kostnadseffektiv måte, og dette gjelder begge metoder.



Figur 21. Utleddning av torvtap ut fra data på subsidens (synking). (A) I drenert torvmark med lik arealbruk over tid synker torva (1, 2, ...5). Vassnivået (VN) holdes stabilt relativt til overflata gjennom regulering av grøfter og kanaler. (B) Som et resultat av dette endrer ikke det øvre, aerobe torvlaget karakter, og vi kan se på reduksjon av torvdybde som noe som i prinsippet bare påvirker det nedre, anaerobe torvlaget. (C) Tap av torv (og karbon) kan så beregnes ut fra forhold i det nedre torvlaget alene. Etter Couwenberg & Hooijer (2013).

Ved skala 5000–100 000 ha koster full LIDAR-dekning 5-15 EUR (ca. 50-150,- NOK) per ha, avhengig av områdets størrelse, tilgjengelighet og kompleksitet. Kostnad per ha avtar med størrelsen (Raison et al. 2015), og kan antas å bli lågere videre framover på grunn av teknologiske framskritt. LIDAR med høg oppløsning brukes stadig mer ved planlegging og overvåking av arealbruk fordi det gir mulighet til å kartlegge høgde svært nøyaktig. Overvåking av synking med LIDAR trenger ikke nødvendigvis være arealdekkende, LIDAR kan også brukes i en utvalgsbasert tilnærming, og med interpolering mot satellittbilder (Raison et al. 2015). Dette er en kostnadseffektiv metode.

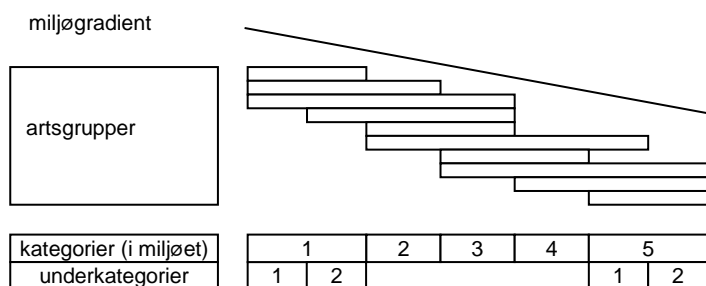
En ulempe med synking som proxy er at det fungerer godt for tap av CO₂ fra drenert myr og torvmark, men dårligere for avtakende karbontap ved rewetting. Etter rewetting kan vi få svelling av torva på grunn av høyere innhold av vatn. I slike tilfeller er endringer i høgdenivå på myroverflata derfor ikke et enkelt mål på karbondynamikk, slik det var for myr i drenert tilstand.



Figur 22. Årlig rate for karbonfluks (y-akse) vist mot gjennomsnittlig årlig vannstands nivå (x-akse), eksempel fra temperert myr og torvmark i Europa. Fluksverdier som er utledet basert på synking (metode beskrevet i tekst) (●) stemmer godt overens med målinger av fluks i lukket kammer (●). Lineær regresjon ($y = -14.2 x$; $r^2 = 0.84$; $p < 0.001$) er basert på alle datapunkter. Fra Couwenberg & Hooijer (2013).

5.2.5 Vegetasjon

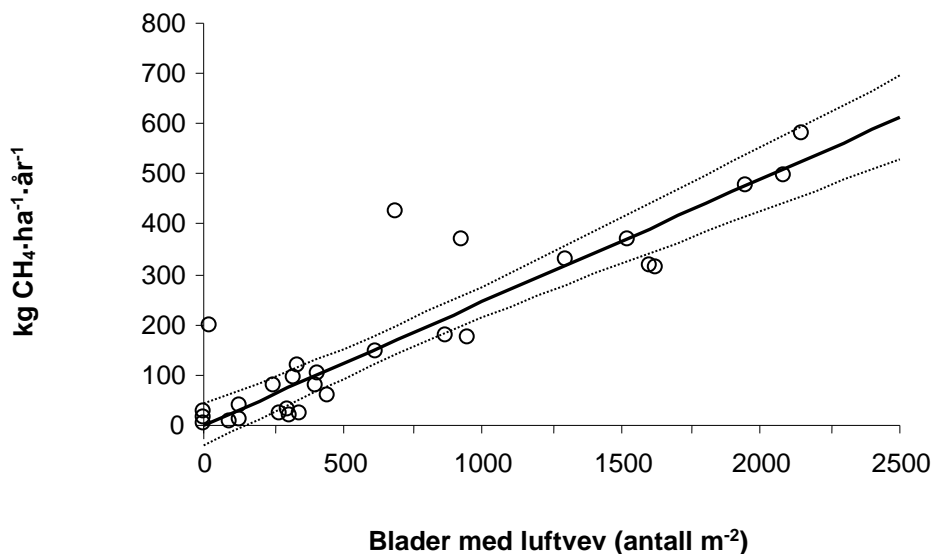
Artsforekomster og vegetasjon har i lang tid blitt brukt som indikatorer på miljøforhold. Særlig tilnærminger til klassifikasjon som integrerer flora- og miljøvariabler kan bli svært sofistikerte (vegetasjonens utforming «vegetation form» etter Koska et al. 2001, Koska 2007; naturtyper etter Halvorsen et al, 2009). Slike tilnærminger utnytter at grupper av arter opptrer langs miljøgradienter (f.eks. fuktighetsgradient i myr), og der noen arter opptrer sammen, mens andre er gjensidig ekskluderende (figur 23). Kombinasjonen av grupper av arter (dvs. plantesamfunn) kan bedre indikere hvilke forhold som råder i et område enn forekomster av enkeltarter. Dette er grunnlaget for plantesosiologien (f.eks. Dahl 1957, Ellenberg et al. 1992).



Figur 23. Forekomst eller fravær av artsgrupper gir en bedre indikasjon på miljøforhold i et område (f.eks. gruppering etter fuktighetsgradient) enn enkeltarter (Koska et al. 2001).

Norske myrforskere følger den skandinaviske tradisjonen (etter Sjörs 1948) når det gjelder terminologi og klassifisering. I arbeidet med myrreservatplanen i Norge er det utarbeidet et detaljert system basert på de viktigste vegetasjonsgradientene (f.eks. Moen 1985, Moen et al. 2010, 2011a). I alle hovedtrekk følges det samme systemet i Fremstad (1997) Artene grupperes etter tre sentrale gradienter på myr: 1) ombrotrof myr – fattigmyr – rikmyr (pH-gradient); 2) myrflate – myrkantgradient; og 3) tue – løsbunngradient (fuktighetsgradient). Dette systemet ligger også til grunn for behandling av myr i Natur i Norge (NiN 2.0; Halvorsen et al. (2015)). Flatberg (2013) relaterer forekomster hos torvmoser (*Sphagnum*) til disse gradientene.

GEST-tilnærming (Greenhouse gas Emission Site Types) er basert på vegetasjonens utforming, og ble utviklet for å gjøre det mulig med storskala vurdering av klimagassutslipp fra torvmarksområder uten omfattende målinger av gassfluks (Couwenberg et al. 2008, 2011). Vegetasjonens utforming er en egnet proxy for å vurdere klimagassutslipp fordi økologiske variabler som er viktige for vegetasjonens sammensetning (fuktighet, pH, næringstilgang, arealbruk) i stor grad også avgjør størrelsesordenen på klimagassfluks samt hvilke klimagasser som er involvert. Gjennomsnittlig årlig vannstands nivå ser ut til å ha sterkest effekt på klimagassfluks (avsnitt 5.2.3, figur 20), og dette kan relateres til artsgrupper langs fuktighetsgradienten. I tillegg har planter med luftvev en sterk påvirkning på metanutslipp fra våte områder, fordi luftvevet virker som en snarveg mellom den anaerobe rotsonen der metan dannes og atmosfæren (figur 24). Eksempler på arter med denne effekten er starr, duskull, siv, strandrør, takrør, sivblom og bjønnskjegg (*Carex* spp., *Eriophorum angustifolium*, *Juncus* spp., *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Scheuchzeria palustris*, *Trichophorum* spp.).



Figur 24. Årlig metanutslipp ($\text{kg CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) fra torvmark sett i forhold til tetthet av blader med luftvev (antall m^{-2}) hos torvull og sivblom (*Eriophorum vaginatum*, *Scheuchzeria palustris*). Lineær regresjon [$y = 0.24 \times x$; $n = 29$; $r^2 = 0.91$, $p < 0.01$]. Gjennomsnittlig årlig vannstands nivå er > -20 cm i alle områder med målinger. Etter Couwenberg et al. (2011).

Basert på denne kunnskapen er det angitt CH_4 - og CO_2 -utslippsfaktorer for ulike vegetasjonsutforminger. Direkte målinger av gassfluks for kalibrering er ikke tilgjengelig for alle vegetasjonsutforminger, men en matrise av mulige vegetasjons-utforminger gjør det mulig å ekstra- og interpolere gassfluks langs ulike (multidimensjonelle) akser. For å verifisere angitte utslippsfaktorer

kan det gjøres en tredelt vurdering av: 1) Klimagassfluks i forhold til vegetasjons-utforminger; 2) klimagassfluks i forhold til vannstands nivå; og 3) vegetasjons-utforminger i forhold til vannstands nivå.

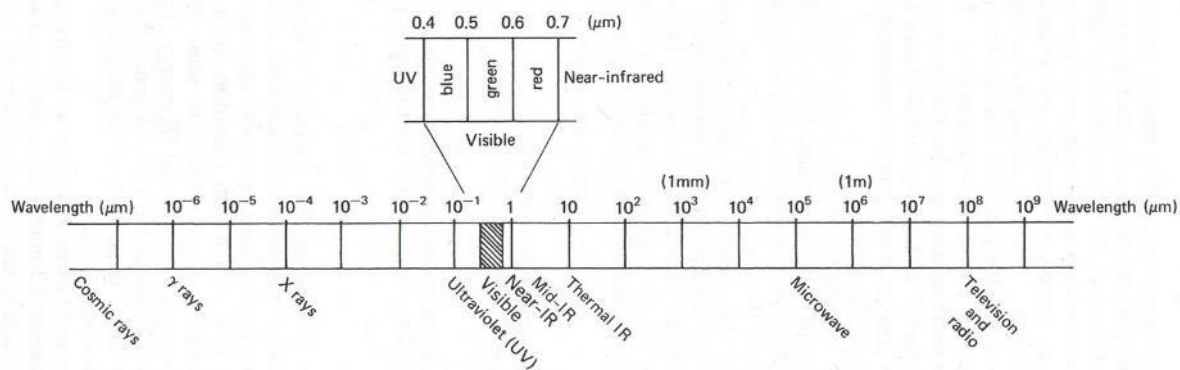
En fordel med å bruke vegetasjon som proxy er at den reflekterer vannstands nivå over tid, og gir dermed en indikasjon på gjennomsnittlig klimagassfluks over år. Videre gir det mulighet for kartlegging på fin skala (f.eks. 1 : 2500 – 1 : 10 000). Det er imidlertid også en rekke klare svakheter med vegetasjon som proxy for klimagassfluks (Joosten & Couwenberg 2009):

- Ulike interaksjoner mellom arter på ulike steder kan føre til at samme art har ulik verdi som indikator (Kotowski et al., 1998; Koska et al., 2001), og dette gjør det nødvendig med kalibrering av forholdet mellom vegetasjon, vannstands nivå og klimagassfluks for ulike klimatiske og plantegeografiske regioner.
- Vegetasjon responderer sakte på endringer i miljøforhold. Det kan ta flere år før endringer som en følge av rewetting reflekteres godt i vegetasjonens sammensetning. Noen umiddelbare indikasjoner kan vi få gjennom at enkelte arter raskt går ut, men etablering av nye arter kan ta tid. Der hvor diasporer av relevante arter er tilgjengelige i området som restaureres ved rewetting (f.eks. i intakte areal eller i grøfter) vil rekolonisering generelt gå fort. Perioden der vegetasjon ikke reflekterer endrede miljøforhold godt nok strekker seg generelt ikke ut over fem år (som er standard frekvens for verifisering i karbonprosjekt). I denne perioden kan andre parametre (særlig vannstands nivå) brukes for å gi en adekvat indikasjon på klimagassfluks.
- For noen vegetasjons-utforminger er det mangel på målinger av klimagassfluks, og det betyr at det kan være en betydelig romlig og temporær variasjon som enda ikke er godt nok integrert i de tilknyttede GEST-verdiene (Beetz et al. 2013, Huth et al. 2013). Det trengs mer forskning for å forbedre disse verdiene (Bärisch & Tanneberger 2011).
- Drenert torvmark med bar torv over store områder kan opptre f.eks. i torvtak som er tatt ut av drift. I slike områder kan vi ha ekstreme svingninger i temperatur og fuktighet, og sammen med næringsfattige forhold kan dette hemme etablering av ny vegetasjon. Når forholdene er slik har arter og vegetasjon mindre verdi som indikatorer, og bør tolkes forsiktig. Tilleggs-observasjoner av vannstands nivå vil være nødvendig for å vurdere klimagassfluks.

5.2.6 Automatiske tilnærminger basert på fjernmåling

5.2.6.1 Innledning

Fjernmåling består grunnleggende sett av to prosesser; datainnhenting og dataanalyse. Innhenting av data skjer ved hjelp av sensorer som registrerer bølger i det elektromagnetiske spekteret som reflekteres eller sendes ut fra jordoverflata, f.eks. synlig lys, radiobølger, infrarød stråling, ultraviolet lys og røntgenstråling (figur 25).



Figur 25. Det elektromagnetiske spekteret (Lillesand et al. 2008).

Fjernmålingssensorer kan registrere fra fly/ballonger etc. eller fra satellitter i rommet, og rombaserte metoder er viktigst for å kartlegge store regioner, mens sensorer på fly/ballonger kan gi bedre oppløsning for mindre områder.

Bildene en sensor gir avhenger bl.a. av sensortype, oppløsning, omløpsbane og størrelse på utsnitt. Informasjonen lagres vanligvis som piksler, og en piksel representerer gjennomsnittsverdien for refleksjon fra objekter innen et gitt areal. Pikselstørrelsen avgjør den romlige oppløsningen.

Fire typer oppløsning er av betydning:

- Romlig oppløsning, dvs. hvor lite et objekt kan være og fortsatt kunne skilles fra omgivelsene
- Spektral oppløsning, dvs. antall bånd, frekvenser og båndvidde som en sensor kan fange opp
- Radiometrisk oppløsning, dvs. evnen til å fange opp intensitet/lysmengde i en piksel (sensitivitet for fotonantall)
- Temporær oppløsning, dvs. frekvens på opptak fra samme område

Passive sensorer registrerer refleksjoner av elektromagnetiske bølger fra jordoverflata, og omfatter bl.a. optiske data. Aktive sensorer, som radar og LIDAR, sender aktivt ut stråling og måler differansen mellom signalet som sendes ut og signalet som reflekteres.

5.2.6.2 Optiske data

Vi kan få optiske data fra flybilder og fra satellittopptak, og i det følgende går vi inn på noen muligheter.

Digitale flybilder tas av digitale kamera som monteres på fly, helikopter eller droner. Slike kamera har stor variasjon med tanke på tekniske spesifikasjoner. Dette er metoden som brukes ved omløpsfotografering i Norge, og det gjøres nå opptak med svært høy oppløsning (i hvert fall ned mot 10 x 10 cm piksler). På nye opptak er det vanligvis standard med inkludering av infrarødt spekter i tillegg til synlig lys, men det er vanlig at prosessering av infrarøde data må bestilles særskilt. Digitale flybilder benyttes ved kartlegging av typisk høgmyr i Norge (Lyngstad et al. 2012, Lyngstad & Vold 2015). Digitale flybilder bestilles fra Statens kartverk (<http://kartverket.no/geodataarbeid/Flyfoto/>).

Landsat er en serie satellitter med formål å skaffe data om ressurser på jorda. Den første satellitten ble sendt opp i 1972, og til nå har sju Landsat-satellitter blitt sendt opp (Landsat 1-5 og 7-8). Landsat har et bredt utvalg sensorer (for tekniske spesifikasjoner se Barthelmes et al. (2015b)). Om bord på Landsat 8 er en multispektral sensor med ni bånd med romlig oppløsning på (15-) 30 m, noe som er bra nok til kartlegging i skala 1 : 50 000. Landsat kan brukes til å skille mellom jord og vegetasjon, kartlegge biomassemengde, skille mellom ulike typer vegetasjon, samt å måle fuktighet i jordsmonn og vegetasjon. Alle Landsat-data er fritt tilgjengelige fra United States Geological Survey (USGS).

SPOT (Système pour l'Observation de la Terre) ble initiert av den franske regjeringen i 1978 (Lillesand et al. 2008), og er et kommersielt program med sju satellitter så langt (SPOT-1 til SPOT-7). For tekniske spesifikasjoner se Barthelmes et al. (2015b). SPOT-6 og -7 har romlig oppløsning på (1,5-) 6 m.

RapidEye er fem like, kommersielle satellitter sendt opp i 2008. De kan gi høgoppløselige data nesten på daglig basis, og den romlige oppløsningen er 5m. Frekvente repetisjoner på opptak er viktig i regioner med mye skydekke siden det øker muligheten for adekvat arealdekning og overvåking med en viss detaljeringsgrad.

