

Naturtyper i klimatilpasningsarbeid

Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester

Per Arild Aarrestad, Jarle W. Bjerke, Arne Follestad, Jane U. Jepsen, Signe Nybø, Graciela M. Rusch, Ann Kristin Schartau



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Naturtyper i klimatilpasningsarbeid

Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på
naturmangfold og økosystemtjenester

Per Arild Aarrestad

Jarle W. Bjerke

Arne Follestad

Jane U. Jepsen

Signe Nybø

Graciela M. Rusch

Ann Kristin Schartau

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S.,
Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i
klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og
klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. -
NINA Rapport 1157. 98 s.

Trondheim, april 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2781-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Arild Aarrestad

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-374|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Åsa Alexandra Borg Pedersen

FORSIDEBILDE

Flomskader i Veikledalen i Kvam, Nord-Fron kommune i 2013.

Foto: P. A. Aarrestad ©

NØKKEWORD

Naturtyper, økosystemtjenester, effekter av klimaendringer, klima-
tilpasningsarbeid, klimatilpasningstiltak

KEY WORDS

Nature habitats, ecosystem services, effects of climate change, cli-
mate adaption interventions

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. - NINA Rapport 1157. 98 s.

Rapporten sammenstiller eksisterende kunnskap om effekter av klimaendringer og samfunnets fysiske klimatilpasningstiltak på norske naturtyper og deres økosystemtjenester (unntatt marine naturtyper, grunnleggende livsprosesser, karbonopptak og karbonlagring). Rapporten gir råd om tiltak for å bevare naturtypenes funksjon og økosystemtjenester. Dette er gjort med tanke på forvaltningens behov for å ivareta, ta hensyn til og bruke naturtypenes økosystemtjenester til målrettede tiltak som kan bidra til å dempe klimaeffekter på natur og samfunn. Det er gjort et utvalg av de naturtyper som blir mest påvirket av klimaendringer og fysiske klimatilpasningstiltak, og som vesentlig kan bidra til å motvirke skader av klimaendringer.

De forventede klimaendringer som er beregnet for Norge fram mot 2100 (Klima i Norge 2100) og nyere data fra IPCCs femte klimarapport er benyttet som grunnlag for å vurdere effekter av klimaendringer på naturtyper. Havnivået kan stige med minst 70 cm langs sør- og vestlandskysten, 60 cm i Nord-Norge og 40 cm innerst i Oslo- og Trondheimsfjorden. Årsmiddeltemperaturen er forventet å øke med 2,3 til 4,6 °C innen 2100, med størst temperaturøkning i vinterhalvåret og minst om sommeren. Nedbøren forventes å øke med 5 til 30% og vil øke i alle årstider i hele landet, men lengre tørkeperioder kan opptre sommerstid på Sør- og Østlandet.

Sesongen med stabilt snødekke ventes å bli kortere i hele landet med størst endring i lavlandet. Høyere liggende områder kan få økt snødekke de neste 50 år. Som et resultat av tidligere snøsmelting og høyere lufttemperaturer vil vekstsesongen for planter øke i mesteparten av landet. Hyppigheten av høyere vindstyrker kan øke, og sammen med økt nedbør medfører dette mer ekstremvær. De forventede klimaendringer vil således kunne påvirke landskapsprosesser gjennom økt avrenning fra nedbørsfelt, økt flomaktivitet, økt fare for løsmasseskred og snøskred som tilsammen bidrar til en betydelig økning i erosjon av løsmasser. I tillegg vil en havnivåstigning med økt bølgeaktivitet og stormflo bidra med økt erosjon langs havstrendene.

Naturtyper kan bli direkte påvirket av klimaendringer gjennom erosjonsprosesser forårsaket av nedbør, flom og vind, og mer indirekte gjennom endringer i de grunnleggende livsprosesser som fotosyntese, primærproduksjon, vannkretsløp og næringsstoffkretsløp. Artssammensetningen som er grunnlaget for naturtypene, kan endres ved forflyttinger av bioklimatiske regioner og innvandring av fremmede arter.

Vi har vurdert alle naturtyper og deres økosystemtjenester på havstrand, åpen flomfastmark, kystlynghei, boreal hei, middels kalkrike lavlandssjøer, fisketomme dammer og små innsjøer, brakkvannsjø, bekke- og elveløp, palsmyr, flommarkskog, granskog, lavrik barskog, nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog, edellauvskog med alm og ask, lavrike rabber og lavheier, fjellhei og lesider og snøleier som de som kan bli mest negativt påvirket av klimaendringer. De fleste av disse naturtypene, samt myr og kilder, ravinedaler, skogbekkekløfter og urban natur kan gjennom deres økosystemtjenester selv bidra til samfunnets klimatilpasning ved regulerende tjenester som erosjonsbeskyttelse, vannrensing av næringssalter og miljøgifter og vedlikehold av jordsmonn. I tillegg gir de oss et betydelig antall klimaavhengige tjenester, slike som ulike forsyvende tjenester og opplevelses- og kunnskapstjenester. Det er således viktig å ivareta naturtypenes økologiske funksjon ved å minimere eksisterende trusler for naturtypene.

Flere naturtyper som havstrand, ferskvann, flomfastmark, flommarkskog, skogbekkekløfter og urban natur er også sårbare for samfunnets fysiske tilpasningstiltak som forbygninger i vassdrag, kanalisering av bekker, ulike terreng- og overflatebehandlinger, rassikring og skredvern. Slike tilpasningstiltak bør utføres slik at naturtypenes klimaregulerende tjenester ikke svekkes nevneverdig. For at forvaltningen bedre skal kunne benytte naturtyper som virkemiddel mot skadelige

effekter av klimaendringer, anbefaler vi en kartlegging av naturtyper som er sårbare for klimaendringer og klimatilpasningstiltak, samt av naturtyper som bidrar positivt til klimatilpasning. Naturtypens verdi for biologisk mangfold bør også vurderes. Samtidig bør endringer i naturtypene overvåkes. Forskning knyttet til effekter av klimaendring på naturtyper og deres økosystemtjenester og naturtypenes betydning i klimasammenheng bør styrkes.

Per Arild Aarrestad. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, per.a.aarrestad@nina.no.
Jarle Werner Bjerke. NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø.
Arne Follestad. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.
Jane Uhd Jepsen. NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø.
Signe Nybø. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.
Graciela Monica Rusch. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.
Ann Kristin Schartau. NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Nature habitats for climate adaptation. Effects of climate change and climate adaption interventions on biodiversity and ecosystem services. - NINA Report 1157. 98 pp.]

This report compiles existing knowledge about the effects of climate change and physical interventions for adaptation on natural and semi-natural habitats and their ecosystem services in Norway (except marine habitats, basic biological processes, carbon sequestration and carbon storage). The report provides recommendations that can help conserve habitat function and ecosystem services, taking into account the need by management authorities to conserve, consider and bring into use ecosystem services provided by natural habitats as a means to mitigate climate effects on nature and society. We selected a set of habitats that is most affected by climate change and that may substantially contribute to preventing damage caused climate change, at the same time that physical interventions aimed as climate adaptation measures may threaten the provision of their services.

The anticipated changes in the climate of Norway towards 2100 and the IPCC's Fifth Assessment Report are used as a basis for evaluating the effects of climate change on ecosystems. The sea levels can rise by at least 70 cm along the southern and western coast, 60 cm in northern Norway and 40 cm in the inner areas of the Oslo and Trondheim fjords. The average annual temperature is expected to increase by 2.3 to 4.6 °C by 2100, with the greatest increase in temperature in winter and the smallest in summer. Precipitation is expected to increase by 5 to 30% and will increase in all seasons in the country, but longer periods of drought can occur in summer in southern- and eastern Norway.

The season with stable snow cover is expected to be shorter in the whole country with the greatest changes foreseen in the lowlands. Snow cover in high altitude areas is anticipated to increase over the next 50 years. As a result of earlier snowmelt and higher air temperatures the growing season for plants will increase in most of the country. The increase in frequency of strong winds and high precipitation will entail more extreme weather events. The anticipated climate changes may therefore affect landscape processes through increased runoff from watersheds, higher frequency of floods, higher risk of soil landslides and avalanches, which together contribute to a significant increase in erosion of soils. In addition, it is anticipated that sea level rise combined with increased wave activity and storm surges will result in higher intensity of coastal erosion.

Natural habitats can be directly affected by climate change through erosion caused by rain, flooding and wind, and more indirectly through changes in the basic life processes as photosynthesis, primary production, water circulation and nutrient cycles. The species composition which is the basis of habitat type features can shift due changes in the characteristics of bio-climatic regions and the immigration of alien species.

We have considered all habitats and their ecosystem services on seashore together with floodplains, coastal and boreal heathlands, lowland lakes of moderate alkalinity, fishless ponds and small lakes, brackish water lakes, streams and rivers, palsa peatlands, floodplain forests, spruce forests, lichen-rich coniferous forests, lichen- and heather-rich northern boreal birch forests, broadleaved rich deciduous forests with elm and ash, lichen-rich alpine ridges and heathlands, and early and late snow patch habitats as those that can be most adversely affected by climate change.

Most of these habitats as well as mires and springs, forested creek canyons and urban nature can through their ecosystem services contribute to society's adaptation through the regulatory services they provide such as erosion prevention, soil conservation, and water purification through retention and decomposition of nutrients and pollutants. In addition, they provide a sig-

nificant number of climate-dependent services, such as various provisioning and cultural services. It is thus important to maintain these habitats' ecological function by minimizing current threats.

Several habitats such as seashore, freshwater habitats, floodplain forest, forest creek canyons and urban nature are also vulnerable to physical interventions for climate change adaptation such as embankments in rivers, channeling of streams, various terrain and surface treatments, landslide and avalanche protection. Such interventions should be carried out so that the natural habitats' regulating services do not deteriorate appreciably. In order to better utilize the potential of habitats as instruments against the damaging effects of climate change, we recommend a comprehensive mapping of habitats that are vulnerable to climate change and to physical interventions, and of habitats that contribute positively to climate change adaptation. The habitat's value for biodiversity conservation should also be considered. In addition, the critical changes in structure and function of habitats should be monitored. Research on the effects of climate change on ecosystems and their ecosystem services, and of role of habitats in the context of climate change adaptation should be strengthened.

Per Arild Aarrestad. NINA, P.O.Box 5685 Sluppen, NO 7485 Trondheim, Norway,

per.a.aarrestad@nina.no.

Jarle Werner Bjerke. NINA, Framsenteret, P.O.Box 6606 Langnes, NO 9296 Tromsø, Norway.

Arne Follestad. NINA, P.O.Box 5685 Sluppen, NO 7485 Trondheim, Norway.

Jane Uhd Jepsen. NINA, Framsenteret, P.O.Box 6606 Langnes, NO 9296 Tromsø, Norway.

Signe Nybø. NINA, P.O.Box 5685 Sluppen, NO 7485 Trondheim, Norway.

Graciela Monica Rusch. NINA, P.O.Box 5685 Sluppen, NO 7485 Trondheim, Norway.

Ann Kristin Schartau. NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Forventede klimaendringer og påvirkning av natur	11
2.1 Regionale klimaframskrivninger	11
2.2 Effekter av forventede klimaendringer på landskapsprosesser	14
3 Utvalg av naturtyper og økosystemtjenester	18
3.1 Naturtyper	18
3.2 Økosystemtjenester	18
4 Naturtyper som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer og deres økosystemtjenester.....	21
4.1 Havstrand.....	21
4.1.1 Effekter på naturtyper	21
4.1.2 Økosystemtjenester	28
4.2 Åpent lavland	30
4.2.1 Effekter på naturtyper	30
4.2.2 Økosystemtjenester	32
4.3 Ferskvann	33
4.3.1 Effekter på naturtyper	33
4.3.2 Økosystemtjenester	36
4.4 Våtmark.....	37
4.4.1 Effekter på naturtyper	37
4.4.2 Økosystemtjenester	38
4.5 Skog	39
4.5.1 Effekter på naturtyper	39
4.5.2 Økosystemtjenester	44
4.6 Fjell	45
4.6.1 Effekter på naturtyper	45
4.6.2 Økosystemtjenester	46
5 Naturtyper som i særlig grad kan bidra til samfunnets klimatilpasning.....	48
5.1 Havstrand.....	48
5.2 Åpent lavland, ferskvann, våtmark og skog	49
5.3 Ravinedaler og skogbekkekløfter	50
5.4 Urban natur	50
6 Naturtyper som er sårbare for fysiske klimatilpasningstiltak	55
6.1 Samfunnets klimatilpasningstiltak	55
6.2 Naturtyper som kan bli negativt påvirket av fysiske klimatilpasningstiltak	55
7 Mulige tiltak som bidrar til å bevare naturtypene og deres økosystemtjenester.....	57
7.1 Havstrand.....	57
7.2 Åpent lavland	59
7.3 Ferskvann	59
7.4 Våtmark.....	60

7.5 Skog	60
7.6 Fjell	60
8 Kunnskapsmangel og anbefalinger for videre arbeid	61
9 Oppsummering og konklusjon	63
10 Naturtyper som er behandlet i rapporten	67
10.1 Havstrand.....	67
10.1.1 Undervannsenger, poller og littoralbasseng.....	67
10.1.2 Stein-, grus- og sandstrand	67
10.1.3 Strandeng og strandsump	68
10.1.4 Driftvoll	69
10.1.5 Sanddyner.....	69
10.1.6 Marint delta	70
10.2 Åpent lavland	71
10.2.1 Åpen flomfastmark	71
10.2.2 Kystlynghei.....	71
10.2.3 Boreal hei.....	72
10.3 Ferskvann	73
10.3.1 Middels kalkrike og dype lavlandssjøer.....	73
10.3.2 Fisketomme dammer og små innsjøer	73
10.3.3 Brakkvannssjøer	74
10.3.4 Bekke- og elveløp.....	75
10.4 Våtmark.....	76
10.4.1 Palsmyr	76
10.4.2 Rikmyr	77
10.4.3 Kilder	77
10.5 Skog.....	77
10.5.1 Flommarkskog	77
10.5.2 Edellauvskog med alm og ask.....	78
10.5.3 Granskog og lavrik barskog.....	79
10.5.4 Skogbekkekløft	79
10.5.5 Nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog	80
10.6 Fjell	81
10.6.1 Lavrike rabber og lavheier	81
10.6.2 Fjellhei og lesider	81
10.6.3 Snøleier.....	82
10.7 Ravinedal	82
10.8 Urban natur – natur i byer.....	83
11 Referanser	84

Forord

NINA har på oppdrag fra Miljødirektoratet sammenstilt kunnskap om effekter av klimaendringer og klimatilpasningstiltak på naturtyper og deres økosystemtjenester og vurdert hvordan naturtyper kan bidra i fremtidig klimatilpasningsarbeid. Oppdraget er utført av flere av NINAs forskere med kompetanse på ulike naturtyper og økosystemtjenester. Omfang og struktur i rapporten er knyttet til oppdragsbeskrivelsen. Vi takker Miljødirektoratet for et godt samarbeid og gode innspill med forvaltningsrettet relevans.