Terra og **Aqua** hører til under NASAs Earth Observing System (EOS), og har to sensorer med stor spektral rekkevidde (Advanced Spaceborn Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) og Moderate Resolution Imaging Spectro-Radiometer (MODIS)). Disse er egnet for å

overvåke arealbruk, ASTER har en oppløsning på 15-90 m, og MODIS på 0,25-1 km. Data er fritt tilgjengelig fra NASA.

Sentinel-2 vil gå i polar omløpsbane, og har multispektrale sensorer med høg oppløsning (10-60 m) beregnet på overvåking av vegetasjon, jordsmonn og vatn. Programmet er utviklet av European Space Agency (ESA), og vil levere gratis data. For å få frekvente opptak (hver femte dag ved ekvator) skal to identiske satellitter gå i samme omløpsbane. Den første satellitten ble sendt opp i 2015, og den neste vil skytes opp i 2016.

Vellykket kartlegging av torvmark har blitt gjennomført med optiske data fra sensorer med midtlig oppløsning (Landsat), men nye opptak med høg oppløsning (fra f.eks. IKONOS (4 m romlig oppløsning, multispektral) eller WorldView-2 (2 m romlig oppløsning, multispektral)) gir nye muligheter for avgrensning og overvåking av torvmark. Etter som nye sensorer blir tilgjengelige vil disse mulighetene bli enda bedre (f.eks. WorldView-3 med 1,24 m romlig oppløsning eller Sentinel-2 med 10 m romlig oppløsning).

5.2.6.3 Radar data

Radar virker ved å sende ut pulser av mikrobølger og registrere refleksjoner fra objekter (Lillesand et al. 2008). Metoden er uavhengig av dagslys, og fungerer i skyet vær og skodde.

SRTM (Shuttle Radar Topography Mission; NASA og National Imagery and Mapping Agency (NIMA)) samlet interferometridata ved overflyvninger 11.-22.2 2000, og 99.9 % av landarealet mellom 60°N og 56°S ble dekt. For det meste av arealet ble det produsert digitale høgdemodeller (DEM) med en oppløsning på ca. 90 m. SRTM dekker bare den sørligste delen av Norge.

Satellitten JERS-1 ble sendt opp av «National Space and Development Agency of Japan» i 1992 (og fungerte til 1998), og bar med seg en optisk sensor og en «Synthetic Aperture Radar» (SAR). Systemet hadde en oppløsning på 18 m og dekket 75 km i bredda ved en vinkel på 15°. ALOS ble sendt opp i 2006 som en arvtager etter JERS, og var utstyrt med en «Phased Array L-band Synthetic Aperture» (PALSAR). SAR-bilder med god kvalitet kan ved hjelp av SAR interferometri brukes til å generere DEM med 5 m nøyaktighet. SAR kan se gjennom vegetasjon og øvre jordlag, og kan vise viktige hydrologiske karakteristika for å skille ut våtmark. Sammenligning av bilder med ulike opptakstidspunkt kan gjøre det mulig å skille ut ulike typer myr eller våtmark. ALOS sluttet å fungere i 2011, og arvtageren ALOS-2 ble skutt opp i 2014

ERS-1 og ERS-2 (ESA) ble sendt opp i henholdsvis 1991 og 1995, og var utstyrt med radarsensorer. De fungerte til 2000 (ERS-1) og 2011 (ERS-2). De ble etterfulgt av Envisat (2002-2012) som var utstyrt med ASAR («Advanced Synthetic Aperture Radar»). Denne opererte innenfor de samme frekvensene som begge ERS-satellittene, og hadde en oppløsning på 25 m.

TerraSAR-X er en SAR-satellitt som ble skutt opp i 2007 i partnerskap mellom «German Aerospace Center» (DLR) og EADS Astrium. TerraSAR-X har vært operativ siden januar 2008. TanDEM-X ble sendt opp i 2010, og er tvillingsatellitten til TerraSAR-X. Sammen gir disse data som brukes i en verdensomspennende, homogen DEM, og denne har vært tilgjengelig siden 2014. Avhengig av format er oppløsningen 1-16 m, og tiden for å skaffe data fra et ønsket område er maksimalt 2,5 dager.

Kart med digitale høgdemodeller lages også gjennom kombinasjoner av data fra instrumentene som er nevnt over (og andre kilder i tillegg), og i slike DEM kan feil og unøyaktigheter korrigeres.

5.2.6.4 Lidar data

LIDAR (Light Detection and Ranging) er en aktiv fjernmålingsteknikk som virker ved å sende laserpulser mot bakken og så registrere refleksjon. Tidsforskyving i retursignalet utnyttes til å måle

høgdeforskjeller ned mot noen få cm. Nesten alle LIDAR-sensorer er flybårne, men det fantes en sensor på ICESat (Ice, Cloud, and land Elevation Satellite, 2003-2010). Om bord på ICESat var GLAS («Geoscience Laser Altimeter System») med et dekningsområde på jordoverflata på om lag 65 m i diameter, og som kunne gi estimat på høgde i terrenget, høgde på skog, og biomasse over bakken

5.2.6.5 Identifisering og overvåking av myr og torvmark

I vanskelig tilgjengelige områder med myr og torvmark vil kartlegging i felt være utfordrende. Fjernmåling gjør det mulig med kartlegging på slike steder, og med en god balanse mellom god dekning, god nok pålitelighet og kvantifiserbar usikkerhet. En verdifull tilnærming er «data integration» (sammenslåing av data), der vi kan kombinere fordelene med ulike fjernmålingsmetoder sett i forhold til karakteristiske trekk ved myr og torvmark:

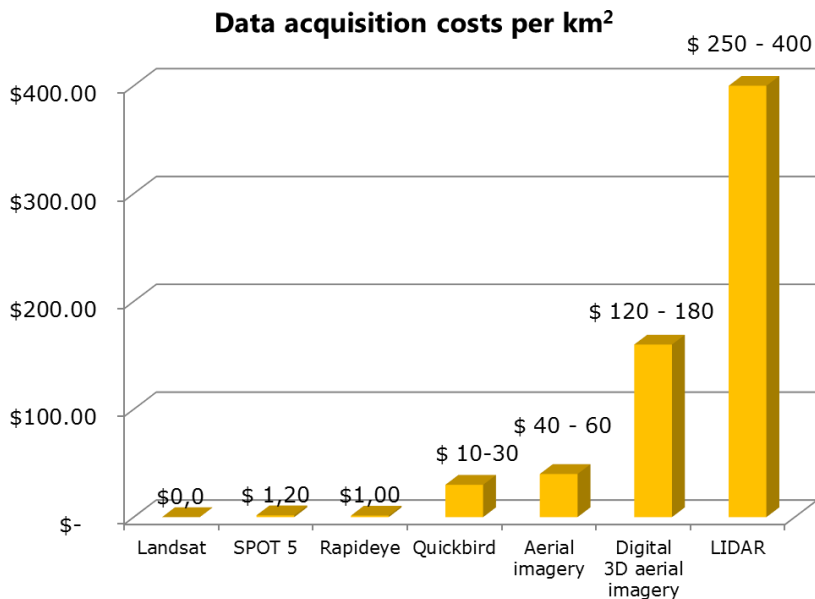
- Vegetasjon på myr (fravær av trær eller lite trær) og strukturer på overflata skiller seg fra omkringliggende areal, og kan registreres av f.eks. Landsat eller RapidEye. Skogstruktur registreres best med LIDAR.
- Myrenes unike hydrologi med relativt stabilt vannstands nivå gjennom året, eller i noen tilfeller spesifikke årstidssvingninger kan identifiseres ved hjelp av radarmålinger. Radarmålinger kan også avdekke mønstre i hydrologi innenfor myrmasse (f.eks. våte myrflater vs. tørrere myrkanter), og dette kan bidra til identifisering av myrmasse typer.
- Terreng og geologi påvirker myrenes plassering og avgrensning, og dette kan avledes fra SRTM-data.
- Overflata på intakt myr følger vannstands nivået, og det gir en lett synlig plan overflate sammenlignet med fastmark. Igjen er SRTM godt egnet for å avdekke større trekk som f.eks. konvekse torvkupler på høgmyr eller konkavt terreng på aapamyrr. Digitale høgdemodeller (DEM) fra LIDAR-målinger er mye mer nøyaktige, og kan brukes til å kartlegge grøfter. Gjennom det kan vi få informasjon om dreneringsintensitet, hydrauliske forhold i torva og andre forhold som er av interesse i forhold til utslipp, også for drenert torvmark som har ligget brakk i lang tid. Gamle optiske data (som gamle Landsatbilder og flybilder) kan brukes for å identifisere gamle grøfter som kanskje ikke lenger vises på nye opptak, men som fortsatt kan ha innvirkning på hydrologien.

Klassifisering basert på fjernmåling må kombineres med feltregistreringer på et utvalg lokaliteter, og med et adekvat statistisk design for å sikre at tolkingene er pålitelige.

Fjernmåling kan også brukes for å overvåke kvantitative endringer i arealbruk. Dette kan gjøres ved analyser som avdekker endringer mellom f.eks. flybilder eller satellittbilder tatt til ulik tid. Bruk av fjernmålingsteknikker for identifisering og overvåking av myr og torvmark er helt klart gjennomførbart, men krever en kombinasjon av inngående kjennskap til fjernmåling, GIS og myrøkologi.

5.2.6.6 Kostnader ved fjernmåling

Figur 26 gir et overblikk over kostnader forbundet med å skaffe til veie data ved ulike typer fjernmåling. I noen tilfeller kan det være mulig å benytte også relativt dyre fjernmålingsdata (som LIDAR) fordi dataene allerede foreligger. For å sette kostnadene inn i perspektiv, LIDAR-data koster typisk rundt 30-40,- NOK (\$4) per hektar. Med en utslippsfaktor på 30 t CO₂e ha⁻¹år⁻¹ vil det årlige tapet forbundet med klimagassutslipp beløpe seg til flere tusen dollar per hektar. I noen tilfeller kan fritt tilgjengelige data fra f.eks. Landsat og SRTM være gode nok til formålet.



Figur 26. Kostnader per km² ved å anskaffe fjernmålingsdata fra ulike kilder (etter Barthelmes et al. 2015b).

5.3 Overvåkingsanbefalinger

I forbindelse med rapportering av klimagassutslipp fra myr og torvmark til UNFCCC etter Kyoto-protokollen er rapportering for et år av gangen standard, og gjennom protokollens artikkel 3.4 (Wetland Drainage and Rewetting) kreves romlig oppløsning på 1 ha eller bedre.

Klimagassfluks fra torvmark med inngrep avhenger av flere parametre som kan variere mye gjennom året og mellom år, f.eks. vannstands nivå, temperatur, produksjon (av biomasse) og bruk av areal. For å finne verdier på årlig fluks må det måles mange ganger gjennom året, og dette må gjentas hvert år. Den romlige oppløsningen som kreves for å fange opp småskala-mønstre gjør at vi må ha et tett nettverk av målepunkter.

Disse kravene, samt de arbeidskrevende og komplekse teknikkene i bruk ved metodene lukket kammer og eddy covarians, vil gjøre direkte målinger av klimagasser svært dyrt som standardmetode for overvåking på stor skala. Joosten & Couwenberg (2009) estimerer kostnadene til om lag 10 000 euro ha⁻¹ år⁻¹, noe som tilsvarer knapt 100 000,- NOK ha⁻¹ år⁻¹ med dagens valutakurs. Disse metodene kan i praksis bare brukes i utvalgte områder, og da for å utvikle, kalibrere og verifisere indirekte (proxy) modeller for klimagassovervåking. Indirekte metoder kan i sin tur brukes for å overvåke større områder med metodikk etter tier-2 eller tier-3.

Bakkebasert fjernmåling har de samme romlige begrensningene som andre typer direkte målinger gjennom at det kreves mange målepunkter (hvis det ikke er særlig gunstig forhold, jf. eksempel fra Los Angeles). Fjernmåling fra luft er heller ikke godt egnet i standard overvåking fordi det kreves mange, repeterte observasjoner. Et unntak kan være hvis sensorer kan monteres på rutefly. Fjernmåling har ytterligere en ulempe gjennom at stadig flere (komplekse) prosesser med gass-transport og interferens med andre kilder til utslipp og opptak må tas med i beregningene jo lenger unna en sensor er. Dette gir økte krav til statistisk modellering, og høye krav til kalibrering og validering fra uavhengige målinger fra alternative metoder for direkte måling.

Rombaserte sensorer har enda ikke god nok oppløsning til å overvåke klimagassfluks nøyaktig nok. Raske forbedringer er venta, men så langt er verken eksisterende eller planlagte instrumenter gode nok. Fjernmåling, inkludert modelleringen som må til for å beregne estimat på fluks av

klimagasser i atmosfæren, vil kreve videre utvikling før de kan estimere fluks nøyaktig nok til å tilfredsstillende kravene til overvåking etter internasjonale avtaler.

Vår konklusjon er at direkte målinger av klimagasser enten er for dyrt, usikkert eller umodent teknologisk for overvåking på stor skala. Direkte målinger er likevel helt nødvendige for å skaffe data slik at vi kan utvikle og ta i bruk indirekte (proxy) metoder, og metodene med målinger i lukket kammer og eddy covarians er best egnet fordi de er godt utprøvd, og målinger i lukket kammer er allerede i bruk her til lands.

Blant de indirekte metodene er det flere som er godt egnet og aktuelle i Norge. Arealbruk og arealdekke er metoden som per i dag brukes ved vurdering av utslipp fra myr og torvmark (jf. NIS Norway 2015), og dette er en praktisk og rimelig tilnærming. For å få et resultat som avspeiler de virkelige utslippene er vi imidlertid avhengige av gode data på areal og arealbruk samt godt funderte utslippsfaktorer (se kapittel 3). Vår gjennomgang viser at gode og fullstendige arealdata er mangelvare, og dette må til hvis denne indirekte metoden skal gi godt resultat. Det betyr i praksis en sterk satsing på kartlegging av inngrep i myr og torvmark. Det er grunn til å tro at utslippsfaktorene som benyttes av IPCC er relevante også for norske forhold, men det bør settes i gang et arbeid for å få bedre kunnskap om dette. Vi har en svært variert natur med store regionale ulikheter, og de reelle utslippene fra samme type inngrep vil derfor mest sannsynlig variere. Mer presise utslippsfaktorer vil gi mer presise anslag på utslipp. Overvåking med direkte målinger av klimagassfluks i et nettverk av målestasjoner vil være sentralt for å oppnå dette.

Vi mener det bør benyttes et utvalg indirekte metoder i tillegg til, eller i stedet for, arealbruk og arealdekke. Vegetasjon som proxy (GEST-metodikk) vil kanskje være enklest å ta i bruk hos oss, blant annet fordi vi har god generell kunnskap om myrvegetasjon, og det vil kreve mindre tekniske installasjoner og sjeldnere oppfølging med innhenting av data enn mange andre metoder. Det vil imidlertid kreves et systematisk og grundig forarbeid for å kalibrere metoden for norske forhold, både med tanke på å jamføre f.eks. GEST-enheter med tilsvarende enheter i klassifiserings-systemer som er brukt hos oss (eks. Fremstad (1997) og NiN 2.0 (Halvorsen et al. 2015)), og med tanke på å finne ut om forholdet mellom vegetasjon og utslipp er det samme i Norge som i andre regioner. Vannstands nivå er den variabelen som best forklarer klimagassfluks, og den bør benyttes overalt der det settes i gang overvåking. For å få gode data om vannstands nivå må vi enten ha mange målepunkter der det er korte intervall mellom målingene, eller utarbeide gode hydrologiske modeller. Begge deler krever betydelige ressurser i form av utviklingsarbeid, investeringer eller drift, og det vil begrense anvendelsen av metoden.

Fjernmålingsteknikker blir stadig mer aktuelle etter som tilgjengelige data får stadig bedre oppløsning og kvalitet. Så langt tyder erfaringene på at bruk av satellittdata for kartlegging og overvåking av myr har begrensninger, særlig når det gjelder endringer i vegetasjon (Moen 2000b, Boresjö Bronge 2006, Erikstad et al. 2009, Johansen 2009). Dette kan imidlertid endres med tilgang av bedre data. Det er vanskelig å gi konkrete råd om valg av det ene eller andre datasettet fordi det er en gevinst i å kombinere data (se avsnitt 5.2.6.5), og fordi ulike datasett er egnet for ulike formål. I forbindelse med overvåking av inngrep i myr og torvmark og restaurering av inngrep vil vi likevel trekke fram LIDAR-data. Dette gir data med svært god oppløsning, og kan potensielt brukes til å dekke utvalgte og nokså store områder på en enkel måte. Det gir svært nøyaktig informasjon om terrengforhold, inkludert grøfter og andre lignende inngrep, og er godt nok til å lage svært nøyaktige terrengmodeller. Så langt er LIDAR-data dyrere enn andre fjernmålingsdata (se avsnitt 5.2.6.6), men kostnadene vil antakelig være mindre enn ved metoder som krever mye feltarbeid eller etablering av faste, tekniske installasjoner på bakken.