17. april 2015

Per Arild Aarrestad
Prosjektleder

1 Innledning

FNs femte klimapanelers hovedrapport (Stocker mfl. 2013, Field mfl. 2014, Edenhofer mfl. 2014, Pachauri & Meyer 2014) gir en oversikt over klimaets endringer de siste tiårene med økt global oppvarming, endrede nedbørsmønstre, smeltende snø og is, økt havtemperatur og endringer i ekstremvær siden 1950. Prognosene for fremtiden tilsier en fortsatt global temperaturøkning som kan få store konsekvenser for jorda økosystemer og samfunn. Hovedrapporten konkluderer med at klimatilpasningsarbeid og raske utslippskutt er nødvendig for å unngå alvorlige endringer i naturens økosystemer. Sammen med andre påvirkningsfaktorer som nedbygging og fragmentering av leveområder, forurensing, høsting, fremmede arter, ferdsel og annen menneskelig aktivitet vil klimaendringer føre til et stort press på naturmiljøet med tap av naturmangfold.

Ulike samfunnsområder utsettes for klimaendringer i forskjellig grad, særlig er infrastruktur utsatt for mer ekstremt vær. For å unngå større skader på samfunnsinteresser planlegges og utføres det i flere land ulike klimatilpasningstiltak som forbygninger og oppmagasineringer i vassdrag, rassikringsarbeid og reguleringer på havstrand. Dette kan igjen påvirke naturtypene og deres økosystemtjenester. Naturen kan i midlertid selv være et viktig forsvar mot effekter av klimaendringer for samfunnet gjennom de ulike økosystemtjenester den leverer, men det krever at naturen forvaltes på en slik måte at den er robust og selv evner å tilpasse seg et endret klima.

Regjeringen har gjennom stortingsmeldinger og utredninger vektlagt klimatilpasningsarbeid og økosystemtjenester som et viktig bidrag i klimapolitikken (f.eks. Miljøverndepartementet 2009, 2013 – St.meld. 33 (2012-2013), NOU 2004, 2013). Med tanke på fremtidig arbeid med å ivareta, ta hensyn til og bruke naturmangfold og økosystemtjenester innen klimatilpasningsarbeid, ønsker Miljødirektoratet å få en gjennomgang av eksisterende kunnskap slik at effektive og målrettede klimatilpasningstiltak ikke øker sårbarheten til naturen eller samfunnet. I første omgang handler det om å få en oversikt over viktige naturtyper som er sårbare og utsatt for klimaendringer, naturtyper som kan brukes eller bidra effektivt til klimatilpasningstiltak og naturtyper som kan bli negativ påvirket av samfunnets klimatilpasningstiltak.

Rapporten sammenstiller eksisterende kunnskap om effekter av klimaendringer og klimatilpasningstiltak for de mest utsatte naturtypene og hvilke økosystemtjenester naturtypene leverer. Videre gis det anbefalinger om mulige tiltak som kan bidra til å bevare naturtyper og deres økosystemtjenester ved et endret klima. Rapporten identifiserer også noen utfordringer knyttet til kunnskapsgrunnlaget. Utvalget av naturtyper er utført på bakgrunn av kjent kunnskap og ekspertvurderinger.

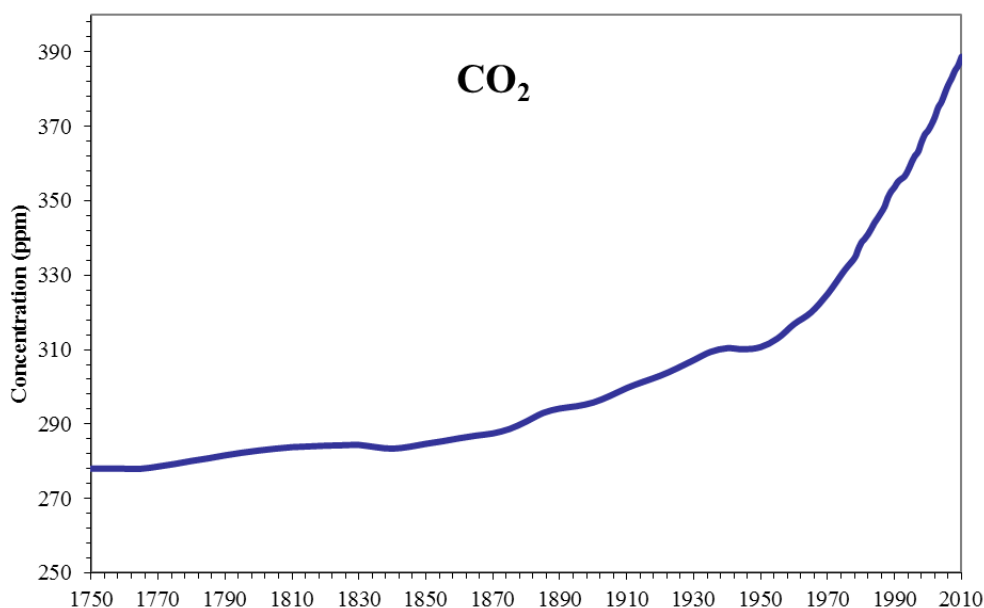
Marine naturtyper og havforsuring er ikke vurdert. I dette arbeidet inngår heller ikke vurdering av naturens egen evne til klimaregulering gjennom karbonopptak og karbonlagring, da det ikke er en del av oppdraget. Opptak av varme fra solstråling og hvordan denne varierer med ulikt vegetasjonsdekke, den såkalte albedoeffekten, er dermed heller ikke omtalt.

2 Forventede klimaendringer og påvirkning av natur

2.1 Regionale klimaframskrivninger

Norge har en betydelig geografisk og temperaturmessig variasjon, samtidig som klimaet har variert over tid (Hanssen-Bauer mfl. 2009). De naturlige klimavariasjonen styres av geofysiske faktorer som topografi, luft- og havstrømmer, inkludert variasjoner i jordas bane rundt sola (Hov mfl. 2013). Forekomsten av stormfulle, milde vintre og tørre og kalde vintre er knyttet til naturlige variasjoner i den atmosfæriske sirkulasjonen over Nord-Atlanteren, kalt den nordatlantiske oscillasjonen (NAO). På forskjellige steder i Norge har også avstanden til kysten/havet en viktig innvirkning på det lokale klimaet, fra et kystklima med høy nedbør og høye vintertemperaturer til et innlandsklima med mindre nedbør, lavere vintertemperaturer og høyere sommertemperaturer. Nærheten til hav har således en viktig innflytelse både på nedbørsmengder og temperatur, og den geografiske variasjonen påvirker gjennomsnittstemperatur, lengde på vekstsesongen og sesongmessige temperaturvariasjoner (Rusch 2012).

Etter den industrielle revolusjon og endret arealbruk de siste hundre år har bruk av fossilt brensel, intensivt landbruk og avskoging ført til en sterk økning av klimagasser (GHG) som karbondioksid (CO_2), lystgass (N_2O) og metan (CH_4) i atmosfæren. **Figur 1** viser at CO_2 -konsentrasjonen i atmosfæren har økt med nesten 40 % siden 1750. Konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren er nå høyere enn noen gang de siste 800 000 år, noe som vil føre til en betydelig endring i jordas klima med global oppvarming som resultat (Field mfl. 2014). Temperaturøkningene vil ikke være like stor over hele verden. Temperaturøkningen vil sannsynligvis være høyere på nordlige breddegrader, for eksempel i Norge, enn det globale gjennomsnittet (Stocker mfl. 2013).



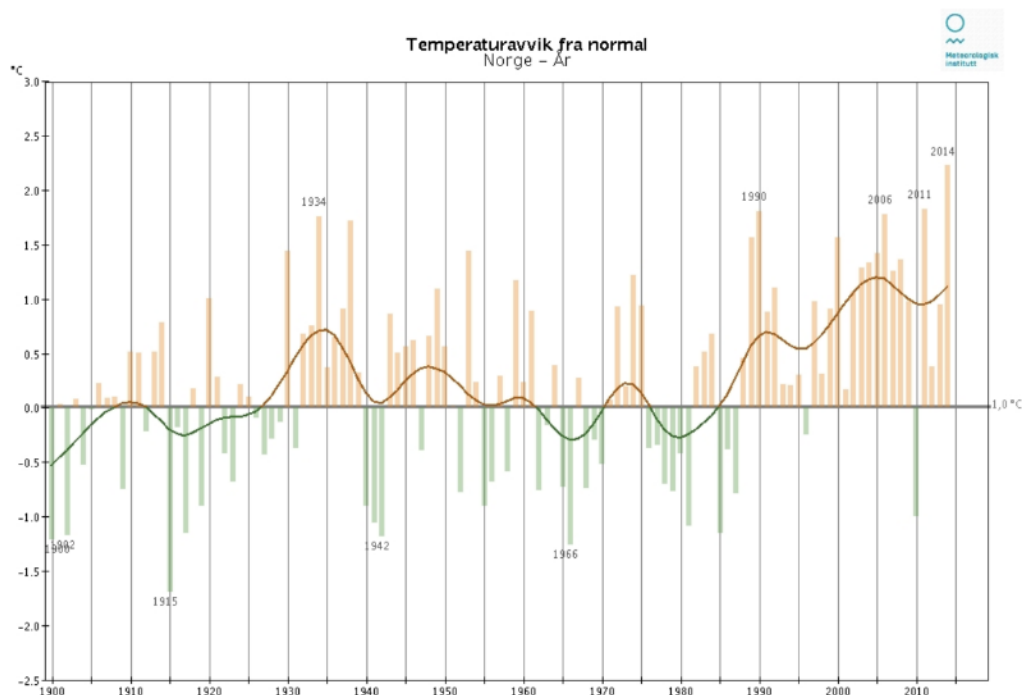
Figur 1. Historisk utvikling av atmosfærisk CO_2 -konsentrasjon (ppm). Kilde: European Environmental Agency (EEA). <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/atmospheric-concentration-of-co2-ppm-1>.

Kunnskapen om framtidens klimaendringer – hvor fort og hvor mye klimaet vil endre seg – er imidlertid ufullstendig og usikkert, og endringene er bl.a. avhengig av utviklingen klimagassutslipp (Stocker mfl. 2013). Det er derimot en generell enighet blant forskere om at utslipp av klimagasser i atmosfæren vil ha betydelige konsekvenser for klimaet og livet på jorden. Dagens klimaforskning kommer ikke med absolutte svar, men gir en relativt klar indikasjon på hvilke klimaendringer som kan forventes (Flæte mfl. 2010, Stocker mfl. 2013).

Hanssen-Bauer mfl. (2009) har beregnet regionale klimaframskrivninger for Norge fram til 2100 (Klima i Norge 2100), basert på IPCC-scenarier for menneskelige utslipp av klimagasser og -partikler, globale beregninger av klimasystemets respons på disse og metoder for å regionalisere beregningene med større geografisk presisjon. Det er alltid en usikkerhet i slike beregninger, men hovedkonklusjonene er et varmere og fuktigere klima i Norge.

Lufttemperatur

Den årlige gjennomsnittstemperaturen varierer fra +6 °C langs kysten på Vestlandet til -4 °C i de høyereliggende fjellområdene. Årsmiddeltemperaturen for fastlands-Norge har økt ca. 0,8 °C de siste hundre år, og mest om våren (Miljøstatus i Norge, <http://www.miljostatus.no/>). Det har vært perioder med både stigende og fallende temperaturer, men siden 1965 har årsmiddeltemperaturen økt med ca. 0,4 °C per tiår (**figur 2**). Temperaturen i 2014 var 2,2 grader over normalen, og er den høyeste som er registrert.



Figur 2. Endringer i middeltemperatur i Norge (avvik fra normalen 1960-1991) fra 1900 til 2014. Kilde: met.no. http://met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_150_ar/Hele_landet/. Den heltrukne kurven viser variasjoner i temperatur sett i et tiårsperspektiv (dekadeskala).

Årsmiddeltemperaturen i Norge forventes å øke med 2,3 til 4,6 °C innen 2100, med størst temperaturøkning i vinterhalvåret og minst om sommeren. Den forventes å øke mest i Nord-Norge med størst økning i Finnmark, der beregninger gir en økning på 3,0 til 5,4 °C. På Vestlandet forventes det en lavere økning i årsmiddeltemperatur, mellom 1,9 og 4,2 °C. Økningen forventes å bli større i innlandet enn på kysten i hele landet. Antall mildværsdager med minimumstemperaturer over 0 °C om vinteren kan øke i lavlandet i hele Norge. Om sommeren forventes dagens

maksimumstemperatur å øke med opp til 3 °C i sørøst og rundt 2 °C i andre deler av landet. Antall sommerdager med maksimumstemperatur over 20 °C ventes å øke i hele landet, særlig i sørøst.

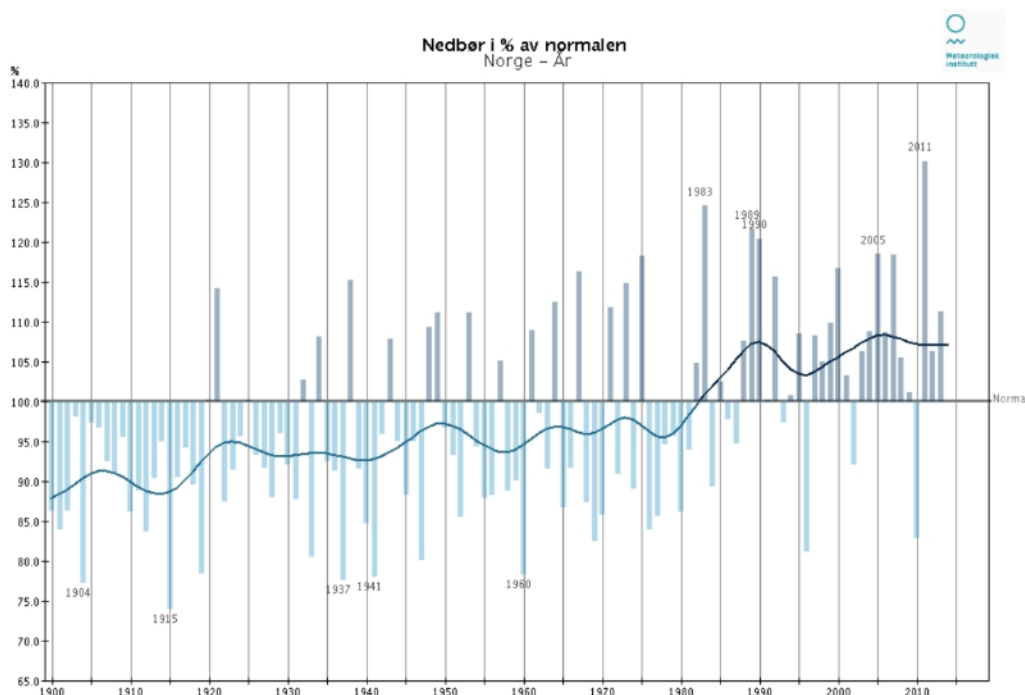
Havtemperatur

Overflatetemperaturen vil kunne øke med omtrent 0,5 °C i løpet av 65 år langs vestkysten av Norge og med 1,0-1,5 °C i det vestlige Barentshavet. I Nordsjøen kan temperaturen i overflaten øke med 1,4 °C de neste 100 år.

Nedbør

I følge Hanssen-Bauer mfl. (2009) varierer den årlige gjennomsnittsnedbøren fra omtrent 300 mm til 3500 mm, med mest nedbør i vestlige deler av Norge nord til Lofoten. Øvre Gudbrandsdalen og indre Troms er de tørreste områdene (med mindre enn 300 mm nedbør), og enkelte områder på Vestlandet er våtest med over 5000 mm nedbør.

For fastlands-Norge har årsnedbøren økt med nesten 20% siden år 1900, med størst økning om vinteren og minst om sommeren, men i 2014 var nedbøren svært nær normalen (**figur 3**). Frem mot 2100 forventes det mer nedbør i hele landet. I gjennomsnitt kan nedbøren øke med 5 til 30% innen slutten av dette århundre. Nedbøren vil øke i alle årstider og i alle regioner, men lokalt kan man på grunn av stor naturlig variabilitet oppleve noen år med mindre nedbør. Vinternedbøren vil øke mest med over 40 prosent i deler av Øst-, Sør-, og Vestlandet mot slutten av århundret. Sommernedbøren på Sør- og Østlandet anslås å avta mot slutten av århundret med lengre tørkeperioder. I Europa har man de siste tiår opplevd økt frekvens og mengde av ekstreme nedbør (Hov mfl. 2013). I Norge vil det bli flere dager med mye nedbør, og gjennomsnittlig nedbørmengde disse dagene blir høyere i hele landet for alle årstider.



Figur 3. Utviklingen av nedbør i fastlands-Norge fra 1900 til 2013. Grafen viser nedbør som prosent av gjennomsnittlig nedbør i normalperioden 1961–1990. Kilde: met.no. http://met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_150_ar/Hele_landet/. Den heltrukne kurven viser variasjoner i temperatur sett i et tiårsperspektiv (dekadeskala).

Snømengder

Sesongen med stabilt snødekke ventes å bli kortere i hele landet med størst endring i lavlandet. Her forventes snøsesongen å bli to til tre måneder kortere mot slutten av dette århundret. Fram mot 2050 kan maksimal snødybde øke i høyfjellet og i områdene i indre Finnmark, men mot slutten av århundret ventes den å avta. Det antas at tilising av mark i fjellet vil øke pga. oftere vekslinger mellom mildvær og kuldeperioder (Putkonen & Roe 2003, Bjerke 2011).

Vind og ekstremvær

Klimamodellene for Norge viser liten eller ingen endringer i midlere vindforhold i dette århundret. Det er imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til regionale påvirkninger, da Norge har et kupert og variert terreng som gjør beregningene av vind over land særlig vanskelig. Hyppigheten av høyere vindstyrker kan øke. Økningen forventes å bli størst om høsten, med en gjennomsnittlig økning av maksimal vindstyrke på opptil 0,5 m/s langs kysten og i Langfjella. Andre klimamodeller indikerer økt vindstyrke i Nordvest-Europa, som sammen med økt nedbør medfører mer ekstremvær (Hov mfl. 2013). Økte vindstyrker og økt stormfrekvens er også observert de senere år flere steder i verden (IPCC 2014).

Vekstsesong

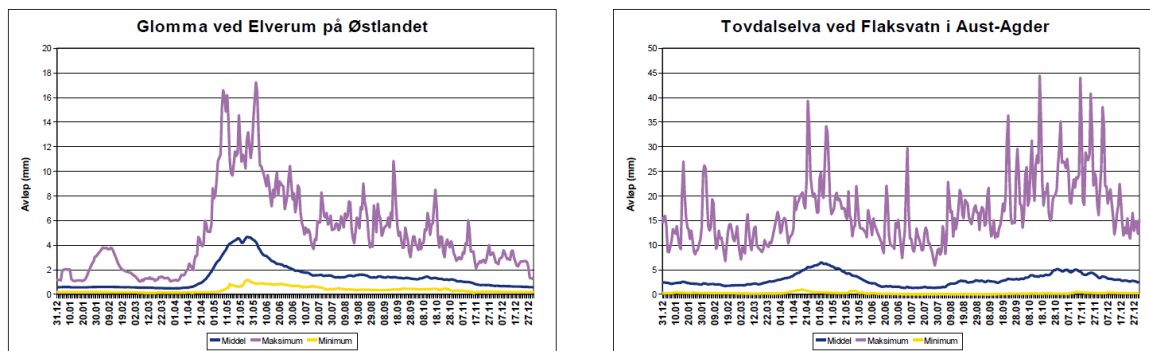
Vekstsesongen for planter er definert som antall dager med gjennomsnittstemperatur over 5 °C, da plantene først begynner å vokse når temperaturen i jorda overstiger 4 °C (Carter 1998). Vekstsesongen er lengst ytterst langs kysten av Vestlandet med opptil 225 døgn. I indre strøk på Østlandet er den noe kortere, omtrent 165 dager. På store deler av Finnmarksvidda er vekstsesongen mellom 90 og 120 døgn, mens den på høyfjellet og deler av Varangerhalvøya er under 70 dager (Hanssen-Bauer mfl. 2009).

Som et resultat av tidligere snøsmelting og høyere lufttemperaturer vil vekstsesongen øke i mesteparten av landet. Frem mot 2050 kan vekstsesongen i store deler av landet øke med opptil 1 måned, og mot slutten av dette århundre kan vekstsesongen øke med to måneder i lavlandet og opp mot tre måneder i høyereliggende strøk.

2.2 Effekter av forventede klimaendringer på landskapsprosesser

Avrenning

Jordsmonnet har en evne til å absorbere vann som kommer fra nedbør, men økte nedbørsmengder gjør at jordsmonnet raskere blir mettet med vann, noe som øker avrenningen til vann og vassdrag. Den sesongmessige vannføringen i elver varierer mellom kyst og innland, noe som skyldes ulik varighet av snø- og isdekke (Beldring mfl. 2003). Vannføringen i kontinentale elver og i fjellområder er liten om vinteren og meget stor om våren og sommeren. Dette skyldes stabil og forutsigbar sesongmessig snøsmelting (Poff 2002, Beldring mfl. 2003, og **figur 4a**). På den annen side har nedbørsfelt i kystregioner mindre forutsigbare vannføringsmønstre pga. kortvarige episoder med høy vannføring forårsaket av regn, med generelt liten vannføring om sommeren (**figur 4b**).



Figur 4. Normal (blå), størst (rød) og lavest (gul) observert vannføring (mm/dag) per dag og år i Glomma ved nedbørsfeltet i Elverum i Østlandsregionen (a) og i Tovdalselva ved Flaksvatn i Aust-Agder (b). (a) representerer fjell og (b) kystregionens avrenningsregimer (Beldring mfl. 2003). Kilde: Hanssen-Bauer mfl. (2009). Figur fra Rusch (2012).

Observasjoner av hydrologiske mønstre viser stor geografisk variasjon og er vanskelig å koble til klimaendringer. Hanssen-Bauer mfl. (2009) peker likevel på en tydelig økning i avrenning om vinteren på Østlandet. Denne økningen er større i lavlandet enn i høyereliggende områder. Særlig vil såkalte «regn-på-snø»-hendelser, der regn faller på frossen bakke med et allerede eksisterende snødekke, føre til større avrenning fordi regnet ikke tas opp av jorden og fordi det i tillegg kan føre til økt snøsmelting. Slike forhold kan i visse tilfeller føre til flom.

Flom

Økte nedbørsmengder, økt frekvens av korte episoder med høy nedbør og økt hyppighet av regn på snø vil føre til endringer i hydrologiske mønstre og økt sannsynlighet for flom. Dette betyr at hendelser som i gjennomsnitt inntreffer en gang hvert 100 til 200 år, sannsynligvis vil inntreffe oftere i framtida (Miljøverndepartementet 2013 – St.meld. 33 (2012-2013)).

Høyere temperatur fører til tidligere vårflom i de store vassdragene. Der de store årlige flommene skyldes regn under dagens klima, vil flommene bli større i fremtiden. Særlig på Vestlandet og i Nordland vil flommene bli betydelige større. I disse regionene kan flomvannføringen ved dagens 200-årsflom øke med mer enn 20% i løpet av de neste 100 år, i noen vassdrag mer enn 40 % (Lawrence & Hisdal 2011). Når snømengdene reduseres, vil imidlertid snøsmeltingsflommene i de store elvene kunne bli mindre.

Nedbør i form av regn, i stedet for snø, kan føre til flommer også sent på høsten og om vinteren. Flere intense lokale regnepisoder vil kunne skape særlige utfordringer i små, bratte elver og bekker og i tettbygde strøk. For alle vassdrag med nedslagsfelt mindre enn ca. 100 km² må en regne med minst 20% økt flomvannføring i løpet av de neste 50-100 år. <http://www.nve.no/Global/Publikasjoner/Publikasjoner%202014/Faktaark%202014/Fakta-ark-260314%20.pdf>.

Den økte intensiteten i vannføringen vil føre til sterkere erosjon av sedimenter på elvesletter og i elve- og bekkeløp med transport av løsmasser (leir, sand, grus, stein og blokker) som avsettes i områder utenfor de normale avsetningsområdene.

Overvannsflommer

Overvann er vann som renner av på overflater av tak, veger og andre tette flater etter nedbør og snøsmelting. Avløpsnett i byer og tettsteder og drenering langs veger er som regel ikke dimensjonert for store mengder overvann. Med mer nedbør og økt nedbørsintensitet vil man forvente

overvannsflommer langs veger og i by og tettbebyggelser, noe som kan føre til betydelig problem for miljø, helse og byggverk.

Tørke

Selv i Norge, med rikelige ferskvannsressurser, har langvarige tørkeperioder resultert i store problemer i de siste årene (Wong mfl. 2011). Høyere temperaturer og mulighet for redusert nedbør om sommeren vil sannsynligvis resultere i hyppigere tørkeepisoder og lengre perioder med redusert vannføring i elver. Dette vil føre til uttørring av jordsmonn med senkning av grunnvannsstanden på nærliggende mark.