Hvis målet er å få bedre statistikk på klimagassfluks fra myr og torvmark må det, uavhengig av valg av metoder for overvåking, etableres et nettverk av studieområder. Disse studieområdene bør være representative for variasjoner i myrnatur, arealbruk og inngrep, og de bør fortrinnsvis plasseres der vi allerede har god oversikt og kunnskap om myrene. Det siste kriteriet vil gi kraftige besparinger fordi det medfører at omfattende og dyre forundersøkelser ikke vil være nødvendig, og gi bedre kvalitet på data og datatolkning. Overvåking bør knyttes til verneområder (hvis mulig), fordi det gir forutsigbar arealbruk og forvaltning. Mange verneområder er intakte, og i for-

bindelse med overvåking av klimagassutslipp fra restaurerte myrer vil de i så fall være aktuelle som kontrollområder.

Det er en del områder i Norge med eksisterende overvåking av myr, og blant disse peker Sølen-
det og Tågdalen naturreservater seg spesielt ut. I disse verneområdene har NTNU Vitenskaps-
museet drevet med overvåking i over 40 år (Moen 2000a, Øien & Moen 2006). Andre aktuelle
områder er:

- Øvre Forra naturreservat som et eksempel på et godt kjent område med overvåking (Moen et al. 1976, Øien et al. 1997), men på et mindre omfattende nivå enn Sølen-
det og Tågdalen
- Rønnåsmyra naturreservat der det allerede er et opplegg for overvåking av ei drenert,
restaurert myr som bør følges opp (Nordbakken & Halvorsen 2004)
- Midtjellmosen, Aurstadmosen og Kaldvassmyra naturreservater der det nylig er satt i
gang overvåking (Hagen et al. 2015), og der det skal restaureres i 2016
- Atlantisk høgmyr på Smøla, der det allerede er gjort direkte målinger av klimagassutslipp
ved hjelp av lukket kammer-metoden (Grønlund & Weldon 2013)
- Palsmyrlokaliteter med overvåking (Hofgaard 2005, 2006, 2009). Palsmyr er imidlertid
ikke blant de mest sentrale myrmasstypene å overvåke med tanke på klimagassfluks.

Overvåking er omtalt i faggrunnlag for handlingsplaner for høgmyr i innlandet (Moen et al.
2011a), oseanisk nedbørmyr (Moen et al 2011b) og rikmyr (Øien et al. 2015). For oseanisk ned-
børmyr og rikmyr er det gitt konkrete forslag til lokaliteter som bør prioriteres for videre under-
søkelser og overvåking. Slåttemyrlokaliteter er vurdert med tanke på skjøtsel og overvåking av
Lyngstad et al. (2013).

For å sikre at variasjonen i myrene dekkes godt opp ved overvåking foreslår vi å stratifisere (for-
dele og gruppere) lokaliteter etter myrmasstyper, vegetasjonstyper (Moen 1983) og regional va-
riasjon. Den regionale variasjonen i vegetasjonen beskrives i vegetasjonsgeografiske regioner
som deles i vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner (Moen 1998) eller i bioklimatiske regioner
med tilsvarende soner og seksjoner (Bakkestuen et al. 2008). Vi kan velge ulike tilnærminger ved
prioritering: Inkludere alle regioner; prioritere noen regioner over andre; eller ha dekning som til-
svarer dekning (arealandel) hos de enkelte regionene. Ved å inkludere alle myrmasstyper sikrer
vi at vi får dekt hele spekteret av hydromorfologiske myrtyper. Disse er i mange tilfeller korrelert
med klimatiske faktorer, og de hydromorfologiske typene vil fordele seg ulikt på vegetasjonsgeo-
grafiske eller bioklimatiske regioner. Det er også her en mulighet å benytte de hydromorfologiske
typene ved prioritering, f.eks. prioritere bakkemyr og nedprioritere palsmyr. Vegetasjonstyper bør
i tillegg inn som et kriterium ved valg av lokaliteter fordi dette ikke dekkes eksplisitt ved inndeling i
myrmasstyper. Vi vet at ulike næringsforhold gir ulikheter i utslipp, og dette vil gjenspeiles i ve-
getasjonen.

I forbindelse med overvåking av klimagassutslipp fra myr og torvmark er det viktig å huske at det
bare er klimagassfluks fra områder med inngrep som rapporteres til FNs klimapanel (se neste
kapittel). I tillegg til å dekke naturlig variasjon i myrene må et overvåkingsprogram også omfatte
ulike typer arealbruk på torvmark.

Det er helt avgjørende å både ha overvåking av drenerte og intakte myrer (kontrollområder), og å
starte overvåking før restaurering gjennomføres. Det siste er innlysende; vi kan ikke si noe om ef-
fekten av restaurering uten å vite hvordan situasjonen var før tiltaket ble gjennomført. Viktigheten
av kontrollområder er også ganske innlysende; det er på denne måten vi kan si noe om endringer
i et område skyldes restaureringstiltaket eller bare er en del av en generell trend. Med adekvate
kontrollområder vil vi få konkrete tall på hva restaureringstiltak gir i form av nedgang i klimagass-
utslipp, dette vil vi se som differansen mellom målinger i kontrollområdet og området med tiltak.
Uten kontrollområder kan vi ikke si noe om årsakssammenhenger, og satt på spissen kan vi der-
for ikke påstå at en endring kan knyttes til tiltaket.

6 Internasjonalt rammeverk, restaurering og overvåking

6.1 FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og myrrestaurering

Hvilke krav vi stiller til et overvåkingsopplegg vil variere med hva som er målet med overvåkingen. I dette tilfellet er det aktuelt å gjøre rede for, og rapportere, utslipp fra myr og torvmark til FNs klimakonvensjon (United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)), i forhold til Kyotoprotokollen (KP), og i forhold til frivillige ordninger i markedet (Verified Carbon Standard (VCS)). Rapportering til IPCC skal skje med bruk av de beste, mest sannsynlige estimatene, mens rapportering gjennom systemet med VCS krever bruk av konservative estimat.

FNs klimakonvensjon ble utarbeidet under FNs miljø- og utviklingskonferanse (UNCED) i Rio de Janeiro i 1992, og trådte i kraft i 1994. 196 parter har så langt (2015) sluttet seg til UNFCCC, og dette omfatter alle medlemsland i FN samt Niue, Cook-øyene og EU. Målet for klimakonvensjonen er «å oppnå stabilisering i konsentrasjonen av drivhusgasser i atmosfæren på et nivå som vil forhindre farlig menneskeskapt påvirkning av klimasystemet» (UNFCCC artikkel 2).

Utvikling i forhold til dette målet overvåkes gjennom jevnlig rapportering av klimagassutslipp fra signaturstatene. Rapportering skjer for sektorene energi, industrielle prosesser og bruk av produkter, jordbruk, avfall, samt arealbruk, endringer i arealbruk og skogbruk (Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF)). Innen LULUCF rapporteres det for seks kategorier arealbruk; skog, dyrkamark, beite, våtmark (inkludert myr), annen utmark og bebyggelse (tabell 10). Disse er relativt strengt definert, men det gis noe rom for tilpasninger på nasjonalt nivå. Det er bare klimagassfluks fra areal som er tatt i bruk gjennom menneskelig aktivitet som blir inkludert, klimagassfluks fra intakte, uforstyrrete økosystem tas ikke inn i dette regnskapet.

Torvmark nevnes eksplisitt i definisjonen av arealbrukskategorien våtmark, men vi kan ha utslipp fra torvmark og torvjord i alle kategoriene innen LULUCF, samt i jordbrukssektoren. Ved rapportering til UNFCCC og Kyotoprotokollen er det ulike bestemmelser for mineraljord og torvjord, og det skyldes at tilstedeværelse eller fravær av torv har store konsekvenser for klimagassutslipp.

Kyotoprotokollen er den eneste juridisk bindende mekanismen under Klimakonvensjonen. Den ble vedtatt i 1997, og trådte i kraft i 2005. I den første forpliktelsesperioden (2008-2012) forpliktet 37 i-land (Annex I-land) seg til å kollektivt redusere utslipp av klimagasser med 5,2 % i forhold til 1990-nivået.

Kyotoprotokollen ble først og fremst framforhandlet for å bremse klimagassutslipp fra den industrielle sektoren. Samtidig ble det åpnet for å inkludere LULUCF-sektoren for å kompensere for utslipp gjennom bedre arealforvaltning. Rapportering av klimagassfluks under UNFCCC følger kategorier for arealbruk («land-based»), mens det under Kyotoprotokollen spesifiseres for ulike typer menneskelig aktivitet («activity based») (tabell 10).

Påskoging og avskoging var de første typene aktiviteter som ble påtenkt som mulige karbonsluk, og det ble krav om rapportering av disse fra begynnelsen (KP art. 3.3). For alle de andre aktivitetene (f.eks. skogforvaltning, forvaltning av dyrkamark, forvaltning av beite, revegetering; tabell 10) ble det bestemt at rapportering skulle gjøres frivillig (KP art. 3.4), og det var opp til hvert enkelt land å velge om klimagassfluks forbundet med disse aktivitetene skulle tas med i regnskapet eller ikke.

I den første forpliktelsesperioden valgte fire av 37 land å inkludere forvaltning av dyrkamark, kun to inkluderte forvaltning av beite, og tre inkluderte revegetering. Norge tok ikke med noen av disse aktivitetene. Årsakene til at partslandene var tilbakeholdne med å inkludere slike aktiviteter ved rapportering var kompleksitet ved overvåking og antatt negativ påvirkning på det nasjonale klimagassbudsjettet. Til sammenligning valgte 23 land å inkludere skogforvaltning fordi overvåking av endringer i karbonlageret i skog (som en proxy for klimagassfluks, se avsnitt 5.2.1) var enklere, og et positivt utfall for karbonbudsjettet var forventet.

Fordi det er betydelige klimagassutslipp fra drenert torvmark (avsnitt 3.3) vil rewetting være gunstig for klimaet uavhengig av hvilken type menneskelig aktivitet som er involvert. I Kyotoprotokollen var det imidlertid (tidligere) ikke tillatt å rapportere kun for rewetting av drenert torvmark. Et land måtte velge en aktivitet i sin helhet, og det måtte da gjøres rede for effekten av alle typer virksomhet på alt areal som ble berørt av den aktuelle aktiviteten. Hvis for eksempel Tyskland ville rapportere på forvaltning av beite for å få med reduksjoner av utslipp fra 600 km² beite på torvmark som hadde blitt restaurert siden 1990, så måtte det samtidig rapporteres for de resterende 6000 km² beite på drenert torvmark, samt for 60 000 km² beitemark på mineraljord. Da ville det kreves ikke bare overvåking for å dokumentere effekter av rewetting, men også av gjødsling, jordbearbeiding og alle andre typer virksomhet som kan påvirke klimagassfluks på areal med denne typen menneskelig aktivitet.

Skjevfordelingen mellom kostnad og arbeidsbyrde og forventede reduksjoner førte til at de fleste land valgte bort de aktivitetene som var frivillige å rapportere. Med andre ord, inntil nylig var bestemmelsene for rapportering under Kyotoprotokollen med på å forhindre rewetting av myr og torvmark.

Siden 2008 har UNFCCC forsøkt å finne en måte å komme ut av dette uføret på (Joosten 2011), og i 2011 ble en ny (frivillig) aktivitet under Kyotoprotokollen vedtatt (med det forvirrende navnet «Wetland Drainage and Rewetting») for å gjøre det mulig med direkte rapportering for rewetting av myr og torvmark. For den andre forpliktelsesperioden under Kyotoprotokollen (2013-2020) har UNFCCC også utvidet antall aktiviteter med krav om rapportering, og dette gjelder nå skogforvaltning, samt alle aktiviteter ulike land allerede hadde valgt å rapportere for den første forpliktelsesperioden (tabell 10).

Drenering og rewetting av våtmark («Wetland Drainage and Rewetting») gjør det mulig å ta hensyn til rewetting av myr og torvmark som faller utenfor andre obligatoriske eller valgfrie aktiviteter. Aktiviteten har blitt opprettet for å støtte en hotspot-tilnærming til rewetting av myr og torvmark, både i påvente av fullstendig rapportering for alle prosesser knytta til arealbruk, og i påvente av at alle aktiviteter under artikkel 3.4 skal bli obligatoriske.

Krav til overvåking avhenger av målene med rapporteringen. Det generelle prinsippet som skal følges ved rapportering under Kyotoprotokollen er beste (mest plausible) estimat, men at det må angis usikkerhet for estimatene. For tier-1 verdier er beste estimat og tilknyttet usikkerhet oppgitt hos Hiraishi et al. (2014a, b).

Mekanismene Clean Development Mechanism (CDM) og Joint Implementation (JI) i Kyotoprotokollen (se avsnitt 5.2) følger imidlertid prinsippet om konservative estimat. Dette gjelder også storparten av det frivillige markedet, slik som Verified Carbon Standard (VCS). En konservativ tilnærming betyr at det kan ligge en gevinst i å skaffe til veie et bedre datagrunnlag sjøl om det ikke endrer de mest plausible anslagene. Gjennom at bedre datagrunnlag kan gi mindre usikkerhet kan det lede til at vi kan påberope oss større klimakvoter gjennom f.eks. rewetting.

Referansenivå er en viktig og relevant parameter med grunnleggende konsekvenser for beregning av oppnådde reduksjoner av klimagassutslipp.

Tabell 10. Oversikt over arealbrukskategorier i klimakonvensjonen (UNFCCC), samt obligatoriske eller frivillige aktiviteter under Kyotoprotokollens første (2008-2012) og andre (2013-2020) forpliktelsesperiode. I prinsippet henger aktiviteter under Kyotoprotokollen ikke sammen med kategorier i klimakonvensjonen, men for skog/skogforvaltning og dyrkamark/forvaltning av dyrkamark er det en klar sammenheng (etter Joosten et al. i trykk d)

Arealbrukskategorier under klimakonvensjonen		Aktiviteter under Kyotoprotokollen			
Kategori	Definisjon (etter IPCC 2003 GPG LULUCF)	Aktivitet	Definisjon (etter 16/CMP.1)	2008-2012	2013-2020
Skog	Alt areal med skog, inkludert vegetasjon som antas å ville kunne tilfredsstillere kravet sjøl om den ikke gjør det for tida	Påskoging	Konvertering til skog fra areal som ikke har vært skog på minst 50 år ved direkte, menneskelig inngripen	Obligatorisk	Obligatorisk
		Avskoging	Konvertering fra skog til areal som ikke er skog ved direkte, menneskelig inngripen		
		Skogreising	Konvertering til skog fra areal som ikke er skog ved direkte, menneskelig inngripen		
		Skogforvaltning	Forvaltning og bruk av skog for å oppnå mål som er relevante for skogens økologiske, økonomiske og sosiale funksjoner		
Dyrkamark	Pløyd mark (åker), og «agro-forestry systems» der vegetasjonen ikke tilfredsstiller kravet til skog	Forvaltning av dyrkamark	Forvaltning av areal der jordbruksavlinger dyrkes, samt areal som er satt av eller midlertidig tatt ut av drift, men med dette formålet	Frivillig	Frivillig (hvis ikke aktiviteten var valgt i første forpliktelsesperiode)
Beitemark	Beitemark og eng som ikke anses som åker, og der vegetasjonen ikke tilfredsstiller kravet til skog	Forvaltning av beitemark	Forvaltning av areal som brukes til beite, og der skjøtselen har som mål å påvirke mengde og type vegetasjon, og gjennom det, type og mengde beitedyr		
Annen utmark	Bar jord, berg i dagen, is, og annet areal uten inngrep som ikke faller inn under noen av de andre fem kategoriene	Revegetering	Direkte, menneskelig aktivitet med mål om å øke karbonlageret på en lokalitet gjennom å etablere vegetasjon, og der dette ikke kommer inn under definisjonene av påskoging eller skogreising.		
Våtmark, inkludert myr	Areal som står under vatn eller er vassmetta hele eller deler av året (f.eks. myr og torvmark), og som ikke er skog, dyrkamark, beitemark eller bebyggelse	Drenering og rewetting av våtmark	Forvaltning gjennom drenering og rewetting på areal med torvjord. Aktiviteten gjelder for areal som har blitt drenert etter 1990, og for areal som har blitt restaurert ved rewetting siden 1990, og som ikke er inkludert under andre aktiviteter.		
Bebyggelse og tekniske inngrep	Alt bebygd areal, inkludert infrastruktur og bebyggelse av all størrelse, så lenge det ikke er inkludert i andre kategorier				

6.2 Referansenivå

For å bestemme størrelsen på utslippsreduksjoner er det nødvendig å ha en referanse å sammenligne med, og reduksjon i utslipp uttrykkes som en endring i forhold til denne referansen. FNs klimapanel benytter året 1990 som referanse. Tiltak under Kyotoprotokollens artikkel 3.3. og 3.4. opererer med tre ulike referansenivå (samtidig), og de ulike referansenivåene gir ulik beregning av reduksjon av utslipp. «Net-net»-beregning har 1990 som referanse, og dette gjelder myr og torvmark brukt som beitemark, dyrkamark, torvtak, samt i verneområder. «Gross-net»-beregning ser kun på utslippene i løpet av en prosjektperiode, og ved restaurering av myr er dette knytta til f.eks. fjerning eller planting av trær. Referansenivåberegning («forward looking baseline») brukes for trebevokst myr og torvmark. Såkalte referansenivå-regnskap følger Kyoto-protokollens fleksible mekanismer og ordninger gjennom det frivillige markedet for alle typer av restaurering av myr og torvmark (von Unger et al. 2015).