På den annen side vil forekomsten av tørke være avhengig av om nedbøren over året øker nok til å kompensere for økt fordamping. Trendanalyser indikerer at sommertørke i sørlige deler av Norge har blitt mer alvorlig (Wilson mfl. 2010). Generelt forventes tørkeperioder relatert til jordfuktighet, avrenning og grunnvann (hydrologisk tørke) å bli vanligere. Dette er forventet for både gjennomsnittlig og maksimum lengde av tørkeepisodene (Wong mfl. 2011). Wong mfl. (2011) har modellert forekomsten av tørke som en konsekvens av klimaendringer. De konkluderte med at til tross for antatt økning i sommernedbør er økningen i sommertemperatur forventet å resultere i lengre hydrologiske tørkeperioder (16–60 dager) i store deler av Norge. De fant at både gjennomsnittlig og maksimum varighet av tørkeepisoder vil øke signifikant. Flere vedvarende hydrologiske tørkeperioder er også en konsekvens av at økte temperaturer påvirker tidspunkt for snøsmelting. Tidlig vår vil føre til tidligere snøsmelting, noe som resulterer i en lengre sommerperiode.

Løsmasseskred

Jordsmonnet har en evne til å absorbere vann som kommer fra nedbør, men økte nedbørsmengder gjør at jordsmonnet raskere blir mettet med vann, noe som øker muligheten for løsmasseskred. Løsmasseskred er en prosess der jord og stein beveger seg nedover en skråning under påvirkning av tyngdekraften. Løsmasseskred oppstår oftest i bratt terreng (normalt over 30° hellning), der løse materialer kan bevege seg og med utløsende faktorer som fører til ustabilitet av løse materialer (www.ngu.no). De utløsende faktorer henger sammen med klimatiske og hydrologiske prosesser, ettersom jordvann kan øke eller minske stabiliteten av en skråning avhengig av mengde vann til stede.

Ved små mengder vann vil vannets overflatespenning bidra til at jordas bindekraft (kohesjon) øker. Dette gjør at jorden står imot erosjon bedre enn om den var tørr. Om for mye vann er til stede kan vannet virke som et smøremiddel, og således akselerere erosjonsprosessen og forårsake ulike typer skred (jordskred, ras o.l.). Derfor utløses skred ofte i perioder med kraftig regn, ved vannmetning i jorda, når trykket forårsaket av vann i jordporene er høyt. En blanding av løsmasser og våt snø gir opphav til såkalte sørpeskred som ofte sklir ut på dyrket mark eller rundt bebyggelse. Økt frekvens av episoder med stor nedbørintensitet og mer regn om vinteren vil således kunne øke risikoen for løsmasseskred, særlig i kystområder (Kronholm & Stalsberg 2009).

Skred kan også utløses som følge av langvarig intens nedbør, særlig i områder med kvikkleire i ravedaler og langs elveløp (kvikkleireskred). Områder der topografiske og klimatiske forhold som fremmer skred opptrer samtidig, vil være spesielt utsatt, og områder som tidligere ikke var utsatt for skred, kan bli mer rasutsatt. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) anser imidlertid ikke at de ekstremt store, sjeldne skredene som ny bebyggelse må ta hensyn til, vil bli større eller forekomme hyppigere i framtiden (NVE 2014).

Snøskred

Det er en klar sammenheng mellom nedbør, temperatur og vindforhold og ulike former for snøskred (Olje og energidepartementet 2012, NVE 2014). Økt temperatur vil kunne redusere risikoen for snøskred i lavereliggende områder mellom 500 og 1000 meter over havet, men kan øke faren for våtsnøskred og sørpeskred. I høyereliggende områder er det større sannsynlighet for økt skredfare, ved stadig vekslende temperaturer.

Havnivåstigning, bølger og stormflo

Havet stiger fordi vannet utvider seg når havet blir varmere og fordi landis smelter og renner ut i havet. I perioden fra 1901 til 2010 har det globale havnivå steget med rundt 19 cm (IPCC 2013).

Siden siste istids maksimum for 20 000 år siden, har det globale havnivået steget med hele 120 meter, mens det har holdt seg noenlunde stabilt de siste 4–5 tusen år. På tross av denne stigningen har mesteparten av norskekysten opplevd en netto reduksjon av havnivået etter siste istid. Dette skyldes at landet hever seg i Norge og resten av Skandinavia som følge av at innlandsisen smeltet bort og vekten av isen forsvant for ca. 11 500 år siden.

Det globale havnivået stiger nå med om lag 3 mm per år. FNs klimapanel presenterte i sin siste hovedrapport et intervall på 26-98 cm mulig global gjennomsnittlig havnivåstigning fram mot 2100 (IPCC 2013). Disse tallene er en økning i forhold til forrige hovedrapport da man nå har tatt med bidragene fra avsmelting av Grønlandsisen og iskappene i Vest-Antarktisk. IPCC sier at mellom 30-55 % av havnivåstigningen skyldes termisk ekspansjon, 15-35 % issmelting fra breer på land, og at bidraget fra isdekkene på Grønland og i Antarktisk sett sammen bidrar til havnivåstigningen.

Hanssen-Bauer mfl. (2009) beregnet havnivåendringer i Norge basert på scenarier i forrige IPCC hovedrapport, der havnivåstigningen som skyldes avsmelting av innlandsis ikke var med. Deres arbeid viste størst endringer langs kysten sør og vest i landet, der landhevingen er minst. Beregningene viste at havnivået kan stige med rundt 70 cm langs sør- og vestlandskysten, rundt 60 cm i Nord-Norge og rundt 40 cm innerst i Oslo- og Trondheimsfjorden. Usikkerhetene knyttet til de ulike bidragene til framtidig havstigning er imidlertid usikre. Ved å innlemme avsmelting fra isbreer kan man imidlertid anta at havstigningen vil bli høyere enn nevnt over.

Endring i vindforhold vil kunne føre til økt bølgehøyde, særlig utenfor kysten av Troms og Finnmark (Hanssen-Bauer mfl. 2009). Ved de aller sterkeste stormene er det beregnet en økning av stormflomål de fleste steder langs kysten. Økt bølgehøyde og stormflo vil sammen ha betydning for erosjon og påleiring av sedimenter på havstrand.

I Europa og særlig i Danmark har betydelige deler av kystlinjen allerede gått tapt pga. slik erosjon (Miljøministeriet 2012).

3 Utvalg av naturtyper og økosystemtjenester

3.1 Naturtyper

Med naturtype menes her en relativt ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der (NOU 2004; Miljøverndepartementet 2009; Halvorsen mfl. 2009).

Alle naturtyper vil i utgangspunktet kunne bli mer eller mindre påvirket av klimaendringer. Vi har gjort et utvalg av de naturtypene vi mener er de mest utsatte (**kapittel 4**), gitt at de regionale klimaframskrivingene for de neste hundre år inntreffer, dvs. der klimaendring har potensiale til å redusere betydelig naturtypens fysiske areal ved erosjon eller endre økosystemfunksjonene (de biologiske, geokjemiske og fysiske prosesser og komponenter) slik at naturtypen endrer karakter. Effektene av dette vil være betydelige endringer i artssammensetning eller i populasjonsstørrelse av arter. En slik tilstandsendring tilsvarer trinn 4 (sterk effekt av klimaendring) og trinn 5 (gjennomgripende effekt av klimaendring) for tilstandskoklinen «KL Klimaendring» i NiN 1.0 (Halvorsen mfl. 2009). Dersom de økologiske eller fysiske forutsetningene for en naturtype endres vesentlig, vil den også kunne gå over til en annen naturtype, og den opprinnelige typen må anses som tapt (Lindgaard & Henriksen 2011).

Utvalget baserer seg også på informasjon i den norske rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). Men for noen av de rødlistede naturtypene er klimaendringer mindre vektlagt i vurderingen av rødlistestatus på grunn av lite kunnskapsgrunnlag, f.eks. er klimaendringer for ferskvann ikke vurdert. Vårt utvalg baserer seg på klimascenariene for de neste hundre år (**kapittel 2**) og kjent kunnskap om klimaets effekter på ulike økosystemkomponenter. Kunnskapen om klimateffekter på økosystemer er imidlertid varierende og grenseoppgangen mellom lite og sterkt påvirket natur er en subjektiv vurdering. Vårt utvalg av naturtyper som kan bli særlig påvirket av klimaendringer må derfor anses som en ekspertvurdering. Andre vil trolig innlemme flere naturtyper eller være uenig i noen av de naturtypene som er valgt. Kunnskap om naturtypenes økosystemtjenester og generell økologisk forståelse er benyttet for å velge ut naturtyper som selv kan bidra til samfunnets klimatilpasning (**kapittel 5**).

Naturtypene representerer både landskapsnivå og natursystemnivå i NiN 1.0. De er her delt inn i forvaltningsrettede landskapsenheter (hovedøkosystemer) med underenheter tilsvarende naturtypenivået i DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007) og delvis hovedtypenivået i naturtypesystemet i NiN 1.0 og NiN 2.0 (Halvorsen mfl. under utarb., Artsdatabanken 2015). Naturtypene er nærmere beskrevet i **kapittel 10**. For hver naturtype er det her gitt henvisninger til tilsvarende enheter i disse naturtypesystemene. Naturtypene i DN-håndbok 13 omhandler kun naturtyper som er særlig viktige for biologisk mangfold og mangler således flere av naturtypene som vil belyses i dette arbeidet. NiNs hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper er ikke endelig fastsatt, og grunntypenivået er for omfattende til formålet for denne utredningen. Vurdering av naturtyper i hav (marine vannmasser og bunnsystemer, bortsett fra ålegrasenger på havstrand) og naturtyper i arktiske områder på Svalbard er ikke omtalt, da disse ikke en del av oppdraget.

3.2 Økosystemtjenester

Godene som samfunnet får fra naturen er ofte omtalt som økosystemtjenester (Daily 1997, MA 2005). Disse tjenestene er økologiske bestandsdeler, prosesser og funksjoner som er verdsatt av mennesker (Boyd 2007). Utrykket «tjenester» kommer fra økonomi, men har blitt tilpasset økologien for å fokusere på sammenhengen mellom økosystemer og menneskevelferd (Rusch 2012).

NOU (2013) definerer økosystemtjenester som: «Økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd. Begrepet omfatter fysiske goder og ikke-fysiske tjenester vi får fra naturen».

Økosystemtjenestene deles inn i fire hovedkategorier: 1) grunnleggende livsprosesser, 2) regulerende tjenester, 3) forsynende tjenester og 4) opplevelses- og kunnskapstjenester med underenheter (**tabell 1**). De grunnleggende livsprosessene er støttende tjenester og omfatter prosesser som er grunnlaget for all biologisk produksjon. De regulerende tjenestene er nytten vi har fra regulering av økosystemprosesser og inkluderer alle forhold der økosystemer kontrollerer eller påvirker biotiske eller abiotiske faktorer som er relevante for menneskers miljø. De forsynende tjenestene er økosystemenes materielle og energimessige produksjon av konkrete goder som kan byttes eller handles med og/eller som kan brukes direkte. Opplevelses- og kunnskapstjenestene er kulturelle tjenester som naturen gir oss.

Ikke alle økosystemtjenester er klimaavhengige. **Tabell 1** viser de økosystemtjenestene som etter NOU (2013) er påvirket av klima. Økosystemtjenestene som er mest relevant ved klimatilpasning og skadebegrensning er typiske regulerende tjenester (MA 2005), slike som klimaregulering (karbonlagring og temperaturregulering), vannstrømregulering, erosjons- og naturskadebeskyttelse og vannrensing. Klimaendringer vil imidlertid også påvirke flere forsynende tjenester som mat, fiber og bioenergi og ikke forsynende tjenester som rekreasjon, friluftsliv, turisme, kunnskap og læring (Barbier mfl. 2011).

I dette arbeidet fokuseres det først og fremst på de klimaavhengige, regulerende tjenestene, herunder vannstrømregulering, erosjonsbeskyttelse, vannrensing og temperaturregulering. Dette gjøres for de naturtyper som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer (**kapittel 5**) og for de naturtyper som kan bidra effektivt til samfunnets klimatilpasning (**kapittel 6**). De fleste av naturtyper som blir negativt påvirket, er de samme naturtypene som bidrar positivt til samfunnets klimatilpasning. Tilsvarende er det de samme økosystemtjenestene som blir negativt påvirket som også er effektive i klimatilpasning. Dette gjelder først og fremst naturtypenes regulerende tjenester. For enkelthets skyld er alle økosystemtjenestene til disse naturtypene beskrevet i **kapittel 5**. Noen naturtyper er ikke vurdert som betydelig påvirket, men er likevel viktige i klimatilpasningsarbeid, og deres økosystemtjenester er presentert i **kapittel 6**. Dette gjelder for ravinedaler, skogbekkekløfter og urban natur.

Økosystemtjenestene som er knyttet til regulering av klima (karbonlagring, solstråling/albedo) er ikke vurdert i rapporten, da de ikke er en del av oppdraget. Disse tjenestene er først og fremst knyttet til skog, jordbruksområder og åpent lavland, kyst og hav og myr (NOU 2013), men all natur med vegetasjon bidrar til karbonlagring. Likeledes vurderes ikke de grunnleggende livsprosesser (fotosyntese og primærproduksjon, jord- og sedimentdannelse, vannkretsløp, næringsstoffkretsløp og evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner) i særlig grad, da omfanget vil være for stort for prosjektets størrelse.

Tabell 1. Økosystemtjenester der klimaendringer er en aktuell påvirkningsfaktor. Bearbeidet etter NOU (2013). * er økosystemtjenester som er spesielt vektlagt i denne rapporten.