Tabell 11 viser de kompliserte (og inkonsekvente) reglene som har blitt utviklet for rapportering knytta til myr og torvmark innen LULUCF og Kyotoprotokollen. IPCC har samtidig utviklet omfattende veiledning for rapportering av utslipp og utslippsreduksjoner fra myr og torvmark (Hiraishi et al. 2014a, 2014b).

Urimelighetene i dette systemet er åpenbare. LULUCF-aktivitetene påskoging, skogreisning og avskoging (artikkel 3.3 i Kyotoprotokollen) følger en «gross-net»-tilnærming, noe som betyr at det bare er utslipp og utslippsreduksjoner som finner sted i løpet av forpliktelsesperioden som regnes med, og uten å sammenligne med et referanseår. Ved rapportering av LULUCF-aktivitetene forvaltning av dyrkamark, forvaltning av beitemark, revegetering samt drenering og rewetting av våtmark (artikkel 3.4 i Kyotoprotokollen) følges imidlertid «net-net»-tilnærmingen, noe som betyr at utslipp og utslippsreduksjoner som finner sted i løpet av forpliktelsesperioden sammenlignes med et referanseår (1990). I den første forpliktelsesperioden fulgte rapportering for LULUCF-aktiviteten skogforvaltning en «gross-net»-tilnærming, mens det i den andre forpliktelsesperioden følger en tilnærming med referansenivåberegning («forward looking baseline»). Dette betyr at det bare skal rapporteres utslipp og utslippsreduksjoner som avviker fra et tenkt, framtidig referansenivå.

Konsekvensene av at det anvendes ulike referansenivå kan være betydelige for rewetting av myr og torvmark i Norge. Hvis det gjennom restaurering av skogbevokst torvmark hogges ut skog, eller vannstands nivået øker så mye at etablert skog dør, må dette rapporteres under aktiviteten avskoging. Dette vil altså bestandig måtte bli rapportert som en klimabyrde, sjøl om rewetting gir en betydelig nedgang i utslipp av klimagasser sammenlignet med den drenerte tilstanden. Dette skyldes at «gross-net»-tilnærmingen som brukes for avskoging ikke tar hensyn til (relative) utslippsreduksjoner, men kun til absolutte utslipp som skjer innenfor perioden det rapporteres for. Sjøl etter rewetting forblir torvmark ofte kilder til netto utslipp (se avsnitt 4.2), og mens «net-net»-tilnærmingen tar hensyn til faktiske reduksjoner, tar «gross-net»-tilnærmingen bare hensyn til gjenværende utslipp.

Parter (land) som forplikter seg til å redusere utslipp av klimagasser gjennom Kyotoprotokollen trenger ikke gjøre dette med tiltak innenfor landets grenser. Protokollen tillater et system med handel med klimakvoter, dvs. at reduksjoner som oppnås i andre land kan benyttes til å oppfylle forpliktelsene. Disse mekanismene omfatter:

- International Emissions Trading (IET), der et Annex 1-land selger (deler av) overskuddet i sin nasjonale klimakvote til et annet Annex 1-land med et underskudd på klimakvoten.
- Joint Implementation (JI), der et Annex 1-land finansierer prosjekt som reduserer klimagassutslipp i et annet Annex 1-land, og får regne dette inn i sin klimakvote.
- Clean Development Mechanism (CDM), der et Annex 1-land finansierer prosjekt som reduserer klimagassutslipp i et utviklingsland (ikke Annex 1-land), og får regne dette inn i sin klimakvote.

Tabell 11. Arealbrukskategorier innen rewetting og drenering av myr og torvmark relatert til LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) -aktiviteter, samt hvordan dette skal rapporteres i den andre forplikelsesperioden for Kyotoprotokollen (2013-2020). * obligatorisk rapportering; # obligatorisk rapportering hvis det ble valg i den første forplikelsesperioden. Legg merke til at utslipp av CH₄ og N₂O fra landbruksareal (dyrkamark og beitemark) skal rapporteres under jordbrukssektoren (etter Joosten et al. i trykk d).

Arealbrukskategori	Rapportert under aktivitet	Referansenivå
Hogst og drenering av skogareal på torvjord med tanke på oppdyrking (dyrkamark eller beitemark) Hogst som medfører så stor reduksjon i evapotranspirasjon at vannstands nivået øker så mye at skogen ikke vokser opp igjen Rewetting som hever vannstands nivået så mye at skogen ikke overlever eller forynges Rewetting og hogst, f.eks. for å restaurere tilbake til åpen myr og torvmark	Avskoging*	Gross-net
Drenering av åpen myr og torvmark med tanke på skogbruk, f.eks. når åpen eller sparsomt trebevokst myr dreneres for å stimulere vekst hos trær Rewetting av åpen torvmark med tanke på skogbruk, f.eks. når vannstands nivå i beitemark på torvjord økes med tanke på skogreising	Påskoging / Skogreising*	Gross-net
Drenering av skog på torvjord, og der skogen forblir skog. F.eks. når trebevokst torvmark dreneres for å stimulere vekst hos trær Rewetting av skog på torvjord, og der skogen forblir skog. F.eks. ved økt vannstands nivå i skog på torvjord og påfølgende treslagsbytte	Skogforvaltning*	Referansenivåberegning
Drenering av åpen myr og torvmark med tanke på konvertering til dyrkamark Rewetting av dyrkamark på torvjord, og der dyrkamarka forblir dyrkamark. F.eks. når en åker restaureres ved rewetting med tanke på paludikultur	Forvaltning av dyrkamark (hvis valgt)# (jf. også jordbrukssektoren)	Net-net
Drenering av åpen torvmark for å gi bedre beite Rewetting av beitemark på torvjord, og der beitemarka forblir beitemark. F.eks. når drenert beitemark restaureres ved rewetting, og med påfølgende endring i dyrehold	Forvaltning av beitemark (hvis valgt) # (jf. også jordbrukssektoren)	Net-net
Revegetering og rewetting av åpen torvmark, f.eks. der et åpent torvtak omformes til et våtmarksområde med vegetasjon	Revegetering (hvis valgt) #	Net-net
Rewetting eller drenering (etter 1990) av åpen torvmark som så langt ikke rapporteres gjennom en annen obligatorisk eller frivillig aktivitet	Drenering og rewetting av våtmark (hvis valgt)	Net-net

Det er bare JI og CDM som er prosjektbasert, og der det er direkte sammenheng mellom reduksjon i utslipp og pengeoverføringer (via klimavoter). I CDM er det imidlertid bare tillatt prosjekter som omhandler påskoging eller skogreising (innenfor LULUCF-sektoren). JI har færre restriksjoner, og kan i teorien benyttes ved rewetting av myr og torvmark. EU har imidlertid utelukket JI fra sitt kvotehandelsystem (EU-ETS), og siden dette har styrt så godt som all etterspørsel fra både CDM og JI har det vært liten etterspørsel etter klimavoter gjennom JI.

Som en del av forhandlingene om rapportering innenfor LULUCF har partene blitt enige om å undersøke muligheter for mer fullstendig rapportering av klimagassflukser for å redusere den se-

lektive oppportunismen som så langt har preget rapporteringen. Så langt har det ikke vært framgang i forhandlingene, men det er allerede bestemt at resultatene ikke vil tre i kraft før etter 2020 (SBSTA 2013).

6.3 Kunnskapsgrunnlag, rapportering og overvåking

6.3.1 Bedre kunnskapsgrunnlag om arealbruk

Det vil være en omfattende, men overkommelig oppgave å oppdatere datagrunnlaget vedrørende restaurering av torvmark i forhold til rapportering mot Kyotoprotokollen. Det har vært mindre nygrøfting og drenering i Norge siden 1990 enn det var i tiårene før, men det foregår fortsatt en del nydyrking, og det etableres nye torvtak. Rewetting forsøkes nå i en del verneområder i regi av Miljødirektoratet, men i Norge har denne formen for restaurering så langt ikke blitt brukt i stor skala.

Det vil være helt sentralt å bedre datagrunnlaget i databasene med informasjon om utbredelse, dekning og status for torvmark og torvjord (se kapittel 3). De tre databasene vi har benyttet oss av her drives av NIBIO (to baser) og NGU. Våre analyser viser at det er til dels betydelige avvik i dekning mellom basene, og dette skyldes i hvert fall delvis ulike underliggende definisjoner (f.eks. krav til dybde på jordlag), og at det for én av basene gjenstår mye areal å kartlegge. Basene hos NIBIO har i utgangspunktet en innretning mot jord- og skogbruksformål. Det gjenspeiles i datagrunnlaget, der vi f.eks. ser at det ofte mangler data for areal som ikke har direkte interesse i landbrukssammenheng. Manglene i datagrunnlaget kan avhjelpes ved å lage bedre kart over myr og torvmarksareal, f.eks. gjennom fjernmåling (se avsnitt 5.2.6).

Det norske myrselskap etterlot seg et omfattende arkiv, og dette befinner seg nå ved myrmuseet på Smøla (<http://www.nordmore.museum.no/bes%C3%B8k-oss/sm%C3%B8la/norsk-myrmuseum>). Dette arkivet inneholder antakelig mye informasjon om drenering og oppdyrking, og kan også være en mulighet for å rekonstruere hvilke områder og hvor stort areal som er berørt. Det vil være en omfattende oppgave å gå inn i dette arkivet, og det må gjøres som et tverrfaglig samarbeid mellom historikere og bibliotekarer med erfaring fra arkiver og biologer med kompetanse innen myr.

Våre analyser viser også at drenert torvmark kan ligge i kategorien åpen myr i AR5. Dette kan f.eks. være relatert til verneområder og brakklagt jordbruksareal eller gamle torvtak. Fordi vannstands nivå er en helt sentral driver for klimagassutslipp fra torvmark er det særlig viktig å få vurdert status for drenering på alt areal med myr og torvmark eller torvjord. Dette kan gjøres ved hjelp av (gamle) flybilder/satellittbilder eller LIDAR, og der sistnevnte vil gi bedre detaljeringsgrad men til høyere pris. Grøfter er lette å se på flybilder med god oppløsning, og det finnes metoder med automatisk bildegenkjenning som kanskje kan anvendes.

I forbindelse med estimering av utslipp kan det være hensiktsmessig å prøve å stratifisere torvjord for:

- Klimasoner
- Klasser for drenering
- Næringsstatus (N, P) og kalkinnhold (pH)
- Arealbruk og intensitet (se avsnitt 3.3)

Dette vil bare være fruktbart hvis de differensierte klassene kan kobles til differensierte utslippsfaktorer (se avsnitt 6.3.2).

Anslag på utslipp (avsnitt 3.3) og reduksjon av utslipp (avsnitt 4.2) indikerer at det vil være mest å hente ved å stratifisere på dreneringsdybde for beitemark, og på differensiering i klimasoner for skog og beitemark. I NIR er nå alle kategorier klassifisert som å ha djup drenering, og det kan være umaken verd å identifisere områder med grunn drenering (og dermed lågere utslipp).

Skog og beitemark på torvmark er, ved siden av verneområder og gamle torvtak, kanskje de arealbrukskategoriene som er lettest tilgjengelig for rewetting. Det vil nok være større interesse-motsetninger knytta til rewetting av dyrkamark (på torvmark), men samtidig er det i slike områder vi kan få størst effekt av klimatiltak i form av sparte utslipp per hektar. Det vil kanskje kreve et eget, langsiktig program for å vurdere hvordan de høge utslippene fra jordbruksareal på torvmark skal kunne reduseres. Paludikultur er et eksempel på en alternativ, klimavennlig måte å bruke areal på (Wichtmann i trykk). Et program med subsidier for rewetting av verneområder, jordbruksareal og skogbruksareal kan både være kostnadseffektivt i et makroøkonomisk perspektiv, gi økosystemtjenester, og gjøre overvåking med tanke på rapportering enklere.

Det har vist seg at det ofte er vanskelig å få detaljert oversikt over områder der rewetting har funnet sted siden 1990. I Norge har det imidlertid i svært liten grad blitt gjennomført rewetting inntil nå, og det bør la seg gjøre å framskaffe en samlet oversikt over aktive tiltak. Det kan imidlertid tenkes at det er gjennomført andre tiltak som blokkerer grøfter uten at det har vært tenkt på som rewetting, og dette kan være vanskelig å avdekke. For å sikre at informasjon om areal som restaureres ved rewetting skal være lett tilgjengelig for rapportering til f.eks. KP må det lages strategier for innsamling og lagring av data i alle restaureringsprosjekter.

Den nye Kyotoprotokollen (artikkel 3.4. aktivitet «Wetland Drainage and Rewetting») sier at den romlige oppløsningen ved overvåking ikke skal være grovere enn et hektar. Dette tilsvarer krav til oppløsning ved rapportering av annen aktivitet knytta til arealbruk, og rapporteringen Norge allerede gjør er generelt sett på dette nivået. Det er vanlig med rapportering per år («annual reporting»), men i praksis oppnås ofte slik oppløsning ved å regne om fra observasjoner som gjøres over lengre tidsrom, slik som ved karbonfangst i skog.

6.3.2 Utvikling av utslippsfaktorer for høyere tier-nivå

Netto utslipp fra et landområde utledes fra aktivitetsdata («activity data») for området, og tilhørende utslippsfaktorer ved rapportering for AFOLU-sektoren (Agriculture, Forestry and Other Land Use). Det ble gjort betydelige endringer i retningslinjene for rapportering fra torvmark i «2013 IPCC Wetland Supplement» (Hiraishi et al. 2014a, 2014b), med tanke på utslippsfaktorer fra jordsmonn under tier-1-rapportering. Dette omfatter endringer i utslippsfaktorer for CO₂ og N₂O, men også inkludering av utslipp som ikke var med i retningslinjene fra 2006. Tilleggene omfatter direkte utslipp av metan fra områder og grøfter, samt karbontap via DOC (som brytes ned lenger ned i vassdraget). Det kan derfor bli betydelige økninger i rapporterte utslipp fra jordsmonn fra AFOLU-sektoren med de nye retningslinjene.

Utslipp fra myr og torvmark har i Norge karakter av å være en nøkkelkategori, og vi bør benytte tier-2-rapportering. NIS Norway (2014) benyttet tier-2 utslippsfaktorer, mens det i NIS Norway (2015) er brukt tier-1 (standard) utslippsfaktorer slik de er gitt i Hiraishi et al. (2014a, 2014b). Dette anser vi som et riktig grep fordi de nye tier-1 verdiene i stor grad er basert på data fra Skandinavia (og dermed kan anses som skandinaviske tier-2 verdier). For beitemark bruker Norge tier-1 utslippsfaktorer for torvjord i temperert klimasone (CRF tabeller 2015), og på grunn av det oseaniske klimaet i boreal klimasone hos oss kan dette regnes som et godt anslag på tier-2 utslippsfaktorer.

Karbontap fra DOC som transporteres ut av myrområder er ikke inkludert i NIS Norway (2015). Ifølge IPCC (2014) utgjør dette 0,31 t CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹ (1,14 CO₂ ha⁻¹ år⁻¹) uavhengig av arealbrukskategori. Metanutslipp fra jordbruksareal og grøfter er inkludert i NIS Norway (2015), og lystgassutslipp fra nedbryting av torvjord likeså.

6.3.3 Noen særtilfeller

Restaurering av myr og torvmark som er planta til med skog vil gi mindre klimagassutslipp. Bestemmelsen «FCCC /KP/CMP/2011/10/Add.1 (s. 19)» omhandler karbon-likestilt omgjøring av

skog («carbon equivalent forest conversions (CEF-C)»), og kan gi en mulighet til å omgå problemer med karbonregnskap som oppstår ved avskoging (se avsnitt 6.2, Hiraishi et al. 2014b). Denne bestemmelsen tillater å regnskapsføre avskoging under skogforvaltning (dvs. med en annen type referansenivå) så lenge et skogareal med tilsvarende karbonlager etableres et annet sted. Alternativt kan det undersøkes om restaurering kan skje slik at areal fortsatt kan defineres som skog, og dermed vil forbli regnskapsført under aktiviteten skogforvaltning.

Et annet særtilfelle er knytta til myr og torvmark som faller inn under klimakonvensjonens beitemarkskategori, men ikke nødvendigvis under forvaltning av beitemark etter Kyotoprotokollen. Forskjellen her er at klimakonvensjonen inkluderer alt areal som kan sees på som beite («Beitemark og eng som ikke anses som åker, og der vegetasjonen ikke tilfredsstiller kravet til skog»), f.eks. utmarksbeite på terrengdekkende myr i nedbryting, mens forvaltning av beitemark etter Kyotoprotokollen gjelder «Forvaltning av areal som brukes til beite, og der skjøtselen har som mål å påvirke mengde og type vegetasjon, og gjennom det, type og mengde beitedyr». Det siste omfatter klart beitemark på torvmark der bruken har gitt økt avling eller jammere overflate, men ved utmarksbeite er det normalt antall dyr som reguleres, ikke vegetasjonen, og situasjonen er da mer uklar. Det kan derfor argumenteres for at aktiviteten «Forvaltning av beitemark» etter Kyoto-protokollen bare gjelder for areal som skjøttes aktivt med tanke på å gi bedre beite.