Økosystemtjeneste	Særlig viktig for Norge	Viktige økosystemer
Grunnleggende livsprosesser	Livsgrunnlaget og grunnlaget for biologisk produksjon	
Fotosyntese og primærproduksjon		Alle
Jord- og sedimentdannelse		Alle
Vannkretsløp		Alle
Næringsstoffkretsløp		Alle
Evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner		Alle
Regulerende tjenester		
Klimaregulering	Karbonlagring, regulering av solstråling	Skog, jordbruksområder, åpent lavland, kyst og hav, myr
Vannstrømregulering*	Flomdempning, overvannshåndtering	Skog, myr og våtmark, elver og innsjøer, jordbruksområder og åpent lavland, urban natur
Erosjons- og naturskadebeskyttelse*	Ras- og skredforbygging, forebygging av jorderosjon	Alle
Vannrensing og avfallsbehandling*	Håndtering av utslipp i form av næringssalter og miljøgifter	Hav og kyst, skog, elver, innsjøer, våtmark, urban og peri-urban natur
Sykdomsregulering, skadedyr-regulering og biologisk kontroll*	Biologisk kontroll i jord- og skogbruk. Viktig for klimatilpasning	Alle
Pollinering	Jordbruksproduksjon, ville planter	Alle fastmarkssystemer med blomstrende karplanter
Vedlikehold av jordsmonn (jordsmonnsdannelse)	Jordbruksproduksjon, skogbruk og annen biologisk produksjon	Jordbruksområder, åpent lavland, skog, dyrket og dyrkbar mark
Forsynende tjenester		
Mat	Fisk og sjømat, landbruksprodukter, hjortevilt	Hav og kyst, jordbruksområder, åpent lavland, skog, innsjøer
Fiber	Tømmer og trevirke, for til oppdrett, beiteressurser	Skog, hav, åpent lavland
Bioenergi	Ved, annet biobrensel	Skog
Genetiske ressurser	Plante- og dyreforedling, bioteknologi	Alle
Biokjemikalier, naturmedisin og legemidler	Medisiner, tilsetningsstoffer	Alle
Pynte- og dekorasjonsressurser	Blomster og andre planter, juletrær, skinn og lær	Alle
Opplevelses- og kunnskapstjenester		
Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv	Nærmiljøet, folkehelse, reiseliv, jakt og fiske	Alle
Kunnskap og læring	Utdanning og forskning	Alle
Naturarv	Bevaring av eksisterende kunnskap	Alle

4 Naturtyper som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer og deres økosystemtjenester

Naturtyper kan bli direkte påvirket av klimaendringer gjennom erosjonsprosesser forårsaket av nedbør, flom og vind og mer indirekte gjennom endringer i de grunnleggende livsprosesser som fotosyntese, primærproduksjon, vannkretsløp og næringsstoffkretsløp. Artssammensetningen som er grunnlaget for naturtypene kan endres. Særlig kan varmekjære arter som har sin nordligste utbredelse i Norge få bedre levevilkår og spre seg nordover i landet, og oseaniske arter kan spre seg østover, særlig i Troms og Finnmark (Nybø mfl. 2009). Bioklimatiske hovedgradienter kan således forflyttes, da de hovedsakelig er knyttet til nedbør og avstand fra havet (Moen 1998, Bakkestuen mfl. 2009).

Klimaendringer kan også føre til at fremmede arter (invasjonsarter) får bedre vilkår i norsk natur (Gederaas mfl. 2007, Gjershaug mfl. 2009), særlig arter fra sørlige og østlige breddegrader med et varmere sommerklima. Dette kan være aggressive arter som utkonkurrerer stedegne arter, eller arter som fører til skader og sykdomsutbrudd på planter som er grunnleggende for økosystemets funksjon og bidrar således til en betydelig endring i ulike naturtyper. Her omtales de naturtypene som vi mener kan bli betydelig negativt påvirket (se også **tabell 2** under **kapittel 9** Oppsummering).

4.1 Havstrand

4.1.1 Effekter på naturtyper

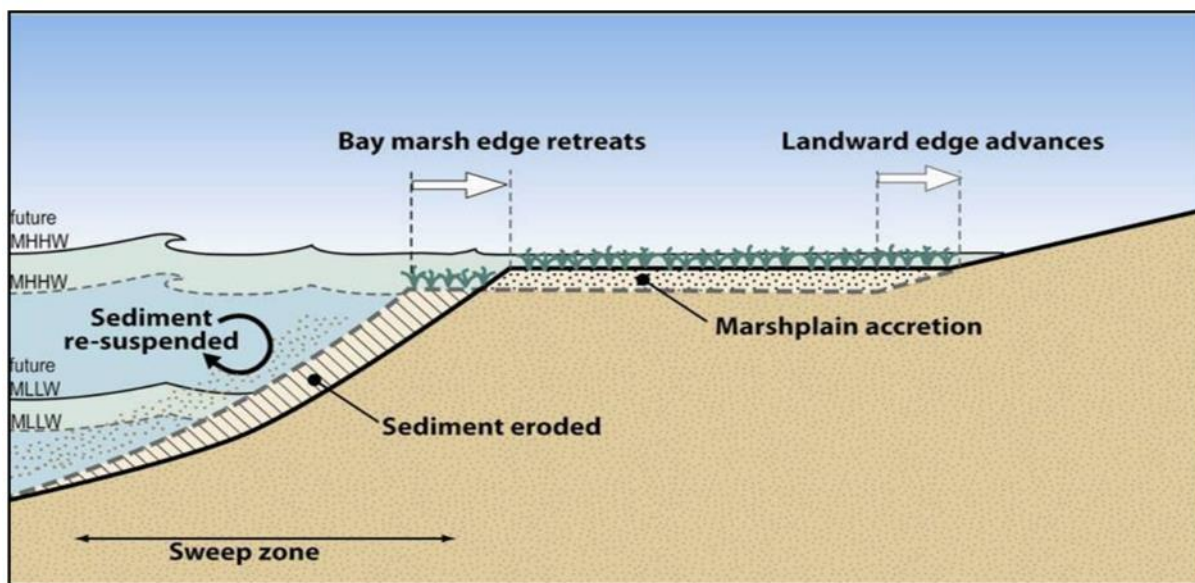
Flere naturtyper ved kysten er svært avhengige av temperatur, havnivå og bølgeslagspåvirkning. Forventede klimaendringer, i første omgang økende havnivå, men også mildere vintre, økt nedbør, endrede vindforhold (med økt frekvens av ekstremvær) og lengre vekstsesong, forventes å kunne gi betydelige effekter for enkelte havstrandtyper i Norge. Økt havnivå, endret bølgeaktivitet og stormfrekvens vil påvirke de geomorfologiske prosessene som skaper naturtypene knyttet til kysten. Klimaendringer er forventet å endre aktive prosesser, som erosjon og sedimentasjon (Prosser mfl. 2010), som vil kunne føre til endret utbredelse av naturtyper. Økte temperaturer og lengre vekstsesong vil sannsynligvis i samspill med andre faktorer, som reduksjon og opphør av beite og slått og økt nitrogentilførsel, påvirke og endre vilkårene for arter knyttet til havstrender.

Økt nedbør kan tilføre mer ferskvann til flere av naturtypene, men dette vil trolig motvirkes av økt grunnvannsnivå med saltere vann ved stigende havnivå. Dersom økt nedbør fører til økt transport av næringsstoffer fra land, f.eks. ved avrenning fra gjødslet dyrket mark, kan det føre til økt eutrofiering av flere naturtyper.

Noen naturtyper kan få nye innslag av arter. Stillehavssøsters, amerikansk knivskjell, kinesisk ullhåndkrabbe og japansk drivtang er eksempler på marine arter som har kommet til Norge de siste årene ved hjelp av en menneskelig vektor, og regnes dermed som fremmede. Med endrede klimaforhold kan disse, hvorav flere står på Svartelista (Gederaas mfl. 2012), få bedre vilkår i framtiden og kan skape problemer for eksisterende arter (Follestad mfl. 2011).

Havstrender er naturlig dynamiske systemer, og lokale forhold, som substrat, topografi, strømforhold og eksposisjon, vil i stor grad avgjøre hvilken effekt økning i havnivå vil ha for utbredelse og endring i utbredelse av naturtyper. Dette gjør det vanskelig å gi en generell vurdering av effekter av havnivåendringer på naturtyper. Imidlertid synes det klart at effekter av havnivåendringer først og fremst vil være avhengig av om naturtypene er i stand til å justere seg til et nytt havnivå (**Figur 5**). I hvilken grad en slik justering vil skje, vil bestemmes av forløpet og hastigheten endringene inntreffer med og tilstanden til områdene bakenfor stranda (m.a.o. muligheten til å skape nye habitater). Dette vil variere med utformingen og tilstanden for arealene i bakkant av havstranden i dag.

Der arealet er utbygd, vil arealet med naturlig dynamikk bli redusert, særlig for sandstrender og sanddyner, strandenger, samt brakkvannsdeltaer. Under slike forhold vil en heving av nedre nivå for fjæra, medføre reduserte arealer for en rekke fugler som bl.a. benytter seg av fjæresona for matleiting. Den mest siterte modellen for å kvantifisere kystens respons til økt havnivå kalles Bruuns regel (Bruun 1954, 1962, 1983). Modellen ble utviklet for sanddominerte kystområder. Den antar at bølgeaktiviteten er jevn og at den gjennomsnittlige strandprofilen ikke endres, men forflyttes med økende havnivå. Når havnivået øker, er første respons en neddykking av landområder. Erosjon vil imidlertid føre til at nok materiale blir avsatt på havbunnen til at strandprofilen kan reetableres høyere opp.



Phillip Williams & Associates

Figur 5. Prosesser for erosjon og nybyggelse av havstrand etter Coastal Conservancy (2012). Naturtyper i fjæresona vil måtte vandre inn og opp på land i bakkant av flomålet, eller bygges opp gjennom sedimentering i tilstrekkelig hastighet, dersom den skal beholde sin størrelse ved økende havnivå.

Havstrender er utsatt for en rekke andre påvirkningsfaktorer, som kan redusere arealet og endre naturtypenes tilstand, som jordbruk, tekniske inngrep, ferdsel og slitasje, forurensing og fremmede arter (Beaumont mfl. 2014). Mulige effekter av klimaendringer er vanskelig å forutse, delvis fordi flere effekter peker i forskjellige retninger slik at de både kan forsterke eller oppheve hverandre. Å redusere negative effekter av andre faktorer, vil kunne øke tilpasningsevnen til arter og naturtyper i forhold til klimaendringer.

Undervannsenger, poller og littoralbasseng

Undervannsenger med ålegras (**kapittel 10.1.1, figur 6 og 7**) synes lite utsatt for havnivåstigning, med et mulig unntak for smalt ålegras. Det er lite kjent hva som skiller vanlig ålegras fra det smale, ettersom de tidligere begge er omtalt og registrert som ålegras. Det smale synes å vokse hovedsakelig i fjæresonen, og ved økt havnivå kan det kanskje bli reduserte forekomster, dersom fjæra ikke kan utvides i bakkant.

Ålegras er følsomt for endringer i bl.a. temperatur og salinitet, sannsynligvis også for eutrofieringsgrad fra bl.a. økt tilførsel av næringsstoffer fra land, som gjør det mer utsatt for angrep av slimliknende sopp, *Labyrinthula zosterae* (Larkum mfl. 2006). Den medførte på 1930-tallet en

reduksjon på rundt 90 % på ålegrasbestandene flere steder i Europa, og andre steder i verden til andre tidspunkter. Det er antydnet at friskt ålegress kan motstå angrep på denne soppen, men at allerede stresset ålegress kan bli infisert (Larkum mfl. 2006). Veksten av ålegras reduseres med økt turbiditet i vannet eller planktonoppblomstring, og nyere studier har antydnet at økte nivåer av både nitrat og ammonium kan være dødelig for ålegraset. Økt avrenning fra land kan derfor, også i kombinasjon med andre effekter av klimaendringer, potensielt utgjøre en potensiell risiko for ålegressengene langs kysten.



Figur 6. Ålegraseng i tangbelte på strand i Brønnøy kommune i 2009. Det var her relativt tette bestander av smalt ålegress langs det meste av stranda. Ved økt havnivå er det usikkert hvordan ålegresset vil respondere dersom arealet av stranda reduseres. Foto: A. Follestad ©.



Figur 7. Smalt ålegras (*Zostera angustifolia*) på mudderbunn. Foto: P. A. Aarrestad ©.

Poller og littoralbassenger er begge saltpåvirket, men det er ikke kjent om økt havnivå kan medføre en økt i saltvannspåvirkning og hvilke effekter dette vil få på naturtypene. Økt havnivå kan også medføre at tang og tare kan føres lenger inn på land ved høyvann, der noe av det kan havne også i poller og littoralbasseng og gjennom forråtnelsesprosesser endre miljøbetingelsene for andre organismer.

Stein-, grus- og sandstrand

Stein-, grus- og sandstrand finnes på eksponerte steder og grovere substrat (**kapittel 10.1.2, figur 8**). Mellom steiner kan finsedimenter akkumuleres og utvikle små flekker med strandengfragmenter. Denne naturtypen vil første og fremst kunne påvirkes av klimaeffekter gjennom økt havnivå og hyppigere frekvens av ekstremvær med stormflo, som kan medføre utvasking av de fineste partiklene i substratet. Naturtypen vil over tid begrenses i utstrekning, dersom nydanning ikke kan skje i bakkant av stranda.

På flere sandstrender som er mindre eksponerte for ekstremvær, kan i landskyllet tang og tare bli blandet ned i sanda, og gjennom forråtnelsesprosesser skape gode beitemuligheter for bl.a. vadefugler. Vi er ikke kjent med litteratur som beskriver mulige effekter her av økende havnivå.



Figur 8. Stein- grus- og sandstrand på Lista. Foto: P. A. Aarrestad ©.

Strandeng og strandsump

Økt nedbør har sannsynligvis liten direkte innflytelse på havstrandvegetasjon, men høy og hyppig nedbør kan gi raskere utvasking av saltet i strandenger og strandsumper (**kapittel 10.1.3**) etter stor flo (Elven & Johansen 1983). Havstrenger gjennomgår ofte store endringer i forbindelse med springflo og storm. Kraftige vinterstormer kan redusere populasjonsstørrelsene til strandplanter (Stabbetorp & Skarpaas 2001), med betydningen av en økning i stormfrekvens for langsiktig overlevelse av populasjoner av strandplanter er ikke undersøkt.

Oversvømmingsgraden gir opphav til karakteristiske vegetasjonsbelter. Med økende havnivå vil denne soneringen forskyves innover. Naturtypen vil over tid trolig begrenses i utstrekning, dersom nydanning ikke kan skje i bakkant av stranda.

Endringer i tradisjonell hevd utgjør en trussel for flere naturtyper. Både strandenger, sanddyner og driftvoller har delvis vært utnyttet som kulturmark, både til husdyrbeite og slått. Mange av artene knyttet til disse kulturpåvirkede naturtypene er små, lyselskende og konkurransesvake planter, men også en rekke insekter er knyttet til åpne sandflater (Follestad mfl. 2011). De fleste av disse områdene kan gå tapt ved en havnivåstigning.

Driftvoll og tangvoller

En økning i temperaturen og en utvidet vekstsesong kan endre artssammensetningen på driftvoller (**kapittel 10.1.4, figur 9 og 10**). Vegetasjonens stabilitet er påvirket av vannforårsaket forstyrrelse, og avhengig av forstyrrelsesintensitet er vegetasjonen enten dominert av ettårige urter, av lavvokste ett- og flerårige urter eller av flerårige, høyvokste urter og gras. Driftvoller som bygges opp av tang og tare på eksponerte strender, kan skylles på havet igjen ved høyvann, og dette kan skje hyppigere med økende frekvens av ekstremvær med stormflo. I noen tilfeller er det også mulig at økt havnivå kan forhindre oppbygging av driftvoller ved at de hele tiden vil skylles ut igjen. Men trolig vil driftvollene ofte flytte seg oppover i soneringen, der forholdene i bakkant av stranda ligger til rette for det.



Figur 9. Ettårs-tangvoll med melder (*Atrix* spp.) i Neslandfjæra, Bjugn. Foto: P. A. Aarrestad ©.



Figur 10. Makkevika på Giske, en viktig rasteplass for mange vannfugler, særlig vadefugler, under høsttrekket. Til høyre på bildet, innerst i vika, ses en velutviklet og gammel tangvoll, gjen-grodd med mange arter som er viktige for frøspisende spurvefugler. Tangvollen har preg av et sumpområde, med mange små dammer og mudderpøler, som er viktige områder for nærings-søkende vadere og ender. Utover neset øverst i bildet ses også en tarevoll som er skylt lenger opp på land. Med et rikt tilbud på insekter er dette et viktig område for mange insektspisende spurvefugler. Økt havnivå kan medføre økt utskylling av gammel tangvoll ved høyvann eller stormflo, dersom sjøen i større grad kan bryte over en beskyttende steinvoll på utsida av vika. Foto: A. Follestad ©.

Sanddyner

Økt havnivå vil ha store effekter på sanddynemark langs kysten (**kapittel 10.1.5, figur 11**). Høyere vannstand vil forskyve littoralsonen innover slik at noen strender står i fare for å forsvinne, mens andre strender nydannes der vannet når innover lavtliggende områder som før var tørt land. Strender med tilstrekkelig høydegradient for å motstå arealmessige forskyvninger vil likevel bli mer utsatt for erosjon og saltpåvirkning innover i baklandet. De bakenforliggende områdene av sanddyner er ofte dyrket mark, skogkledde områder, bratte bergvegger eller utbygde områder for næringsvirksomhet eller boligbebyggelse. Totalt sett vil trolig sanddyneområder lide av en såkalt «arealskvis» (Everard mfl. 2010, Beaumont mfl. 2014).

Varmere sommerklima kan være gunstig for sandlevende insekter om dette innebærer flere soltimer. Aktiviteten til flygende sandinsekter og larveutviklingen nede i sanda er i stor grad avhengig av direkte solinnstråling. Et slikt scenario kan innebære økt sannsynlighet for både ekspansjon av begrenset utbredte arter og etablering av nye arter så fremt habitattilgangen er uendret (Follestad mfl. 2011). På den andre siden, om varmere klima medfører større andel skydekke og økt nedbør sommerstid, kan dette slå andre veien for de mange artene av solelskende insekter som lever på sandstrender. Andre arter som normalt begrenses av vintertemperaturer eller vekstseson, vil kunne få bedre vilkår ved temperaturøkning.



Figur 11. Sanddyner på Lista med bakenforliggende lyngheier. Foto: P. A. Aarrestad ©.

Økt sandflukt i dyneområdene kan bli resultatet ved hyppigere og mer voldsomme stormer. Økt hyppighet og størrelse på stormflo vil også føre til økt erosjon og utvasking av sand i dynefrontene. Resultatene av økt vinderosjon vil kunne oppveie for gjengroingseffektene av økt temperatur og nedbør, men samtidig vil økt erosjon i dynefrontene 'spise' av totalarealet med sanddynekomplekser. Mange insektarter ser dessuten ut til å sky unna de mest vindutsatte områdene på sandstrendene. For eksempel er de mest gunstige leveområdene for broddveps begrenset til lune, soleksponerte, vegetasjonsløse sandflater litt lengre inne på stranda (Follestad mfl. 2011). Vindøkning vil kunne gi færre slike leveområder.

Marint delta

Marine deltaer finnes i stort antall langs hele kysten vår ved utløpet av store elver (**kapittel 10.1.6, figur 12**). Ofte finner vi aktive marine deltaer i fjordbotner der sedimentflatene har gitt grunnlag for jordbruk og bosetning. Mange slike steder har også utviklet seg til industristeder og byer og naturtypen er derfor sterkt presset av jordbruk, utfylling, industri og tettbebyggelse.

Når elv møter stillestående vann avtar vannhastigheten og elvetransportert materiale blir sedimentert. Et aktivt delta strekker seg normalt langt ut i sjøen. Mye av aktiviteten på et aktivt delta er knyttet til forholdene ved ekstremflom. Ved økt nedbør og ekstremflom kan elvene føre med seg mer materiale, som kan endre dynamikken i deltaet.



Figur 12. Gaulosen og Buvika (i bakgrunnen) like sør for Trondheim, en viktig raste- og overvintringsplass for vannfugler. De store leirørene er viktige næringssøksområder for vadere og rasteplass for store flokker med grågås og dels kortnebbgås under høsttrekket. Dette er en naturtype som kan påvirkes negativt av økt havnivå, dersom leirørene ikke har utvidelsesmuligheter i bakkant, eller gjennom økt sedimentering. Foto: A. Follestad ©.

4.1.2 Økosystemtjenester

Stein- og grusstrand, nedre del av fjæresonen

Regulerende tjenester

Naturtypene i nedre deler av tidevannssonen har blitt anerkjent for sin evne til å stabilisere strandlinjer og beskytte kystbefolkningen (Barbier mfl. 2011). Særlig kystnære tang- og tarebelter og absorberer energi på måter som verken fastland eller åpent vann kan (Costanza mfl. 2008). Den beskyttende effekten oppnås ved å minke arealet av åpent vann som kan danne bølger, slik at vindeffekten på vannflaten minker og bølgeenergien absorberes som en følge av dette. Vegetasjonen holder og samler sedimenter og opprettholder dermed grunne vanddyp, og bidrar slik til kystbeskyttelse på to måter: ved å faktisk redusere bølger og ved å opprettholde de grunne dybder som har samme effekt (Costanza mfl. 2008).

Det er få modeller på beskyttelseeffekten av havstrand, men det har akkumulert seg anekdotiske bevis etter orkaner, vindstormer, flom og tsunamier som gir indikasjon på rollen tidevannssonen har for beskyttelse mot skader. Basert på denne erfaringen og økonomiske analyser, konkluderte Costanza mfl. (2006), at en økning av havstrandareal gjennom økologisk prosjektering kan gi en meget kostnadseffektiv og bærekraftig beskyttelse av menneskelige bosetninger på kysten.

Tangvoller, strandeng, strandsump og marine delta

Regulerende tjenester

Strandenger og strandsumper har i årtusener gitt beskyttelse mot kysterosjon av bølger og stormflo. Naturtypene har gjort dette ved å redusere konsekvensene av innkommende bølger og ved å redusere bølgehastighet, høyde og varighet. Strandengene er sannsynligvis også viktige

for å redusere varigheten av stormfloen og dens høyde ved å gi ekstra vannopptak og lagringskapasitet av sedimenter (Barbier mfl. 2011). Vegetasjonen reduserer effektene av bølger (hastighet, høyde og varighet) gjennom at de stabiliserer sedimenter, øker fjæresonens areal, og gir vertikale beskyttende vegetasjonsstrukturer som grasbelter (Barbier mfl. 2011).

Strandengenes stabiliserende effekt på kysten og erosjonskontroll er avhengig av vegetasjonsdekket og dets evne til å motstå erosjon. Brisson mfl. (2014) studerte et våtmarksområde på den nordamerikanske østkysten med tre nivåer av historisk menneskelig påvirkning, og fant en positiv sammenheng mellom vegetasjonstetthet, biomasseproduksjon, minimering av bølgekraft og strandlinjestabilisering. Eksempler på degradering av strandenger og strandsumper over hele verden har visst at tap av vegetasjon og reduserer våtmarkenes motstandskraft mot stormflo, erosjon og havnivåstigning (Brisson mfl. 2014). Men det finnes ingen pålitelige estimater av den økonomiske verdien av våtmarksvegetasjonens bidrag til å dempe kysterosjonen.

Ifølge gjennomgangen av Barbier mfl. (2011) renser strandenger, strandsumper og vegetasjon på marine delta vann som renner inn i fjæresona ved utløp fra bekker og elver. Når vann fra elver, terrestrisk avrenning, grunnvann eller regn passerer gjennom våtmarker, bremser vanngjennomstrømmingen på grunn av friksjonseffekten av vegetasjonen. Suspenderte sedimenter blir så avsatt på våtmarkoverflaten, noe som øker næringsopptaket i vegetasjonen. Denne vannfiltreringen bidrar til menneskers helse, men beskytter også nærliggende økosystemer, som for eksempel sjøgresshabitat, f.eks. dominert av ålegras, som er truet av eutrofiering og forurensning (Barbier mfl. 2011).

Forsynende tjenester

I over 8000 år har mennesker brukt strandenger, strandsumper og marine delta direkte til høsting av råstoff og mat. Selv om høsting av gras og bruk av strandenger som beitemarker har gått ned i dag, er disse tjenestene fortsatt viktige lokalt over hele verden (Barbier mfl. 2011). Historisk sett har tang og tare vært brukt som gjødselressurs og som husdyrfôr av kystbefolkningen i Norge. Drivtang og tare ble samlet i strandsonen eller den ble høstet fersk og enten spredd direkte på åker og eng, særlig ved dyrking av poteter eller kompostert/lagret sammen med husdyrgjødsel eller torv. I dag er bruken betydelig mindre, men fortsatt benyttes den innen økologisk landbruk (Holm & McKinnon 2000, Holm 2002, McKinnon mfl. 2004). Ulike typer sjøgras har historisk vært en viktig ressurs med et bredt spekter av bruksområder i Norge (Alm 2003).

Sanddyner inkl. sandstrender

Regulerende tjenester

Kystbeskyttelse er uten tvil en av de mest verdifulle tjenester fra sandstrand og sanddyner, spesielt i møte med ekstreme stormer og havnivåstigning (Everard mfl. 2010, Barbier mfl. 2011). Sandstrender og sanddyner absorberer energi fra vind, tidevann og bølgekraft, og er en naturlig forsvarsbarriere. Barbier mfl. (2010) forklarer denne mekanismen som kystvern: "Når bølger når fjæresonen blir de svekket av strandskråningen og, ved høyvann, også av fordyner, en struktur like bak stranden der sand akkumuleres i åser eller rygger". Strendenes evne til å dempe bølger avhenger av deres form. I Nederland og i USA ansees sanddynenes kystbeskyttende funksjon som svært viktig. Strand- og dynevegetasjon stabiliserer sedimentet og fanger jord, som dermed kontrollerer kysterosjon og beskytter fritidsarealer, turistrelatert virksomhet, bygninger ved strandsonen, land for hav- og landbruk, og fauna. Barbier mfl. (2011) påpeker at sandstrender og dynenes funksjon ikke har blitt verdsatt direkte, men viser til et økende antall studier som verdsetter fordelene av erosjonssikrende tiltak som enten bevarer eller bygger opp eksisterende strender og sanddyner.

Vannoppsamling er en annen viktig funksjon for kystsanddyneøkosystemer (Barbier mfl. 2011, Everard mfl. 2010). Sanddyner er i stand til å lagre betydelig mengder vann, slik som i dynene i Mejindel i Nederland, som har blitt brukt som en kilde til drikkevann i århundrer (Barbier mfl. 2011). Få andre naturtyper gir en slik hurtig opplading av grunnvann som sanddyneøkosystemer (Everard mfl. 2010).