6.4 Videre arbeid

Datatilfanget om utslipp fra torvmark ved ulike former for arealbruk er i rask økning, og gir en økende forståelse for faktorer som påvirker klimagassutslipp under ulike miljøforhold (se f.eks. Hiraishi et al. (2014a, 2014b) og figur 20). I Norge er vi i den heldige situasjon at det er gjort betydelig forskning på klimagassutslipp fra myr og torvmark i våre naboland. I det videre arbeidet er det viktig at norske forskningsmiljø og forvaltningsmyndigheter deltar mer aktivt i det omfattende arbeidet som foregår.

Norge har en større variasjon i naturtypen myr enn noe annet land i Europa, eventuelt med unntak av Russland. Utslippene av klimagasser varierer sterkt mellom ulike hydromorfologiske typer og mellom ulike vegetasjonstyper. Når det gjelder oseaniske myrer har vi mye kunnskap å hente fra studier i Storbritannia. Spesielt gjelder dette terrengdekkende myr, men også andre forhold ved restaurering av oseanisk myr. Det foreligger en omfattende litteratur, der vi her spesielt henviser til oppsummeringen som er gjort i Bain et al. (2011). Samarbeid mellom nordiske land er spesielt viktig og tidligere omtalt, f.eks. Joosten et al. (i trykk c). I tillegg vil vi spesielt peke på det omfattende arbeidet som er gjort i Finland, der Similä et al. (2014) gir et sammendrag. For typiske høgmyrer og andre mer kontinentale myrtyper har vi mye å hente av kunnskap fra finske og svenske studier. Bakkemyr er den vanligste av myrtypene i Norge, og her har vi et spesielt ansvar da våre bakkemyrer er svært varierte (med hensyn til f.eks. helning, vegetasjon, tidligere bruk, gjenvoksing). Bakkemyrene er lite fokusert gjennom europeiske studier av myrenes klimagassutslipp og restaurering. Store bakkemyrområder (dels med rik vegetasjon) er grøftet i Norge, og disse kan ha store CO₂-utslipp. Her bør det inn en spesiell satsing fra norske miljøer.

Vi anbefaler å få på plass et forskningsprogram for å kalibrere utslipp fra norsk myr og torvmark i en internasjonal kontekst. Sammenligninger med utslipp fra andre steder kan enten bekrefte at utslippsfaktorer er nokså like mellom regioner, eller vise i hvilken grad egne tier-2 utslippsfaktorer for Norge er fornuftig og nødvendig. Det vil være av særlig interesse å få mer kunnskap om kortvarige utslipp av metan like etter rewetting, her er det kunnskapsmangel også internasjonalt. Et gjennomtenkt og godt planlagt forskningsprogram med fornuftige økonomiske rammer vil kunne gi innsikt i slike problemstillinger i løpet av om lag fem år fra oppstart av forskningsarbeidet.

7 Referanser

- Alm, J., Shurpali, N.J., Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T., Lohila, A., Maljanen, M., Martikainen, P.J. & Mäkiranta, P. 2007. Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands. – *Boreal Environment Research* 12: 191–209.
- Armentano, T.V. & Menges, E.S. 1986. Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. – *Journal of Ecology* 74: 755-774.
- Armstrong, J., Jones R.E. & Armstrong, W. 2006. Rhizome phyllosphere oxygenation in *Phragmites* and other species in relation to redox potential, convective gas flow, submergence and aeration pathways. – *New Phytologist* 172: 719–731.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. 2008. Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland. – S. 50-67 i Gelbrecht, J., Zak, D. & Augustin, J. (red.) Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern - Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Berichte des IGB Heft 26. IGB, Berlin.
- Bain, C.G., Bonn, A., Stoneman, R., Chapman, S., Coupar, A., Evans, M., Gearey, B., Howat, M., Joosten, H., Keenleyside, C., Labadz, J., Lindsay, R., Littlewood, N., Lunt, P., Miller, C.J., Moxey, A., Orr, H., Reed, M., Smith, P., Swales, V., Thompson, D.B.A., Thompson, P.S., Van de Noort, R., Wilson, J.D. & Worrall, F. 2011. IUCN UK Commission of Inquiry on Peatlands. – IUCN UK Peatland Programme, Edinburgh.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – *J. Biogeogr.* 35: 1906-1922.
- Barthelmes, A., Ballhorn, U. & Couwenberg, J. 2015b. Consulting Study 5: Practical guidance on locating and delineating peatlands and other organic soils in the tropics. – The High Carbon Stock Science Study 2015. Verdensveven: <http://www.carbonstockstudy.com/resource-centre/reports>.
- Barthelmes, A., Couwenberg, J., Risager, M., Tegetmeyer, C. & Joosten, H. 2015a. Peatlands and climate in a Ramsar context – A Nordic-Baltic perspective. *TemaNord* 2015:544. – Nordic Council of Ministers. 244 s. <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:814147/FULLTEXT02.pdf>
- Beetz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U. & Höper, H. 2013. Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. – *Biogeosciences* 10: 1067–1082.
- Björdal, I. & Bjørkelo, K. 2006. AR5 klassifikasjonssystem. Klassifikasjon av arealressurser. – Håndbok fra Skog og landskap 01/2006: 25 s.
- Blain, D., Murdiyarsod, D., Couwenberg, J., Nagata, O., Renou-Wilson, F., Sirin, A., Strack, M., Tuittila, E.-S. & Wilson, D. 2014. Rewetted organic soils. – S. 3.1-3.42 i Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (red.) 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Geneve, Sveits.
- Boresjö Bronge, L. 2006. Satellitdata för övervakning av våtmarker. Slutrapport. – Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2006:36 / Länsstyrelsen Dalarnas län Rapport 2006-38: 1-91.
- Brooks, S. & Stoneman, R. 1997. *Conserving Bogs – The Management Handbook*. – The Stationery Office, Edinburgh. 286 s.
- Bärisch, S. & Tanneberger, F. 2011. Recommended research activities. – S. 189-193 i Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (red.) Carbon credits from peatland rewetting. Climate - biodiversity - land use. Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart, Stuttgart.
- Canadian Sphagnum Peat Moss Association 2004. *Harvesting Peat in Canada*. – Verdensveven 14.1. 2016: <http://peatmoss.com/responsible-production/peat-harvesting/>.
- Chistotin, M.V., Sirin, A.A. & Dulov, L.E. 2006. Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane emission from a peatland in Moscow Region drained for peat extraction and agricultural use. – *Agrochemistry (Agrokhimija)* 6: 54-62.
- Cleary, J., Roulet, N. T. & Moore, T.R. 2005. Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990–2000: a life-cycle analysis. – *Ambio* 34: 456-461.
- Couwenberg, J. & Fritz, C. 2012. Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). – *Mires and Peat* 10-3: 1-17.

- Couwenberg, J. & Hooijer, A. 2013. Towards robust subsidence-based soil carbon emission factors for peat soils in south-east Asia, with special reference to oil palm plantations. – *Mires & Peat* 12-1: 1-13. http://pixelrauschen.de/wbmp/media/map12/map_12_01.pdf
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D. & Joosten, H. 2008. Emission reductions from rewetting of peatlands. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. – Duene / Greifswald University, Greifswald. 27 s.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. – *Hydrobiologia* 674: 67-89.
- Crill, P., Hargreaves, K. & Korhola, A. 2000. The Role of Peat in Finnish Greenhouse Gas Balances. – Ministry of Trade and Industry, Finland. Studies and Reports 2000- 10.
- Dahl, E. 1957. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – *Skrifter Norske Videnskaps-akademi Oslo Mat.-Naturv. klasse* 1956-3: 1-374.
- Dias, A.T.C., Hoorens, B., Van Logtestijn, R.S.P., Vermaat, J.E. & Aerts, R. 2010. Plant species composition can be used as a proxy to predict methane emissions in peatland ecosystems after land-use changes. – *Ecosystems* 13: 526-538.
- Dinsmore, K., Billett, M.F., Skiba, U.M., Rees, R.M., Drewer, J. & Helfter, C. 2010. Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas budgets of a peatland catchment. – *Global Change Biology* 16: 2750-2762.
- Drösler, M., Verchot, L.V., Freibauer, A., Pan, G., Evans, C.D., Bourbonniere, R.A., Alm, J.P., Page, S., Agus, F., Hergoualc'h, K., Couwenberg, J., Jauhiainen, J., Sabiham, S. & Wang, C. 2014. Drained inland organic soils. 2013. – S. 2.1-2.79 i Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (red.). Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Geneva, Sveits.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V., Hanssen, F., Evju, M., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2009. Evaluering av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart. – NINA Rapport 448: 1-77.
- Elven, R. (red.) 2005. Johannes Lid og Dagny Tande Lid. Norsk flora. 7. utgåve. – Samlaget, Oslo. 1230 s.
- Evans, C.D., Page, S.E., Jones, T., Moore, S., Gauci, V., Laiho, R., Hruška, J., Allott, T.E.H., Billett, M.F., Tipping, E., Freeman, C. & Garnett, M.H. 2014. Contrasting vulnerability of drained tropical and high-latitude peatlands to fluvial loss of stored carbon. – *Global Biogeochemical Cycles* 28: 1215–1234.
- Faubert, P. 2004. The effect of long-term water level drawdown on the vegetation composition and CO₂ fluxes of a boreal peatland in Central Finland. – MScThesis, Université Laval, Canada.
- Flatberg, K.I. 2013. Norges torvmoser. – Akademika forlag, Trondheim. 307 s.
- Flessa, H. & Klemisch, M. 1997. Nitrous oxide emission from differently cultivated organic soils of the Donaumoos in southern Germany. (Abstract). – 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions. 21-23. April. Köln, Tyskland.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.
- Frolking, S. & Roulet, N.T. 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. – *Global Change Biology* 13: 1079-1088.
- Frolking, S., Talbot, J., Jones, M.C., Treat, C.C., Kauffman, J.B., Tuittila, E.S. & Roulet, N. 2011. Peatlands in the Earth's 21st century climate system. – *Environmental Reviews* 19: 371-396.
- Fu, D., Pongetti, T.J., Blavier, J.-F.L., Crawford, T.J., Manatt, K.S., Toon, G.C., Wong, K.W. & Sander, S.P. 2014. Near-infrared remote sensing of Los Angeles trace gas distributions from a mountaintop site. – *Atmospheric Measurement Techniques* 7: 713-729.
- Glatzel, S., Koebsch, F., Beetz, S., Hahn, J., Richter, P. & Jurasinski, G. 2011. Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgase Freisetzung aus Mooren im Mittleren Mecklenburg. – *Telma* 4: 85-106.
- Grootjans, A.P., van Diggelen, R., Joosten, H. & Smolders, A.J.P. 2012. Restoration of mires. S. 202-213 i Van Andel, J. & Aronson, J. (red.) *Restoration ecology: the new frontier*. 2nd edition. – Blackwell Publishing, Oxford.
- Grønlund, A. 2013. Arealbruk og klimagasser. – *Bioforsk Fokus* 8(2):78-80.

- Grønlund, A., Bjørkelo, K., Hysten, G. & Tomter, S. 2010. CO₂-opptak i jord og vegetasjon i Norge. Lagring, opptak og utslipp av CO₂ og andre klimagasser. -- Bioforsk Rapport 162: 1-37.
- Grønlund, A. & Weldon, S. 2013. Restaurering av myr på Smøla. Klimagassutslipp fra myr ute av drift. – Bioforsk Rapport 185-8: 1-21.
- Günther, A., Huth, V., Jurasinski, G. & Glatzel, S. 2014. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. – GCB Bioenergy. doi: 10.1111/gcbb.12214.
- Hagen, D., Aarrestad, P.A., Kyrkjeeide, M.O., Foldvik, A., Myklebost, H.E., Hofgaard, A., Kvaløy, P. & Hamre, Ø. 2015. Myrrestaurering 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaureringstiltak på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midt fjellmosen. – NINA Rapport 1212: 1- 43.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – www.artsdatabanken.no (2009 09 30).
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. – Artsdatabanken, Trondheim (<http://www.artsdatabanken.no/nin>)
- Heathwaite, A.L. & Göttlich, K.-H. (red.) 1993. Mires – Process, exploitation and conservation. – Wiley, Chichester. 516 s.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (red.) 2014b. 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. – IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/index.html>
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (red.) 2014a. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. – IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html>
- Hofgaard, A. 2005. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Ostojeaggi, Troms, 2004. – NINA Rapport 42: 1-29.
- Hofgaard, A. 2006. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Dovre 2005: Haukskardmyrin og Haugtjørnin. – NINA Rapport 154: 1-35.
- Hofgaard, A. 2009. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark 2008. – NINA Rapport 476: 1-34.
- Holden, J., Chapman, P., Evans, M., Hubacek, K., Kay, P. & Warburton, J. 2006. Vulnerability of organic soils in England and Wales. – Final technical report to DEFRA, Project SP0532.
- Huth, V., Günther, A.B., Jurasinski, G. & Glatzel, S. 2013. The impact of an extraordinarily wet summer on methane emissions from a 15-year re-wetted fen in northeast Germany. – Mires & Peat 13. 7 s.
- IPCC 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi T, Krug T, Tanabe K, Srivastava N, Baasansuren J, Fukuda M & Troxler TG (red.), published by IPCC, Switzerland.
- Jaenicke J, Enghart S & Siegert F 2011. Monitoring the effect of restoration measures in Indonesian peatlands by radar satellite imagery. – Journal of Environmental Management 92: 630-638.
- Johansen, A. 1996. The extent and use of peatlands in Norway. Global peat resources. S. 113-117 i E. Lappalainen (red.). – Jyskä: International Peat Society. Finland.
- Johansen, A. 1997. Myrrealer og torvressurser i Norge. – Jordforsk Rapport 1997-1: 1-37.
- Johansen, B.E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. – NORUT rapport 2009-4: 1-87.
- Joosten, H. 2000. The role of peat in Finnish greenhouse gas balances. – IMCG Newsletter 2000-3: 2-4.
- Joosten, H. 2011. Sensitising global conventions for climate change mitigation by peatlands. Carbon credits from peatland rewetting. Climate - biodiversity - land use. – S. 90-94 i Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (red.) Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart, Stuttgart.
- Joosten, H. 2014a. Rewetting of drained peatlands. – S. 38-39 i Biancalani, R. & Avagyan, A. (red.) Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 9. FAO, Rome. <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>

- Joosten, H. 2014b. Croplands and paludicultures. S. 41-43 i Biancalani, R. & Avagyan, A. (red.) Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 9. FAO, Rome. <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>
- Joosten, H. et al. (i trykk d). International carbon policies as a new driver for peatland restoration. – Kap. 15 i Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (red.) Peatland restoration and ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge.
- Joosten, H. & Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands - Background and principles including a framework for decision-making. – International Mire Conservation Group / International Peat Society, Jyväskylä. 304 s.
- Joosten, H. & Couwenberg, J. 2008. Peatlands and carbon. S. 99-117 i Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. & Silviu, M. (red.) Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. – Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen. http://www.imcg.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=35
- Joosten, H. & Couwenberg, J. 2009. Are emission reductions from peatlands MRV-able? – Wetlands International, Ede. 14 s. http://www.imcg.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=32
- Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M. & Wahren, A. 2015b. MoorFutures® Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits – standard, methodology and transferability to other regions. – BfN Skripten 407, Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 119 s.
- Joosten, H., Gaudig, G., Krawczynski, R., Tanneberger, F., Wichmann, S. & Wichtmann, W. 2015a. Managing soil carbon in Europe: paludicultures as a new perspective for peatlands. S. 297-306 i Banwart, S.A., Noellemeyer, E., Milne, E. (red.) Soil Carbon: Science, management and policy for multiple benefits. – SCOPE Series 71. CABI, Wallingford, UK.
- Joosten, H., Gaudig, G., Tanneberger, F., Wichmann, S. & Wichtmann, W. i trykk b. Paludicultures: Sustainable productive use of wet and rewetted peatlands. – I Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (red.) Peatland restoration and ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge.
- Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J. & Smith, P. i trykk a. The role of peatlands in climate regulation. – S. 66- 79 i Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (red.) Peatland restoration and ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge.
- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (red.) i trykk c. Mires and peatlands of Europe: Status, distribution, and nature conservation. – Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.
- Jurasinski, G., Günther, A., Huth, V., Couwenberg, J. & Glatzel, S. i trykk. Greenhouse gas emissions. – I Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (red.) Paludiculture – cultivation of wet peatlands: Climate protection, biodiversity, regional economic benefits. Schweizerbart, Stuttgart.
- Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P.J., Silvola, J. & Oenema, O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. – Soil Use and Management 13: 245-250.
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunio, M., Canadell, J.G., Dlugokencky, E.J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D.R., Bruhwiler, L., Cameron-Smith, P., Castaldi, S., Chevallier, F., Feng, L., Fraser, A., Fraser, P.J., Heimann, M., Hodson, E.L., Houweling, S., Josse, B., Krummel, P.B., Lamarque, J.-F., Langenfelds, R.L., Le Quéré, C., Naik, V., O'Doherty, S., Palmer, P.I., Pison, I., Plummer, D., Poulter, B., Prinn, R.G., Rigby, M., Ringeval, B., Santini, M., Schmidt, M., Shindell, D.T., Simpson, I.J., Spahni, R., Steele, L.P., Strode, S.A., Sudo, K., Szopa, S., van der Werf, G.R., Voulgarakis, A., van Weele, M., Weiss, R.F., Williams, J.E. & Zeng, G. 2013. Three decades of global methane sources and sinks. – Nature Geoscience 6: 813–823.
- Koehler, A.-K., Murphy, K., Kiely, G. & Sottocornola, M. 2009. Seasonal variation of DOC concentration and annual loss of DOC from an Atlantic blanket bog in South Western Ireland. – Biogeochemistry 95: 231-242.
- Komulainen, V.-M., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. – Journal of Applied Ecology 36: 634-648.
- Kortelainen, P. & Saukkonen, S. 1994. Leaching of organic carbon and nitrogen from forested catchments. – S. 285-290 i Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (red.) The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Publications of the Academy of Finland.

- Koska, I., Succow, M., Clausnitzer, U., Timmermann, T. & Roth, S. 2001. Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren (topische Betrachtung). S. 112-184 i Succow, M. & Joosten, H. (red.) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart.
- Koska, I., 2007. Weiterentwicklung des Vegetationsformenkonzeptes. Ausbau einer Methode für die vegetationskundliche und bioindikative Landschaftsanalyse, dargestellt am Beispiel der Feuchtgebietsvegetation Nordostdeutschlands. – PhD thesis, Greifswald University, Greifswald.
- Kotowski, W., van Diggelen, R. & Kleinke, J. 1998. Behaviour of wetland plant species along a moisture gradient in two geographically distant areas. – *Acta Botanica Neerlandica* 47: 337–349.
- Kozulin, A.V., Tanovitskaya, N.I. & Vershitskaya, I.N. 2010. Methodical recommendations for ecological rehabilitation of damaged mires and prevention of disturbances to the hydrological regime of mire ecosystems in the process of drainage. – Scientific and Practical Center for Bio Resources, Institute for Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus. 37 s.
- Kuikman, P.J., van den Akker, J.J.H. & de Vries, F. 2005. Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems. – *Alterra Report 1035-2*: 1-66.
- Laiho, R. & Finér, L. 1996. Changes in root biomass after water-level drawdown on pine mires in Southern Finland. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 251-260.
- Laiho, R. & Laine, J. 1997. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. – *Forest Ecology and Management* 93: 161-169.
- Laiho, R., Laine, J., Trettin, C. & Finér, L. 2004. Scots pine litter decomposition along soil moisture and nutrient gradients in peatland forests, and the effects of inter-annual weather variation. – *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1095-1109.
- Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K., Alm, J., Nykänen, H., Vasander, H., Sallantausta, T., Savolainen, I., Sinisalo, J. & Martikainen, P. 1996. Effect of water-level drawdown on global climatic warming: northern peatlands. – *Ambio* 25: 179-184.
- Laine, J., Vasander, H. & Laiho, T. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. – *Journal of Applied Ecology* 32: 785-802.
- Landsskogtakseringen 1933. Taksering av Norges skoger. Sammendrag for hele landet. – Det Mallingske Bogtrykkeri, Oslo. 122 s.
- Leifeld, J., Müller, M. & Fuhrer, J. 2011. Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. – *Soil Use and Management* 27: 170–177.
- Lie, O. 1982. Norges torvressurser. – *Jord og Myr* 6-6: 127-133.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W. & Chipman, J.W. 2008. *Remote Sensing and Image Interpretation*. – John Wiley & Sons Inc. Hoboken, NJ, USA.
- Lohila, A., Minkinen, K., Laine, J., Savolainen, I., Tuovinen, J., Korhonen, L., Laurila, T., Tietäväinen, H. & Laaksonen, A. 2010. Forestation of boreal peatlands: Impacts of changing albedo and greenhouse gas fluxes on radiative forcing. – *Journal of Geophysical Research* 115: G04011.
- Lyngstad, A. i trykk. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Oppland og nordlige deler av Hedmark. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport.
- Lyngstad, A., Barneveld, R., Grønland, A., Hassel, K. & Weldon, S. 2015. Kartlegging av vegetasjon og torvmengder i Sætremyrane naturreservat. Forslag til overvåking og restaurering. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-5: 1-37.
- Lyngstad, A., Holm, K.R., Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Flybildetolking av høgmyr i Solørrområdet, Hedmark. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2012-3: 1-51.
- Lyngstad, A. & Vold, E.M. 2015. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-3: 1-367.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Vold, E.M. & Moen, A. 2013. Slåttemyrlokalteter i Sør-Norge. A. Prioritering av lokaliteter for skjøtsel og overvåking. B. Kartlegging av slåttemyr på Østlandet 2012-13. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-8: 1-92.
- Løddesøl A. 1948. *Myrene i næringslivets tjeneste*. 330 p. Oslo: Grøndahl & Sønns Forlag.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 2003. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. – *Soil Biology and Biochemistry* 35: 689-700.

- Maljanen, M., Komulainen, V.-M., Hytönen, J., Martikainen, P.J. & Laine, J. 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. – *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1801-1808.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. – *Biogeosciences* 7: 2711-2738.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J. & Silvola, J. 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. – *Plant and Soil* 168-169: 571-577.
- Mäkiranta P., Hytönen J., Aro L., Maljanen M., Pihlatie M., Potila H., Shurpali N.J., Laine J., Lohila A., Martikainen P.J. & Minkinen K. 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands. – *Boreal Environment Research* 12: 159-175.
- McConnell, J.C., McElroy, C.T., Sioris, C., O'Neill, N., Nassar, R., Buijs, H., Rahnama, P., Walker, K., Martin, R., Garand, L., Trichtchenko, A., Bergeron, M. & the PHEOS Science Team 2012. PCW/PHEOS-WCA: Quasi-geostationary viewing of the arctic and environs for weather, climate and air quality. – *Proc. of European Space Agency (ESA) Conference ATMOS 2012: Advances in Atmospheric Science and Applications, 2012 June 18–22. Brügge, Belgium.*
- Meentemeyer, V. 1984. The geography of organic decomposition rates. – *Annals of the Association of American Geographers* 74: 551-560.
- Minke, M., Chuvashova, H., Burlo, A., Yarmashuk, T. & Augustin, J. 2011. – S. 30-36 i Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (red.) *Carbon credits from peatland rewetting. Schweizerbart, Stuttgart.*
- Minkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I. & Laine, J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 – the impact of forestry drainage. – *Global Change Biology* 8: 785-799.
- Minkinen, K. & Laine, J. 1998. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. – *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1267-1275.
- Minkinen, K. & Laine, J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. – *Plant and Soil* 285: 289-304.
- Minkinen, K., Vasander, H., Jauhiainen, S., Karsisto, M. & Laine, J. 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. – *Plant and Soil* 207: 107-120.
- Moen, A. 1983. Klassifisering av myr for verneformål. – S. 95-106 i Baadsvik, K. & Rønning, O.I. (red.) *Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 7.-8.3.1983. K. Norske Vidensk.Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1983-7.*
- Moen, A. 1985. Classification of mires for conservational purposes in Norway. – *Aquilo Ser. Bot.* 21: 95-100.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.*
- Moen, A. 2000a. Botanisk kartlegging og plan for skjøtsel av Tågdalen naturreservat i Surnadal. – *NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 2000-7: 1-45.*
- Moen, A. 2000b. Satellittdata, flybilder og kart til kartlegging av myr i Levanger-området. – S. 83-93 i Jansen, I.J., Bratli, H., Johansen, B.E., Lieng, E. & Moen, A. *Satellittdata til kartlegging av biologisk mangfold. Uprøving av satellittdata i naturtypekartlegging og overvåking av biologisk mangfold. DN-utredning 2000-5.*
- Moen, A. under utarbeiding. Norway. In: Joosten, H, Tanneberger F. & Moen A. (red.), *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution, and nature conservation. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.*
- Moen, A., Dolmen, D., Hassel, K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. – s. 51-65 i Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjeseth, S. & Viken, Å. (red.) *Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim.*
- Moen, A., Kjølvik, L., Bretten, S., Sivertsen, S. & Sæther, B. 1976. Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1976-9: 1-135, 2 kart.*
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011a. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). – *NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2011-3: 1-60.*
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011b. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype. – *NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 2011-7: 1-62.*

- Moen, A. og medarbeidere. 1983. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1983-1: 1-160.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2011. Våtmark. – s. 75-79 i Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Sølendet naturreservat i Røros: forskning, forvaltning og formidling i 40 år. – Bli med ut! 12: 1-103.
- Moore, T. R. & Dalva, M. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. – European Journal of Soil Science 44: 651-664.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. – S. 659-740 i Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (red.) Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Nassar, R., Sioris, C.E., Jones, D.B.A. & McConnell, J.C. 2014. Satellite observations of CO₂ from a highly elliptical orbit for studies of the Arctic and boreal carbon cycle. – Journal of Geophysical Research 119-5: 2654-2673.
- Nilsson, K. & Nilsson, M. 2004. The climate impact of energy peat utilization in Sweden - the effect of former land-use and after treatment. – IVL Swedish Environmental Research Institute Report 41-B1606. Stockholm.
- Nilsson, M., Sagerfors, J., Buffam, I., Laudon, H., Eriksson, T., Grelle, A., Klemetsson, L., Weslien, P. & Lindroth, A. 2008. Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – A significant sink after accounting for all C-fluxes. – Global Change Biology 14: 2317–2332.
- NIS Iceland 2014. Wöll, C.B.S., Hallsdóttir, J., Guðmundsson, A., Snorrason, J., Þórsson, P.V.K., Jónsson, K., Andrésón, K. & Einarsson, S. 2014. Emissions of greenhouse gases in Iceland from 1990 to 2012. – National Inventory Report 2014; Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. 270 s. + Vedlegg.
- NIS Norway 2014. Greenhouse Gas Emissions 1990-2012, National Inventory Submission, submitted under the United Nation Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protokoll. 459 s. + Vedlegg.
- NIS Norway 2015. Greenhouse Gas Emissions 1990-2013, National Inventory Submission, submitted under the United Nation Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protokoll. 505 s. + Vedlegg.
- Nordbakken, J.-F. & Halvorsen, R. 2004. Vegetasjonsutvikling på nordre del av Rønnåsmyra naturreservat (Grue, Hedmark) etter gjenfylling av grøfter. – Upubl. notat til Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv., 10 s.
- Noyce, G.L., Varner, R.K., Bubier, J.L. & Froking S. 2014. Effect of *Carex rostrata* on seasonal and inter-annual variability in peatland methane emissions. – Journal of Geophysical Research 119: 24–34.
- Nykänen, H., Vasander, H., Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. 2002. Effect of experimental nitrogen load on methane and nitrous oxide fluxes on ombrotrophic boreal peatland. – Plant and Soil 242: 147-155.
- Ojanen, P., Minkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil-atmosphere CO₂, CH₄, and N₂O fluxes in boreal forestry drained peatlands. – Forest Ecology and Management 260: 411-421.
- Oleszczuk, R., Regina, K., Szajdak, L., Höper, H. & Maryganowa, V. 2008. Impacts of agricultural utilization of peat soils on the greenhouse gas balance. – S. 70–97 i Strack, M. (red.) Peatlands and Climate Change, International Peat Society. Jyväskylä, Finland.
- Päivänen, J. & Hånell, B. 2012. Peatland Ecology and Forestry – a Sound Approach. – University of Helsinki, Department of Forest Sciences Publications 3: 1–267.
- Pyatt, D.G., John, A.L., Anderson, A.R. & White, I.M.S. 1992. The drying of blanket peatland by 20-year-old conifer plantations at Rumster Forest, Caithness. – S. 153-158 i Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (red.) Peatland ecosystems and man: an impact assessment. University of Dundee, Dundee.

- Quinty, F. & Rochefort, L. 2003. Peatland restoration guide 2. – Canadian Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Quebec. 106 s. <http://www.peatmoss.com/pm-restguide.php>
- Raison, J., Atkinson, P., Chave, J., DeFries, R., Goh, K.J., Joosten, H., Navratil, P. & Siegert, F. 2015. Part 2: Synthesis Report. HCS+: A new pathway to sustainable oil palm development. – The High Carbon Stock Science Study: 23-74.
- Regina, K., Nykänen, H., Maljanen, M., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1998. Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. – Canadian Journal of Forest Research 28: 132-140.
- Rekdal, Y., Angeloff, M. & Bryn, A. 2015. Myr i Noreg. – NIBIO Aktuelt 18.12. 2015. 2 s.
- Riutta, T., Laine, J., Aurela, M., Rinne, J., Vesala, T., Laurila, T., Haapanala, S., Pihlatie, M. & Tuittila, E.S. 2007. Spatial variation in plant community functions regulates carbon gas dynamics in a boreal fen ecosystem. – Tellus B 59: 838-852.
- Roulet, N., Lafleur, P., Richard, P.J.H., Moore, T., Humphrey, E. & Bubier, J. 2007. Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. – Global Change Biology 13: 397-411.
- Sallantausta, T. 1992. Leaching in the material balance of peatlands - preliminary results. – Suo 43: 253-358.
- Schumann, M. & Joosten, H. 2008. Global peatland restoration manual. – IMCG. 68 s. www.imcg.net/media/download_gallery/books/gprm_01.pdf.
- Sharitz, R.R. & Gresham, C.A. 1998. Pocosins and Carolina bays. – S. 343-377 i Messina, M.G. & Conner, W.H. (red.) Southern Forested Wetlands: Ecology and Management. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Shotbolt, L., Anderson, A.R. & Townend, J. 1998. Changes to blanket bog adjoining forest plots at Bad à Cheo, Rumster Forest, Caithness. – Forestry 71: 311-324.
- Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H. & Martikainen, P.J. 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. – Journal of Ecology 84: 219-228.
- Similä, M., Aapala, K. & Penttinen, J. (red.) 2014. Ecological restoration in drained peatlands – best practices from Finland. – Metsähallitus, Natural Heritage Services, Vantaa. 84 s.
- Sirin, A., Köhler, S. & Bishop, K. 1998. Resolving flow pathways in a headwater forested wetland with multiple tracers. – IASH Publications 248: 337-342.
- Sirin, A. & Laine, J. 2008. Peatlands and greenhouse gases. – S 118-138 i Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M. & Stringer, L. (red.) Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur & Wetlands International, Wageningen.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – Acta Phytogeographica Suecica 21: 1-299.
- Strand, G.-H. 2013. The Norwegian area frame survey of land cover and outfield land resources. - Norsk geogr. Tidsskr. 67-1: 24-35.
- Sundh, I., Nilsson, M., Mikela, C., Granberg, G. & Svensson, B.H. 2000. Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. – Ambio 29: 499-503.
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. – Global Change Biology 6: 569-581.
- van den Akker, J.J.H., Kuikman, P.J., de Vries, F., Hoving, I., Pleijter, M., Hendriks, R.F.A., Wolleswinkel, R.J., Simões, R.T.L. & Kwakernaak, C. 2008. Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. – S. 645-648 i Farrell, C. & Feehan, J. (red.) Proceedings of the 13th International Peat Congress "After Wise Use –The Future of Peatlands", Vol. 1 Oral Presentations. International Peat Society, Jyväskylä.
- van den Wyngaert, I.J.J., Kramer, H., Kuikman, P. & Lesschen, J.P. 2009. Greenhouse Gas Reporting of the LULUCF Sector, Revisions and Updates Related to the Dutch NIR 2009. – Alterra Report 1035-7: 1-104.
- Vompersky, S.E. & Sirin, A.A. 1997. Hydrology of drained forested wetlands. – S. 189-211 i Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R. & Jeglum, J.R. (red.) Northern Forested Wetlands: Ecology and Management. Lewis Publishers/ CRC Press, Boca Raton.

- von Arnold, K., Hånell, B., Stendahl, J. & Klemedtsson, L. 2004. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 400-411.
- von Unger, M., Emmer, I., Joosten, H. & Couwenberg, J. 2015. Peatlands, forests and the climate architecture: Setting incentives through markets and enhanced accounting. – German Emissions Trading Authority (DEHSt), Berlin. 131 s.
http://www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/EN/Publications/Peatlands.pdf;jsessionid=F7F45A044DBBE7AE02DB64E62518D725.2_cid331?_blob=publicationFile
- Waddington, J.M. & Day, S.M. 2007. Methane emissions from a peatland following restoration. – *Journal of Geophysical Research* 112: G03018.
- Waddington, J.M., Warner, K.D. & Kennedy, G.W. 2002. Cutover peatlands: a persistent source of atmospheric CO₂. – *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1-7.
- Wheeler, B.D. & Shaw, S.C. 1995. Restoration of damaged peatlands – With particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. – Crown copyright, HMSO, London. 211 s.
- Whiting, G.J., & Chanton, J.P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. – *Tellus B-53*: 521–528.
- Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (red.) i trykk. Paludiculture – cultivation of wet peatlands: Climate protection, biodiversity, regional economic benefits. – Schweizerbart, Stuttgart.
- World Imagery Arc GIS online: Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community
http://services.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World_Imagery/MapServer/0
- Øien, D.-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2015. Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1: 1-122.
- Øien, D.-I. & Moen, A. 2006. Slått og beite i utmark – effekter på plantelivet. Erfaringer fra 30 år med skjøtsel og forskning i Sølendet naturreservat, Røros. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2006-5: 1-57.
- Øien, D.-I., Nilsen, L.S. & Moen, A. 1997. Skisse til skjøtelsesplan for deler av Øvre Forra naturreservat i Nord-Trøndelag. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1997-2: 1-26.