Sanddynene er sannsynligvis viktig for rensing av grunnvann og vannavrenning, samt beskyttelse av det marine miljøet. Det er få studier som har studert denne funksjonen, og det er et stort kunnskapshull (Everard mfl. 2010). Imidlertid brukes sanddynesystemer aktivt for rensing. Noen eksempler fra Nederland viser at sanddynesystemer kan brukes til å rense drikkevann ved å filtrere elvevannet inn i dynesystemet (Everard mfl. 2010).

Forsynende tjenester

Strenger og sanddyner gir råvarer i form av sand som har blitt utvunnet i århundrer. Naturtypen har flere bruksområder, inkludert utvinning av mineraler som silika og feltspat for produksjon av glass og keramikk, produkter for landbruket, og grunnmaterialet for byggematerialer (Beaumont mfl. 2014, Everard mfl. 2010). Selv om sand er en verdifull ressurs, kan utvinning gjennom sandtak og gruvedrift ha åpenbare negative effekter, spesielt på kystbeskyttelse og grunnvann.

4.2 Åpent lavland

4.2.1 Effekter på naturtyper

Åpent lavland omfatter her naturtyper på fastmark under skoggrensa som ikke er skogkledd, inkludert kulturlandskapstyper (**kapittel 10.2**). En rekke naturtyper inngår i åpent lavland, slike som åpen flomfastmark, fosseberg, fosse-eng, kystnær grus- og steinmark, fugleberg, åpen skredmark, nakent berg, åpen grunnlendt naturmark i lavlandet, boreal hei, kulturmarkseng og kystlynghei (NiN 1.0). De fleste vil bli påvirket av klimaendringer, men vi har valgt å fokusere på åpen flomfastmark, kystlynghei og boreal hei som vi mener kan bli betydelig negativt påvirket. Noen naturtyper i åpent lavland kan få redusert sine arealer, andre kan få økte areal, slike som fosseberg og fosse-eng, og åpen skredmark.

Kulturmarksenger, også kalt semi-naturlige enger, er først og fremst skapt av slått og beite. I dag er de gamle kulturmarkene først og fremst truet på grunn av drifts- og arealforandringer. Opphør av hevdformene vil føre til gjengroing til skog. Økt temperatur vil fremskynde prosessen med gjengroing, men ved aktiv hevd vil naturtypene fortsatt eksistere, selv om det blir et varmere klima (Lindgaard & Henriksen 2011, Direktoratet for naturforvaltning 2013a). Vi har således ikke vurdert naturtypen som betydelig truet av klimaendringer.

Åpen flomfastmark

Åpen flomfastmark omfatter åpne fastmarksarealer i flomsonen langs elver og innsjøer som jevnlig blir satt under vann (**kapittel 10.2.1**). Naturtypen er en dynamisk naturtype som er avhengig av et vekslende vannregime og kan således få økt sine arealer ved økt nedbør og mer flomaktivitet. Med ekstremvær kan imidlertid flommene bli så sterke at all etablert vegetasjon og fastmark som består av stein, grus og sand kan bli skylt bort og bli avsatt lenger ned i vassdragene med fare for oppdemning av elveløp og sedimentasjon av løsmateriale på tiliggende naturtyper. En generell destabilisering av sedimentene kan også medføre større flommer nedstrøms utvasningsområdet. Etter det vi kjenner til er det ikke utført forskning på effekter av klimaendringer på flommarker.

Kystlynghei og boreal hei

Kystlynghei og boreal hei er menneskeskapt naturtyper som er et resultat av langvarig intensiv hevd ved brenning, beite og utmarksslått med stor dominans av lyngvekster, særlig røsslyng (**kapittel 10.2.2** og **10.2.3**). Disse to naturtypene skiller seg i grad av brenning. Boreal hei har i hovedsak blitt holdt i hevd uten brenning. Hovedtrusselen er, som for andre kulturmarkstyper, opphør av de gamle driftsformene og gjengroing med skog. I de senere år er det imidlertid påvist store klimarelaterte skader på kystlynghei, boreal hei og tilstøtende naturtyper med mange vintergrønne planter langs store deler av kysten og i innlandet (**figur 13**) (Bjerke & Tømmervik 2008, Bokhorst mfl. 2009, 2012, Pihlstrøm 2013, Bjerke mfl. 2014, Bollingmo 2014a). Ekstrem tørke

og vind har ført til uttørking av lyngheiene. I Midt-Norge er mye av røsslyngheia blitt brunsvidd de seneste år. I tillegg er det observert store tørkeskader på blåbærlyng, tyttebær, einer og furu (Bollingmo 2014b) som settes i sammenheng med klimapåvirkning. Veksling mellom frost og mildvær kan gi økte frostskaider på lyng (røsslyng, krekling, blåbær, blokkebær, tyttebær, m.fl.) (Bokhorst mfl. 2008, 2009, 2012, Bjerke mfl. 2014). Dette kan på sikt føre til at alle naturtyper med mye lyng, inkludert kystlynghei og boreal hei, kan bli mer gras- og urtedominert.



Figur 13. Tørke og frostskaider på krekling i boreal hei. Foto: J. W. Bjerke ©.

Et varmere klima langs kysten med 2 til 4 grader økning de neste 100 år vil trolig føre til at gjengroingen til skog vil gå enda raskere. Gjengroingen bidrar også til reduserte mengder lyng som følge av mindre lys til bakken, noe som kan føre til at blåbær og andre lyskrevende arter taper i konkurranse med mer skyggetålende gras og urter. Samtidig vil sopp, plante- og dyrearter som i dag har sin hovedutbredelse lenger sør i Europa, kunne vandre inn i de sørlige heiene og fortrenge eller medføre sykdomsskader på stedege arter. I dag ser vi allerede en spredning av den varmekjære buskveksten gyvel i lyngheier på Sørlandet (**figur 14**), og flere nye varmekjære insekter er registrert (Ødegård mfl. 2011a). De midtnorske og nordlige heiene, karakterisert av heigråmose, lav og mindre varmekjære fjellplanter, kan endre seg til mer varmekjære typer mer lik de som i dag finnes i sørvest-Norge. Også røsslyngbillen har vandret nordover og er nå blitt vanlig i Trøndelagsfylkene, noe som kan medføre større billeangrep også i nordlige områder. Lyngheilandskapet veksler mellom fuktige og tørre lyngheityper, myrer og vann. En forventet økning av nedbøren med 5-30% de neste 100 år vil trolig påvirke plantesammensetningen i heiene mot mer fuktighetskrevende vegetasjon, og våtmarkarealer vil trolig øke i omfang på bekostning av tørre lyngheier (Aarrestad 2009).



Figur 14. Gyvel i kystlynghei på Lista. Foto: P. A. Aarrestad ©.

4.2.2 Økosystemtjenester

Åpen flomfastmark

Regulerende tjenester

Elvesletter gir betydelige tjenester knyttet til reduksjon av flomtopper og dermed et viktig element for å hindre erosjon langs vassdrag. De fleste studiene (23 av 28) hos Bullock & Acreman (2003) med eksempler fra hele verden, viste at elvesletter reduserer eller forsinker flom. Økosystemene i flommarkskantsonen, dvs. åpne habitater langs elver og bekker, er anerkjent for å være særdeles viktig for å beskytte mot flomskader og hindre elvebankerosjon.

I tillegg til vannstrømregulering og erosjonssikring, har flommarkhabitater andre viktige regulerende funksjoner slik som tilbakeholdelse av forurensende stoffer i vassdrag i perioder med høye strømmen, filtrering og biologisk nedbrytning av miljøgifter. En av de viktige økosystemfunksjonene som elveslettene har er reduksjon i nitrogeninnhold med påfølgende forbedring av vannkvaliteten, siden oversvømte elvesletter kan fungere som netto nitrogensinks. Natho mfl. (2013) analyserte elveslettens evne til å redusere nitrogeninnhold i tre store elvesystemer i Europa med ulike grader av degradering. De observerte at elveslettene hadde en viktig rolle i å fange nitrogen i elven, og at elveslettens kapasitet å oppbevare nitrogen var høyest i upåvirkede til nær naturlige habitater. Men selv degraderte elvesletter hadde denne spesielle økosystemfunksjonen og bidro derfor til å forbedre kvaliteten på elvevannet.

Kystlynghei og boreal hei

Regulerende tjenester

Arealene i kystlynghei og boreal hei bidrar med regulerende tjenester knyttet til vannbalanse, brannfare og karbonkretsløp. Mens gjengroende heier med kratt og skog fører til økt fare for ukontrollerte skogbranner, bidrar heier i god hevd til å redusere faren for slike branner (Direktoratet for naturforvaltning 2013b). En økt gjengroing av lyngheiarealene med busker og trær ved et varmere klima vil øke faren for skogbranner. Vegetasjonsdekket er utvilsomt viktig for vannstrømregulering og bidrar til å hindre overvannsflommer i kystnære områder, samtidig som avrenningen kanaliseres ut i myrer og tjern.

Forsynende tjenester

Lyngheiene representerer produksjonsarealer i landbruket. De forsynende tjenestene gjennom gode beiteressurser gir grunnlag for en vesentlig produksjon av kjøtt, ull, skinn (Kaland & Vandvik 1998). Lyngblomstring og lyngartene gir lynghonning. Det har i de senere år skjedd en betydelig økning av antall villsaubesetninger på utmarksbeite, noe som har skapt økte næringsinntekter til kystbønder. Kystlyngheier og boreale heier anses derfor som en verdifull ressurs for økt lokal matproduksjon. En økt gjengroing av lyngheiarealene med busker og trær ved et varmere klima vil begrense tilgangen til slik lokal matproduksjon. På den annen side vil gjengroing gi økt tilgang til lokalproduksjon av brensel, samt økt vern mot vind og erosjon.

Andre tjenester

Kystlyngheiene og de boreale heiene er kulturhistoriske kilder som dokumenterer endringer i landbruksformer og samfunn gjennom flere generasjoner og er således viktig både for kunnskap og læring og som naturarv (Norderhaug mfl. 1999, Kvamme mfl. 2004). Tjenester knyttet til rekreasjon og friluftsliv er viktige elementer for nærmiljø, folkehelse, reiseliv, jakt og fiske. Ved gjengroing av kystlyngheiene vil særlig tjenestene knyttet til rekreasjon og friluftsliv bli svekket, da gjengrodd lyngheier, særlig med einer, er særdeles vanskelig å bevege seg i.

4.3 Ferskvann

4.3.1 Effekter på naturtyper

Naturtypene i ferskvann er svært avhengig av vanntilførsel, direkte gjennom nedbør og indirekte ved avrenning. Med avrenningen følger også næringssalter, miljøgifter og andre forurensende stoffer. Næringssalter som fosfor og nitrogen er avgjørende for produktiviteten i ferskvann, men kan, i likhet med tilførsel av andre forurensninger, føre til tap av biologisk mangfold (se Schartau mfl. 2010). Et endret klima med økt nedbør vil føre til større avrenning og økt tilførsel av næringssalter (gjødsling) og forurensende stoffer. I kombinasjon med økte temperaturer forventes det en økt sannsynlighet for oppblomstring av giftige cyanobakterier og oksygensvinn i dypere vannlag. Samtidig vil økte temperaturer gi hurtigere nedbrytning av enkelte miljøgifter, slik som persistente organiske forbindelser (POPs) og pesticider, noe som bidrar til usikkerhet omkring effekten av de økte tilførselene av slike forbindelser.

I enkelte områder, særlig i Sør-Norge, vil lengre og kraftigere perioder med tørke, som en følge av økte temperaturer og eventuelt redusert nedbør på sommeren, kunne bidra til at små, grunne innsjøer og bekker står i fare for uttørking, og dermed får karakter av mer temporære vannforekomster. Økte vanntemperaturer vil øke mulighet for spredning og etablering av fremmede arter, mens for andre arter som er tilpasset et kjølig klima vil temperaturøkningen være en trussel.

Økt vannføring og hyppigere og kraftigere flommer, som en følge av mer nedbør generelt og ekstremnedbør spesielt, vil gi økt erosjon og partikkeltransport (særlig i områder med mye løsmasser). I boreale skogsområder med nedbørfelt dominert av myr forventes det dessuten økt utlekking av humusstoffer. Både partikler og humus vil gi dårligere lysforhold og dermed føre til redusert primærproduksjon. Økt partikkeltransport vil også kunne føre til nedslamming av leveområder for bunnlevende organismer.

Fortynning av kalsiuminnholdet i vann på grunn av økt nedbør er antatt å kunne føre til kritisk lave kalsiumverdier for enkelte vannlevende organismer. Effekten forventes å være størst i kalkfattige innsjøer og elver.

Klimaendringer vil påvirke alle typer av ferskvannssystemer i større eller mindre grad. Med tanke på viktige økosystemtjenester som er knyttet til naturtypen vurderes konsekvensene av klimaendringer å være særlig store for følgende undernaturtyper tilhørende ferskvann:

Middels kalkrike (og dype) lavlandssjøer

Middels kalkrike (og næringsrike) innsjøer i lavlandet (**kapittel 10.3.1**), spesielt de middels dype og dype innsjøene, dvs. innsjøer med stabil termisk sjikning om sommeren, regnes som særlig utsatt i forhold til klimaendringer. Overgjødning som en følge av mer og kraftigere nedbør og økt avrenning, i kombinasjon med forlenget vekstsesong som en følge av økte temperaturer, vil gi økt produksjon av planteplankton. Tidligere isgang og raskere oppvarming av innsjøens overflatevann vil gi økt termisk stabilitet om sommeren, noe som vil kunne gi økt sannsynlighet for oksygenvinn i dypvannet og dermed økt intern gjødning. Senere, og eventuelt manglende, tilfrysing om høsten i kombinasjon med hyppigere episoder med mildvær og regn på vinteren vil kunne ha samme effekt. Ved høye sommertemperaturer øker dessuten faren for oppblomstring av giftige cyanobakterier (Pearl & Huisman 2008, 2009).

De middels kalkrike lavlandssjøene er blant de mest artsrike innsjøene i Norge, med forekomst av både planter og dyr som ellers ikke er vanlig forekommende. Overgjødning og tilførsel av andre forurensende stoffer vil føre til tap av biologisk mangfold. Oksygenkrevende arter erstattes av arter som tåler periodevis lave oksygenkonsentrasjoner, noe som betyr at fiskearter som er populære for sportsfiske (ørret, røye, sik) vil sannsynligvis erstattes av mindre populære fiskearter (abbor og ulike karpefisker). Fra grunne, næringsrike innsjøer er karpefisk, som for eksempel mort, også kjent for å bidra til økt intern gjødning (se f.eks. Sødergaard mfl. 2001), men det er mer usikkert om dette vil ha noen effekt i dypere innsjøer.

Økte temperaturer gir også mulighet for spredning av arter som så langt ikke er registrert i Norge eller som har en begrenset utbredelse pga. klimatiske forhold. Et slikt eksempel er vanlig karpe (*Cyprinus carpio*). I dag finnes denne kun i noen få grunne innsjøer hvor de gyter i år med høye vanntemperaturer (Borgstrøm mfl. 1990).



Figur 15. Fisketomme dammer og små innsjøer i kulturlandskapet har en unik flora og fauna og brukes ofte i undervisningsøyemed og er dessuten viktig for rekreasjon og friluftsliv i nærmiljøet. Foto: B. K. Dervo ©.

Fisketomme dammer og små innsjøer

Små, grunne dammer og innsjøer (**kapittel 10.3.2, figur 15**) er særlig utsatt for uttørking og gjengroing som en følge av økte temperaturer og eventuelt redusert nedbør på sommeren, og får dermed karakter av mer temporære vannforekomster. Slike klimaendringer vil kunne finne sted lokalt i enkelte år, først og fremst i Sør-Norge, og da særlig i indre deler av Østlandet.

Brakkvannsjø

Klimaendringer vil kunne påvirke brakkvannssjøene (**kapittel 10.3.3**) direkte gjennom økt havnivå. Da det er anslått at de fleste brakkvannssjøene ligger 1-3 m over dagens havnivå (Mjelde 2014a), er det lite sannsynlig at den forventede havnivåhevingen på < 1 m (Hanssen-Bauer mfl. 2009) vil føre til tap av brakkvannssjøer. Brakkvannssjøene vil imidlertid kunne endre karakter og tilstand som en følge av økte tilførsler av sjøsalter. Det er stor usikkerhet knyttet til anslagene over havnivåhevingen, men det er antatt at de største endringene vil finne sted langs Sør- og Vestlandskysten samt i Nord-Norge. Økt bølgehøyde og stormflo pga. endring i vindforholdene, særlig på kysten av Troms og Finnmark (Hanssen-Bauer mfl. 2009), vil kunne føre til økt erosjon og nedslamming av kystområdene. Dette vil også kunne påvirke brakkvannssjøene.

Det er imidlertid vel så sannsynlig at klimaendringer vil ha motsatt effekt på brakkvannssjøene, nemlig at saltholdigheten reduseres gjennom økte ferskvannstilførsel som en følge av økt nedbør og avrenning. I tillegg vil økt tilførsel av partikler og forurensende stoffer, herunder gjødsling, påvirke de biologiske samfunnene i saltsjøene.

Endringer i saltholdigheten, enten som en følge av økte tilførsler av sjøsalter eller på grunn av økte ferskvannstilførsler, antas å ha spesiell negativ effekt på forekomsten av vannplanter som bare finnes i brakkvann.

Bekke- og elveløp

Bekke- og elveløp (**kapittel 10.3.4**) vil bli betydelig påvirket av økte nedbørsmengder. Hyppigere og kraftigere nedbørsperioder vil føre til økt erosjon og massetransport av sand, grus og stein i elvene. Elvebunnen blir mer ustabil, noe som gjør at vannplanter og andre organismer får større problemer med å etablere seg. Nedslamming av leveområder for bunnlevende organismer vil kunne være et problem i perioden er med redusert vannføring. Samlet sett må det forventes at dette reduserer vannets selvrensende effekt. Også gyte- og oppvekstområder for mange fiskearter, inkludert de viktigste sportsfiskeartene som ørret og harr, påvirkes negativt av økt partikkeltransport og nedslamming.

Økte temperaturer, eventuelt kombinert med redusert nedbør om sommeren, kan også føre til periodevis uttørking av bekker og små elver. Det er blant annet vist at rekrutteringen av innsjølevende ørret i fjellvann i stor grad er avhengig av vannføringen i innsjøens tilløpsbekker (Borgstrøm 2001, Borgstrøm & Museth 2005). I lavlandet kan tilsvarende uttørking av små kystbekker få negative konsekvenser for rekruttering av sjøørret. Redusert vannføring vil også være ugunstig for fisk som vandrer mellom ulike deler av elven. Forutsatt at elven er permanent vanndekt er det mulig at redusert vannføring om sommeren dessuten vil kunne føre til endring i vannvegetasjonen med økt vekst av krypsiv. Slike endringer er for eksempel registrert ved redusert vannføring i regulerte elver (se Saltveit 2006).

Økte vanntemperaturer anses som en trussel mot arter som er tilpasset et kaldt klima. I rennende vann gjelder dette antagelig først og fremst sjørøya som lever i kystnære bekker og små elver i Nord-Norge og på Svalbard. Det er forventet at klimaendringene med lokal temperaturøkning (både i sjø og ferskvann) vil kunne få alvorlige konsekvenser for svalbardrøya (Nilssen 2006, Hesthagen pers. med.).

4.3.2 Økosystemtjenester

Regulerende tjenester

Ferskvann er viktig for tilbakeholdelse og nedbrytning av næringssalter som fosfor og nitrogen, samt miljøgifter og andre forurensende stoffer. En del av næringssaltene tas dessuten opp av planteplankton og vannplanter som omsetter dette til biologiske produksjon. Vannets selvrensende effekt er temperaturavhengig og avhenger dessuten av hydrologien og innholdet av kjemiske og biologiske komponenter. Store, dype innsjøer og særlig innsjøer der vannets oppholdstid er lang, er svært viktige for nedbrytning, opptak og sedimentering av forurensende stoffer.

Elver med stor vannføring har generelt større selvrensende kapasitet enn mindre elver, men dette avhenger også av vannhastigheten og vanndybden, som har betydning for kontakttiden mellom vann og sediment og for kantvegetasjonens utforming og mengde. Således står elve-sletter og aktive ferskvannsdelta inkludert elvas hovedløp, sidegreiner, evjer og flomdammer i en særstilling mht. ferskvannets selvrensende kapasitet. Klimaendringer med økt nedbør og høyere temperaturer vil øke transporten og mobiliteten av mange forurensende stoffer, og økte tilførsler vil stille større krav til vannets selvrensende kapasitet. Det er imidlertid usikkert hvordan denne påvirkes av klimaendringer.

Nedbrytningskapasiteten øker med økende temperatur. Samtidig må det forventes at økt partikkeltransport og sedimentering vil kunne redusere primærproduksjonen og derigjennom opptak av næringsstoffer. Økt tilførsel av humus (fargestoffer) vil kunne ha tilsvarende effekt. Dersom vanngjennomstrømningshastigheten øker (oppholdstiden blir kortere) vil dette også redusere innsjøens vannrensende evne. Økt termisk stabilitet som en følge av tidligere isgang og raskere oppvarming av overflatevannet vil også påvirke selvrensningskapasiteten negativt.

Forsynende tjenester

Ferskvann er vårt viktigste næringsmiddel, og som råvannskilde for drikkevann, matproduksjon og produksjon av ulike materialer er ferskvann vår viktigste kilde til menneskers velferd og økonomiske utvikling. Klimaendringer vil kunne være en trussel både for kvaliteten og mengden av vann som næringsmiddel. I Norge forventes det imidlertid at klimaendringene først og fremst vil føre til en forringelse av kvaliteten som en følge av økt nedbør (hyppigere og kraftigere nedbørsperioder) som gir økt tilførsler av næringssalter, miljøgifter og andre forurensende stoffer.

Økt innhold av humus og dårligere hygienisk kvalitet (økt innhold av bakterier) er registrert i flere drikkevannskilder, noe som stiller større krav til vannbehandling (se f.eks. Klimatilpasning i norske kommuner 2008). Selv om redusert forsuring, så langt, synes å være den viktigste årsaken til økt innhold av humusstoffer i ferskvann (Monteith mfl. 2007) er det forventet at tilførslene fortsetter å øke som en følge av økt nedbør. Det er mindre sannsynlig at vannmangel vil oppstå, annet enn for små og relativt grunne vannforekomster, som unntaksvis benyttes som drikkevannskilde.

Andre tjenester

Vanningsdammer, brannndammer og andre naturlige og menneskeskapte dammer i kulturlandskapet og urbane områder er viktige kulturhistoriske kilder som dokumenterer endringer i samfunnet. Disse er ofte også utgangspunkt for kunnskap og læring pga av sin nærhet til befolkningssentra og sin unike flora og fauna (se f.eks. Miljølæres forskningskampanje for 2013; <https://www.miljolare.no/aktiviteter/vann/dammer/>). Sammen med bekker og små elver i kulturlandskapet er slike dammer dessuten viktige kilder til rekreasjon og friluftsliv, særlig med tanke på nærmiljøet, folkehelse og fiske (sjøørret i kystnære bekker).

4.4 Våtmark

4.4.1 Effekter på naturtyper

Våtmarker omfatter hovedsakelig åpne myrflater, kilder, myrkanter og myrskogsmark. Myr bygges opp ved akkumulering av torv fra nedbrytning av torvmoser under anaerobe forhold (uten tilgang på oksygen), noe som skyldes høy vannstand og rikelig tilgang på vann, enten i form av nedbør eller tilsig fra omgivelsene (Crawford 2000). Økt temperatur sammen med god vanntilførsel bidrar ofte til at torvmoser vokser raskere (se f.eks. Keuper mfl. 2011). Med de gitte klimascenariene er det således rimelig å anta at de fleste av våtmarknaturtypene vil få økt utbredelse ved et våtere og varmere klima, særlig i fjellområder som i dag ikke gir grunnlag for torvdannelse (Øien mfl. 2015).

En temperaturøkning vil føre til høyere fordampning av myrvann, og man kan anta at buskvekster kan øke sin dominans på næringsfattige myrer, da disse ofte dominerer på de tørrere deler av myrkompleksene. Studiet fra i Abisko i Nord-Sverige viste imidlertid at både torvmosene og karplantene responderte positivt på klimaendringer (som økt sommertemperatur og økt snødekke/vanntilgang) og at artssammensetningen var relativt stabil Keuper mfl. (2011). Forvedede karplanter som dvergbjørk og krekling klarte akkurat å unngå å bli innkapslet av torvmoser, men holdt tritt med torvmoseøkningen.

Betydelige myrreal har gjennom de siste tusen år utviklet seg fra rikmyr (**kapittel 10.4.2**) til intermediær myr og fattigmyr gjennom torvakkumulering og naturlig forsuring, og prosessene foregår også i dag på de fleste rikmyrer (Øien mfl. 2015). Økt temperatur og økt nedbør kan akselerere denne naturlige prosessen.

Ved økt frekvens av tørkeperioder, som er forespeilet på Østlandet (**kapittel 2.1**), vil en senkning av grunnvannstand i lavlandsmyrer gi tilgang på oksygen, og sammen med økte temperaturer vil dette kunne føre til en raskere nedbrytning av torv. Dessuten kan økende sommertemperaturer kombinert med mindre snødekke i noen områder kunne gi økt avrenning og fordampning som overgår økningen i nedbør, og totalt sett gi tørrere forhold enn i dag (Øien et al 2015). Imidlertid viser et studie fra Nederland at mosedominerte myrer er ganske motstandsdyktige mot tørkehendelser, men veldig sensitiv til temperaturøkning (Heijmans mfl. 2013). Fra nordlige områder (Andøya) konkluderte Lund mfl. (2015) at tørre år hadde liten effekt på karbonutveksling i myrsystemet.

Basert på eksisterende kunnskap kan man anta at myrer i tempererte og sørboreale strøk kan få økt forbuskning som følge av økte temperaturer. Dette vil imidlertid være busker som tåler å stå i vannmettet torvjord. Det vil si at naturtypen fortsatt vil være myr. Lenger nordover vil mosedekket tåle en større temperaturøkning før karplanter blir mer dominerende.

Lavlandsmyrer og kildevegetasjon på Østlandet kan bli påvirket av lange tørkesomre, men selv her er den årlige nedbøren forventet å bli høyere med muligheter for økt torvdannelse. Kunnskapsnivået på dette området er imidlertid dårlig (Øien pers. med.), og usikkerheten om endringer i lavlandsmyrer knyttet til sommertørke er stor, og vi har derfor ikke valgt å sette opp lavlandsmyrer under kategorien naturtyper som blir betydelig negativt påvirket av klimaendringer.

Det er imidlertid én naturtype som skiller seg ut ved å bli betydelig negativt påvirket av klimaendringene, nemlig palsmyr (**kapittel 10