Vedlegg 1 «Potensielle restaureringslokaliteter for myr». Notat til Miljødirektoratet fra NTNU Vitenskapsmuseet

Av Anders Lyngstad, 25.11. 2014



Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie

Vår dato 25.11.2014
Vår referanse 2014/22158
Deres dato 25.11.2014
Deres referanse 14080410

1 av 9

Miljødirektoratet
v/ Gunn Elin Frilund

Potensielle restaureringslokaliteter for myr

Jeg viser til samtaler mellom Miljødirektoratet ved Gunn Elin Frilund og Kjell Tore Hansen, og kontrakt mellom Miljødirektoratet og NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie (VM) datert i november 2014 angående potensielle restaureringslokaliteter for myr. Miljødirektoratet er i oppstartsfasen av et prosjekt med formål restaurering av myr, og ønsker ei mest mulig prioritert liste over verna myrlokaliteter som kan egne seg for restaurering.

Jeg har valgt ut 39 lokaliteter, ti av disse er gitt førsteprioritet, 20 har andreprioritet, og ni har tredjeprioritet (tabell 1). I denne omgang er det restaurering i form av igjenfylling av grøfter og andre tekniske inngrep som er mest aktuelt, mens restaurering i form av skjøtsel (slått) ikke er omfattet. Ved VM har vi lang erfaring med sistnevnte form for restaurering, og jeg mener det også bør komme en økt innsats på denne fronten. Her viser jeg til Lyngstad et al. (2013), der det er gitt en oversikt over slåttemyrlokaliteter i Sør-Norge som bør prioriteres for skjøtsel.

Larsen et al. (2011) har forslag til våtmarkslokaliteter som kan egne seg for restaurering, inkludert flere myrlokaliteter. Denne rapporten har jeg brukt, men på grunn av stramme tidsfrister har jeg ikke hatt mulighet til å gå i dybden. Det er derfor relevante forhold og opplysninger som er omtalt av Larsen et al. (2011) som ikke nevnes i foreliggende notat. Det er gjort konkrete vurderinger av blant annet tiltak i rapporten, og så langt jeg kan bedømme virker tiltakene relevante, likeså utvalget av lokaliteter. Jeg anbefaler derfor å bruke det kunnskapsgrunnlaget som ligger der. Det er nok noe avvik på prioritering (rangering) av lokaliteter mellom Larsen et al. (2011) og det som presenteres her, og det skyldes først og fremst at kriteriene som er lagt til grunn er noe forskjellige.

Det er ofte slik at deler av myrkompleks er utelatt ved avgrensning av verneområder, og en av de vanligste årsakene til dette er at arealer med inngrep (som grøfter) er holdt utenfor vernet. I mange tilfeller kan hydrologien inne i et reservat påvirkes av inngrep utenfor reservatgrensa. Dette er uheldig, og ut fra et naturfaglig synspunkt bør grensene til mange myrreservater utvides. I samband med restaurering av verna myrer kan det i flere tilfeller være like viktig å lukke grøfter utenfor som innenfor vernegrensa, og Miljødirektoratet presiserer at det er aktuelt å inkludere myrer der restaureringsinnsatsen kan eller bør skje utenfor vernegrensene.

Postadresse 7491 Trondheim	Org.nr. 974 767 880 E-post: post@vm.ntnu.no	Besøksadresse Erling Skakknes gate 47 Trondheim	Telefon + 47 73 59 21 45 Telefaks + 47 73 59 22 49	Saksbehandler Anders Lyngstad Tlf: + 47 73 59 22 58
--------------------------------------	--	--	---	--

All korrespondanse som inngår i saksbehandling skal adresseres til saksbehandleren ved NTNU og ikke direkte til enkeltpersoner. Ved henvendelse vennligst oppgi referanse.

I Norge har vi lite erfaring med restaurering av myr (ved heving av grunnvatnet) sammenligna med landene rundt oss, og jeg vil sterkt anbefale å få oversikt over eksisterende kunnskap, og dra veksler på denne. For de oseaniske delene av landet er det kanskje Storbritannia og Irland som er mest relevant å sammenligne med, mens for de mer kontinentale delene er de andre skandinaviske landene og til dels land i Sentral- og Øst-Europa mest relevant. Grootjans et al. (2012) skriver at det er mange eksempler på restaureringsprosjekter som ikke lykkes, men at disse ofte er dårlig dokumenterte. Der restaurering mislykkes er det gjerne fordi målet med restaureringa ikke har blitt definert presist nok, de økologiske prosessene som påvirker et område negativt er mangelfullt kjent, eller at muligheten til å restaurere et område har blitt overvurdert (urealistiske forventninger). På den bakgrunn vil jeg generelt advare mot å sette i gang store restaureringsprosjekter før det er gjort grundige undersøkelser og vurderinger. Jo mer omfattende inngrepene er, jo mer omfattende vil restaureringstiltakene måtte være, og jo bedre må det planlegges. I mange av våre verneområder er det heldigvis tale om relativt små og ukompliserte inngrep, og igjenfylling av grøfter vil alltid være positivt for myra. Ved utvelgelsen av potensielle restaureringslokaliteter har jeg i denne sammenheng lagt vekt på å prøve å finne myrer med dokumenterte, men lite omfattende inngrep. I praksis vil det si igjenfylling av grøfter som tiltak, siden det vil gi god effekt for en relativt billig penge, og det er kanskje det tiltaket der det er minst usikkerhet om effektene. Det vil derfor kreve mindre forkunnskaper og senere overvåking og oppfølging enn tiltak som for eksempel oppdemming av større områder eller forsøk på å gjenskape ei hel myr etter torvtekt. Dette tilfredsstiller et kriterium om kostnadseffektive tiltak (se under), men det er en fare for at myrer med større inngrep (som det kanskje haster mer å gjøre noe med) ikke blir inkludert. Fjerning av fremmede treslag (leplantinger m.m.) er et tiltak det er liten sjanse for at kan gi negative følger, men det kan tenkes at det kan gi uheldig krattoppslag i etterkant hvis det ikke følges opp. Dette tiltaket anser jeg som relevant, men jeg har prioritert det lågere enn igjenfylling av grøfter.

Mange myrreservat har ikke blitt undersøkt av botanikere på lang tid, i noen tilfeller kanskje ikke siden verneplanarbeidet på 1970-tallet. Flybildestudier og bruk av ortofoto (Norge i bilder) gir mye informasjon, men det kan være vanskelig å bedømme omfanget av inngrep, for eksempel hvor djupe grøftene er, og om katotelmen (nedre torvlag som alltid er vassmetta) er berørt. Før restaurering starter opp bør det foretas registreringer i felt for å sikre at kunnskapen om lokaliteten er oppdatert. Omfanget av slike undersøkelser vil være ulikt for lokalitetene. For å være sikre på at restaurering gir ønsket effekt bør det etableres overvåking i områdene som restaureres. Et overvåkingsprogram bør settes i gang før tiltakene gjennomføres, det er bare på den måten vi kan vurdere virkningen av restaureringen.

Ved vurdering av lokaliteter ønsker Miljødirektoratet at det legges vekt på (i rangert rekkefølge):

- Kostnadseffektive tiltak (lav kostnad, men stor bedring i økologisk status)
- Klimaeffektive tiltak (klimatilpassningsiltak som økt flomdemping, reduksjon av karbonutslipp og eventuelt langsiktig karbonfangst)
- Rødlistestatus (for myrtyper)
- Kandidater til Utvalgte Naturtyper etter naturmangfoldloven.
- Spesielt/ stort biologisk mangfold.

Typisk høgmyr og atlantisk høgmyr har oftest tjukk torv, og dermed mye lagra karbon per arealenhet. De er også oppført på rødlista for naturtyper (sentrisk høgmyr – VU, kystnedbørsmyr – VU). Jeg er usikker på status for arbeidet med Utvalgte Naturtyper, men disse typene er utredet som mulige kandidater. Videre er det grunn til å tro at restaureringstiltak i typisk høgmyr og atlantisk høgmyr vil være kostnadseffektivt, jf. beskrivelsen over. Disse typene er derfor prioritert. Rikmyr har stort biologisk mangfold, og på bakgrunn av det kriteriet er det inkludert noen rikmyrlokaliteter. Rikmyr i låglandet er rødlista (rikere myrflate i låglandet – EN, rikere myrkantmark i låglandet – EN). De beste slåttemyrene har (vanligvis) rik myrvegetasjon, og er representert som slåttemyrflate – EN og slåttemyrkant – CR på rødlista. De fleste rikmyrer har antakelig vært slått eller beita, og jeg mener det må gjøres en samla vurdering av behov for skjøtselstiltak (inkludert rydding og slått) i rikmyrlokaliteter der det er ønske om å utbedre tekniske inngrep. På det sentrale Østlandsområdet er det overvåking av orkidépopulasjoner på flere rikmyrer, og delvis er det også satt inn skjøtselstiltak. Jeg har ikke hatt rom for å gå i dybden, men nevner disse som potensielle lokaliteter for restaurering.

I tillegg til de fem kriteriene nevnt over har jeg lagt vekt på, og prioritert, myrer med høg verneverdi (se f.eks. Moen 1983). Her bør det legges til at dette er verneverdi slik denne ble vurdert for 30-40 år siden, og det kan ha skjedd endringer på lokalitetene, eller vurderingen i dag ville blitt annerledes fordi vi har mer kunnskap. Lokaliteter der det allerede foregår restaurering er gitt prioritert, og det er lagt noe vekt på geografisk og regional fordeling.

Kunnskapsgrunnlaget fra verneplanarbeidet har vært viktigst i denne gjennomgangen, og for Sør-Norge er mye av kunnskapen systematisert i Myrbasen ved VM. Lister over rapporter for Sør-Norge finnes i fagrapporter for typisk høgmyr og oseanisk nedbørmyr (Moen et al. 2011a,b), og i disse rapportene diskuteres også restaurering noe. For typisk høgmyr er tilstand for lokaliteter vurdert som en del av et pågående kartleggingsarbeid (flybildetolkning), og så langt er Østlandet opp til Solørområdet kartlagt (Lyngstad et al. 2012, Lyngstad & Vold in prep.). Gjennom arbeidet med Emerald Network ble det for en god del lokaliteter gjort en enkel vurdering av tilstand og hvor krevende restaurering vil være (Lyngstad 2014). Dette materialet er brukt ved oppsetting av lista over potensielle restaureringslokaliteter for myr.

Tabell 1. Forslag til potensielle restaureringslokaliteter for myr. Alle lokaliteter er i verneområder, men det er i flere tilfeller aktuelt å inkludere areal utenfor verneområdene ved en restaurering. Før restaurering startes opp må det verifiseres at de foreslåtte tiltakene er fornuftige, og det bør utarbeides en plan for restaureringa, inkludert mål, tiltak/gjennomføring og oppfølging. Vv = verneverdi (se f.eks. Moen 1983).

Prioritering	Lokalitet	ID	Fylke	Kommune	Vektlagt myrtype	Vv	Forvaltnings-utfordring	Forslag til tiltak	Merknad
1	VV00000786 Oppsjømyrene	Myrbase 2002	Ak	Asker	Typisk høgmyr, rikmyr	1c	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	For høgmyrlokaliteten gjelder: Myra er omkranset av helligfelt, og i myrkannten i øst er det en gammel, ganske dyp groft. Også i sørkant mot fastmark er det en groft, og dessuten går en groft tvers over myra i retning SV-NØ. Grøftene bør fylles igjen. Nevnes i Larsen et al. (2011), restaurering foregår.
1	VV00000782 Aurstadmåsan	2037	Ak	Nes	Typisk høgmyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Fra Moen (1970): "Aurstadmåsan har et ca. 1 km lang groft som krysser det nordre sentrale element. Grøfta er under gjenvoksing. Det sørlige konsentrerte element er ødelagt av torvriking og grøfting." Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at massivet i nord har noen grøfter som er i ferd med å tettes, men de har nok drenert en del, og er opphavet til gjengroing. Gjengroinga er mest påkkelig i nord. Det meste av myrflata framstår som intakt, men noe er tydelig påvirket. Massivet i sør er tydelig påvirket og delvis ødelagt (oppdyrka, store grøfter, torvtekt). Massivet har likevel en viss verdi. Aurstadmåsan bør restaureres. Massivet i nord er minst påvirket og mest verdifullt, og samtidig minst ressurskrevende å restaurere. Massivet i sør vil være mer krevende, men også dette bør restaureres.
1	VV00000643 Gjellebakkmyrene	6044	Bu	Lier	Rikmyr	1	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, rydding og slått	Larsen et al. (2011) skriver at det er gjennomført et pilotprosjekt med stenging av grøfter i området, og tiltakene beskrives i mer detalj i forvaltningsplanen for reservatet (Fylkesmannen i Buskerud 2009). Restaureringen må følges opp for å få evaluert virkningene av tiltakene.
1	VV00001410 Lindsmyra	4001	He	Eidskog	Typisk høgmyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	På nye flybilder vises følgende inngrep: Det er et par grøfter i nord, og også i det sørligste massivet er det noen få grøfter. Det ser ut til at dette er gamle, grunne grøfter som er i ferd med å tettes, men restaurering bør vurderes, særlig av grøftene i nord. Kraftlinja som er nevnt i undersøkelsen fra 1970 ser ut til å være fjerna. En veg er lagt inn til myra i sør, og den berører kanskje laggen, og helt i nord er antakelig en liten del av myrkannten dyrka opp. Grøftene på myra bør fylles for å hindre videre uttørring og krattoppslag. Nevnes i Larsen et al. (2011).

Postadresse 7491 Trondheim	Org.nr. 974 767 880	Telefon +47 73 59 21 45	Saksbehandler Anders Lyngstad
	Besøksadresse Erling Skakkes gate 47 Trondheim	Telefaks +47 73 59 22 49	Tlf: +47 73 59 22 58

 Arets museum i Norge 2010 <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet>

All korrespondanse som inngår i saksbehandling skal adresseres til saksbehandlerenheten ved NTNU og ikke direkte til enkeltpersoner. Ved henvendelse vennligst oppgi referanse.

Vår dato 25.11.2014 Vår referanse 2014/22158

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Prioritering	Lokalitet	ID Myrbase	Fylke	Kommune	Vektlagt myrtype	Vv	Forvaltnings-utfordring	Forslag til tiltak	Merknad
1	VV00000458 Rønnåsmyra	4004	He	Grue	Typisk hogmyr	1a	Endra hydrologi og fjengroing	Følg opp restaurering, eventuelt fyller igjen flere grøfter ved behov.	Fra Lyngstad et al. (2012): Myra er beskrevet og nevnt i mange myrrapporter og andre publikasjoner etter at den av Moen (1970) ble gitt aller høyeste verneverdi. I verneområdene gir rapporten fra hogmyrer i Solør-området (Moen 1973) en fyldig beskrivelse. Gjennom sin hovedfagsoppgave har Korsmo (1980) gitt en omfattende beskrivelse av vegetasjonen. Også før 1970 var Rønnåsmyra berørt av grøfter i kantene, og i 1973 ble det lagt ca. 10 000 m grøft (19 grøfter, 1 m dype og 30 cm breie) ved det høyeste området på hogmyra. Grøftene ble i 1982 blokkert med torvpropper for å beholde et høgt grunnvassnivå. Rume Økland (Halvorsen) foretok i 1988 utlegging av faste prøveflater på myra for å følge utviklingen og endringer i den grøfta delen. Endringer i vegetasjonen 22 år etter gjenfyllingen er beskrevet i Nordbakken & Halvorsen (2004). Der går det fram at gjenfyllingen av grøftene har vært positiv, men at grøftene virker uttøkende. Vi kjenner ikke til om disse langtidstudiene har nyere resultater.
1	VV00001419 Kynnålsmyrene	4005	He	Åsnes	Typisk hogmyr	1b	Endra hydrologi	Fyller igjen grøfter og heve vannstand i jern til gammelt nivå. Fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Også vurdert ut fra flybildene fra 2008 og 2009 ser restaureringen ut til å ha fungert godt. Forsatt vises grøftene på bildene (som striper med hovedsakelig lys farge), men streng-høysesystemet synes bare i liten grad å ha blitt påvirket. Vi kan ikke registrere vesentlig med oppslag av knatt ved grøftene på myrflata. På de trebevokste partiene har trær og busker økt, og spesielt der det er grøfter og andre inngrep (også helt i sør). Halvorsens langtidstudier vil gi dokumentert kunnskap om endringene i nord, og disse studiene må fortsette. Flybildene fra 2008 viser og at det er foretatt nydyrking i kantene etter 1979 flere steder, bl.a. i sørvest og nordøst. Situasjonen i dag er at Rønnåsmyra har dyrkemark og dype grøfter inn til myrkannten og vernegrensa for størstedelen av arealet. Ytterligere restaurering med heving av nivået på grunnvannet flere steder bør gjennomføres, og overvåking må intensiveres. Nevnes i Larsen et al. (2011).
1	VV00000770 Gule- /Stavikmyrane	15047	MR	Fræna	Atlantisk hogmyr	1b	Endra hydrologi, fremmede treslag og fjengroing	Fjerning av fremmede treslag og fyller igjen grøfter langs grøfter.	Fra Lyngstad et al. (2012): Bildene fra 1950-tallet viser ingen inngrep, og ingen veger nær myra. Fra 1970-tallet viser bilder at det (nylig) er tatt et grøft fra sørøstige Rogbergsfjeren til Kogsjøen. Den naturlige drenering av dette fjernet var mot vest. Bildene fra 2008 viser at den nevnte grøfta er virksom, og den har senket vassnivået i fjernet, der det i kantene er mer skog. Denne grøfta bør lukkes ved første anledning for å hindre ytterligere negativ påvirkning. Bildene fra begynnelsen av 1970-åra viser og at det da var kommet veger i kanten av myrkomplekset både i vest og øst. Ellers viser bildene gjennom mer enn 50 år at myrkomplekset er lite endret. Nevnes i Larsen et al. (2011).
1	VV00000174 Gimsemyrene	-	No	Vågan	Atlantisk hogmyr	1b	Endra hydrologi	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Det pågår restaurering i verneområdet. Nevnes i Larsen et al. (2011). Flere grøfter i og rundt verneområdet. Reservatet bør utvides.

Vår dato 25.11.2014 Vår referanse 2014/22158

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Prioritering	Lokalitet	ID Myrbase	Fylke	Kommune	Vektlagt myrtype	Vv	Forvaltnings-utfordring	Forslag til tiltak	Merknad
1	VV00001548 Kaldvassmyra	17057	NT	Verdal	Typisk høgmyr, rikmyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Grøfter i øst og sørøst, bilveg i sør og øst.
1	VV00002291 Sætremyrane	-	SF	Hornindal	Typisk høgmyr	-	Endra hydrologi, gjengroing, høgt beitemyrk påvirkning av næringsrikt vann fra dyrkamark	Samsynlig forslag til tiltak: Lage små demninger i grøfter og gropar etter torvtekt for å heve grunnvannet. Fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter. Forsøk å få til avtaler med grunneiere for å redusere tråkskader på myra.	Torvtekt og relativt omfattende inngrep. Et forprosjekt med tanke på restaurering og karbonfangst er i gang. Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00000487 Breimosen	2018	Ak	Fet	Typisk høgmyr	1b-2	Endra hydrologi og gjengroing	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter. Områder med torvtekt må undersøkes bedre for det kan gis konkrete anbefalinger.	Fra Moen (1970): "I S er det tatt torv innen et område på ca. 60 daa. I NV finnes noen gamle grøfter, mens det de siste årene er blitt grøftet en del både i SØ og NV." Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at det er grøfta nye i enkelte områder, og at det også er tatt torv. Inngrepare påvirker myra mye, men det er samtidig flere myrmasse som er helt intakte. Breimosen bør restaureres ved igjennylling av grøfter.
2	VV00000784 Fagermosen	2020	Ak	Aurskog-Høland	Typisk høgmyr	1b	Endra hydrologi	Undersøke om grøftene aktivt drenerer myra, og eventuelt fylle dem hvis de fortsatt påvirker.	Moen (1970) nevner grøfting i flere områder. I sør-sørvest kommer ei grøft fra et skogsområde ut mot myra. I vest var det på ganske lange strekninger lagt grøfter i laggen, og i nord fantes et grøft i kanten. I sør-sørøst fantes også grøfter som strakk seg noen meter inn på myra. De nevnte grøftene ble ikke antatt å ha betydelig effekt på myra. Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at det er noen trakk og kjørespor over myra, men ingen av grøftene som ble omalt i 1970 vises på nye flybilder.
2	VV00000965 Midtjellmosen	2023	Ak	Aurskog-Høland	Typisk høgmyr	1b-2	Endra hydrologi	Fyller igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Moen (1970) skriver at området stort sett var ugrøftet i 1967, men at "de siste årene har det foregått en veldig grøftingsaktivitet". I forbindelse med utvidelse av vernet ble tilstanden vurdert. Nordvest for det opprinnelige Midtjellmosen naturreservat men innenfor utvidelsesforslaget, er myrene betydelig grøftet. Dette gjelder også i noen grad sør for Midtjellmosen naturreservat, samt like vest for grensen til utvidelsesforslaget. Det er ikke registrert andre tekniske inngrep i området. Langs den østre, nord-sørgående grensen, har det vært vanlig å kjøre ut tømmar når myra er frosset og snødekt. Behov for dette også i fremtiden ble tidlig under verneprosessen fremsatt som et krav fra grunneier. Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at myrene i nordvest og sentralt i vest er gjennomgrøfta og ødelagt (ved Larstjenn og Andersjønn). Her er dessuten tolkinger særlig usikre på grunn av inngrepen. I sørvest, ved to massive eksentriske høgmyr og strengmyrmasse, er det også grøfta, men her ligger grøftene mest i kanten av myra. Toppunktet på begge massive eksentriske høgmyr er direkte påverka. Et massiv planmyr i dette området er gjennomgrøfta. En veg i sør krysser over en del av myrkanten på et massiv planmyr helt i sør. I østkant er det et markert trakk/sti eller lignende, dette er antakelig vintervegen som brukes til å kjøre ut tømmar. Platåhøgmyra som ligger sentralt i nord har flere grøfter, mens sjøve Midtjellmosen er intakt. Generelt er nye av lokaliteten inntakt, men bare to av høgmyrmasseivene er inngrepsfrie.

Vår dato 25.11.2014 Vår referanse 2014/22158

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Prioritering	Lokalitet	ID Myrbase	Fylke	Kommune	Vektlagt myrtype hegmyr	Vv	Forvaltnings-utfordring	Forslag til tiltak	Merknad
2	VV00000783 Sakklusmasån	2025	Ak	Nes	Typisk hegmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Fra Moen (1970): "I sørlige del av myra er det ei gammel grøft som er lagt i en forsøknings (drag), og dessuten er det ei grøft i kanten i N." Videre skriver Moen at skogsbilvegen i Ø ikke berører myra, og at de nevnte grøfter er av relativt liten betydning. Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at det er ei grøft i sør og nord, dette er de samme som nevnes av Moen (1970). I tillegg er det et tråkk eller ei lita grøft i nordvestkant. Disse grøftene påvirker nok ikke myra i veldig stor grad, men de bør fylles igjen. Utenom ei lita (ubetydelig) grøft i vest er myra upåvirket av tekniske inngrep (Moen 1970). Ved kartlegginga i 2013-14 ble denne grøfta ikke sett, og myra framstår som intakt.
2	VV00000845 Trejermmyra	2027	Ak	Eidsvoll	Typisk hegmyr	2	Endra hydrologi	Undersøke om grøfter aktivt demerer myra, og eventuelt fylle dem hvis de fortsatt påvirker.	Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00000896 Lamyra	6024	Bu	Ringerike	Rikmyr	1	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, rydding og slått	Gjengroing, og særlig oppslag av takror (<i>Phragmites australis</i>) er ei utfordring.
2	VV00000649 Ulvvedtjern	6025	Bu	Ringerike	Rikmyr	1c	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, rydding og slått	Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00002730 Midt-Smøla	15050, 15052, 15053	MR	Smøla	Atlantisk hegmyr	1-2, 1b, 2	Fremmede treslag	Fjerning av fremmede treslag	Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001558 Stormyra	17028	NT	Snåsa	Typisk hegmyr	1b	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Det er noen grøfter på lokaliteten, og restaurering bør vurderes (Moen et al. 1983). Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00000533 Bågåmyra	17037	NT	Steinkjer	Typisk hegmyr	1-2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Noen få grøfter (i nordvest og øst) og litt torvtukt (i nord) (Moen et al. 1983). Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001538 Okstadmyra	17038	NT	Steinkjer	Typisk hegmyr	1-2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Noen grøfter i sør og nordvest, og markert vintersti krysser myra (Moen et al. 1983). Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001554 Kvimyra	17046	NT	Steinkjer	Typisk hegmyr	1-2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Ei gammel grøft i sørvest (Moen et al. 1983). Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001540 Asmyran	17114	NT	Namdalseid	Typisk hegmyr	2-1	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Sørvestre del av grøfta (Moen et al. 1983). Noen grøfter Ø for reservatgrensa bør fylles igjen. Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001361 Geiteryggmyra	5022	Op	Vestre Toten	Rikmyr	1c	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, rydding og slått	Ved tidligere rydding har det blitt satt igjen mye stubber, og det vil være komplisert og dyrt å oppnå god tilstand på Geiteryggmyra. Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00000811 Stormyra	5023	Op	Vestre Toten	Typisk hegmyr	2	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Det er en del inngrep (veg, grøfter), og restaurering bør vurderes (Flatberg 1971). Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00000624 Øvassel	11010	Ro	Hjelmenland	Rikmyr, slåtteyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, rydding og slått	Viktig slåtteyr, restaurering av hydrologi og skjøtsel må sees i sammenheng. Nevnes i Larsen et al. (2011).
2	VV00001447 Bjermmyra	16052	ST	Trondheim	Typisk hegmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag.	Det er tatt litt torv og det er par grøfter på myra, og det bør vurderes om restaurering trengs
2	VV00001244 Tranemosen	1001	Øf	Halden	Typisk hegmyr	1b	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Fra Moen (1970): "I N del er det i de siste årene hogd tømmer like ned til myra, og kvist er lagt igjen i laggen. I NØ-del er det et par små (ubetydelige) grøfter. Omrent midt på myra, i NV-SØ-retning, går det ved vestre kant et lengre, nesten gjenrodd grøft. Ca. 500 m N for sørenden går et grøft i V-Ø-retning, dessuten finnes her rester av piggrådgjerde. Helt i S finnes i østre del flere grøfter. Sett under ett er de tekniske inngrep små."
2	VV00000808 Bredmosen	1012	Øf	Marker	Typisk hegmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Fra Moen (1970): "I langs hele vestkanten er det for få år siden lagt dype grøfter." Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at det fortsatt er grøfter i vest, men de sentrale delene av myra virker intakt. En veg i vest grenser til det sentrale konsentrisk massivet, og påvirker kanskje laggen noe. Nevnes i Larsen et al. (2011).

Vår dato 25.11.2014 Vår referanse 2014/22158

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Prioritering	Lokalitet	ID Myrbase	Fylke	Kommune	Vektlagt myrtype	Vv	Forvaltnings- utfordring	Forslag til tiltak	Merknad
2	VV00000351 Kisselbergmosen	1013	Øf	Marker	Typisk høgmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Kisselbergmosen framstår i hovedtrekk som intakt eller svakt påvirket, men det er grøfta i et eksentrisk massiv midt på myra, og ellers i flere massiver mot kantene av myrkomplekset.
3	VV00000484 Høgåsåsen	2030	Ak	Gjerdrum	Typisk høgmyr	2-3	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Fra Moen & Kofoed (1977): "Et område på ca. 100 da sør for midten av myra er sterkt grøfta, og dette området hadde allerede forandret seg en god del. Langs hele myra går det en markert sti (skiløype). Flere steder om lag midt på myra var det rester etter banytter brukt av fugletittere." Ved kartlegginga i 2013-14 er det notert at det alt i alt er mye inngrep på myra, men det viktigste massivet (eksentrisk høgmyr) er nesten intakt. Trakk, spor og skiløyper vises tydelig. Det er hogst rundt kantene, og kanskje dels inne på myra. Myra trenger restaurering, og viktigst vil det være å fylle igjen grøftene på lokaliteten.
3	VV00000844 Grenimåsen	2039	Ak	Nes	Typisk høgmyr	1b- 2	Torvtekt	Heve grunnvassstand for å få etablert torvmoser og få ny myrvekst	Fra Moen (1976): "Den sørligste halvdel av Grenimosen er ødelagt av torvriking."
3	VV00000608 Knarshaugmyra	15001	MR	Eide	Atlantisk høgmyr	2	Endra hydrologi	Redusere påvirkning av gammel kjerreveg	Nevnes i Larsen et al. (2011).
3	VV00000625 Grimstadvann	15202	MR	Hareid	Atlantisk høgmyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Grøfter vises på ortofoto.
3	VV00000170 Fauskeidet	-	No	Fauske	Høgmyr	1b	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Nevnes i Larsen et al. (2011).
3	VV00001365 Flåmyra	5046	Op	Nordre Land	Rikmyr	1b- 2	Endra hydrologi og gjengroing	Fylle igjen grøfter, rydding og slått eller beite	Nevnes i Larsen et al. (2011).
3	VV00000138 Stormyra (Rossvoll)	-	Tr	Målselv	Høgmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Noen grøfter vises på ortofoto.
3	VV00000169 Stormyra (Jæggervatn)	-	Tr	Lyngen	Høgmyr	-	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Inngrep inntil reservatet.
3	VV00000806 Fjella	1016	Øf	Rakkestad	Typisk høgmyr	2	Endra hydrologi	Fylle igjen grøfter, fjerning av eventuelt krattoppslag langs grøfter.	Moen (1970) oppgir at "fattigmyrene i sør er grøftet, mens Svenken enda er helt upåvirket. Like V for sørenden av myra, på fastmark, ligger ei hytte." I 2013-14 er det sett kjørespor i øst, og det vises noen grøfter i sør og sørvest, men myra er for det meste intakt.

Referanser

- Flatberg, K.I. 1971. Myrundersøkelser i fylkene Vestfold, Buskerud, Telemark og Oppland sommeren 1970. Rapport i forbindelse med Naturvernrådets landsplan for myrreservater og IBP-CT-Telmas myrundersøkelser i Norge. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Trondheim. 62 s., 66 pl. (rapp. utenom serie).
- Fylkesmannen i Buskerud 2009. Forvaltningsplan for Gjellebekkmyrene naturreservat og Tranby landskapsvernområde i Lier kommune. – Fylkesmannen i Buskerud MVA-rapport 2009-5: 1-52.
- Grootjans, A.P., Van Diggelen, R., Joosten, H. & Smolders, A.J.P. 2012. Restoration of mires. – S. 203-213 i Van Andel, J. & Aronson, J. (red.) Restoration Ecology: The New Frontier, second edition. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- Korsmo, M. 1980. Myrvegetasjonen på Rønnåmyra, Grue kommune, Hedmark. – Hovedfagsoppgave, Universitetet i Trondheim. 121 s., 9 tbl.
- Larsen, B.H., Alvereng, P., Flynn, K.M., Gaarder, G. & Wergeland Krog, O. M. 2011. Restaurering av våtmark i Norge - potensielle lokaliteter og aktuelle tiltak. – Miljøfaglig Utredning Rapport 2011-11: 1-86, 1 vedlegg.
- Lyngstad, A. 2014. Evaluering av naturtyper i Emerald Network. Høgmyr, terrengdekkende myr og palsmyr. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2014-8: 1-43.
- Lyngstad, A., Holm, K.R., Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Flybildetolkning av høgmyr i Solørområdet, Hedmark. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2012-3: 1-51.
- Lyngstad, A. & Vold, E.M. in prep. Flybildetolkning av typisk høgmyr med vekt på Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Vold, E.M. & Moen, A. 2013. Slåttemyrlokalteter i Sør-Norge. A. Prioritering av lokaliteter for skjøtsel og overvåking. B. Kartlegging av slåttemyr på Østlandet 2012-13. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-8: 1-96.
- Moen, A. 1970. Myrundersøkelser i Østfold, Akershus, Oslo og Hedmark. Rapport i forbindelse med Naturvernrådets landsplan for myrreservater og IBT-CT-Telma's myr-undersøkelser i Norge. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Trondheim. 90 s., 22 pl. (rapp. utenom serie).
- Moen, A. 1973. Verneverdige høgmyrer i Solør-området, Hedmark. – Rapport til Miljøverndepartementet. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Trondheim. 14 s. (rapp. utenom serie).
- Moen, A. 1976. Vurdering av noen verneverdige myrer i Østfold og Akershus. Rapport til Miljøverndepartementet. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Trondheim. 22 s. (rapp. utenom serie).
- Moen, A. & Koefoed, J.-E. 1977. Registrering av verneverdige myrer i Akershus. Rapport til Miljøverndepartementet. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Trondheim. 20 s. (rapp. utenom serie).
- Moen, A. 1983. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1983-4: 1-138.
- Moen, A. & medarbeidere 1983. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1983-1: 1-160.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011a. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2011-3: 1-60.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011b. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2011-7: 1-72.
- Nordbakken, J.-F. & Halvorsen, R. 2004. Vegetasjonsutvikling på nordre del av Rønnåmyra naturreservat (Grue, Hedmark) etter gjenfylling av grøfter. – Unpubl. notat til Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv., 10 s.

Med hilsen

Anders Lyngstad

Postadresse	Org.nr. 974 767 880	Besøksadresse	Telefon	Saksbehandler
7491 Trondheim	E-post: post@vm.ntnu.no	Erling Skakkes gate 47 Trondheim	+ 47 73 59 21 45 Telefaks + 47 73 59 22 49	Anders Lyngstad Tlf: + 47 73 59 22 58
Årets museum i Norge 2010 http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet				

All korrespondanse som inngår i saksbehandling skal adresseres til saksbehandleren ved NTNU og ikke direkte til enkeltpersoner. Ved henvendelse vennligst oppgi referanse.

NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Seksjon for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Seksjonen påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-059-9

ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet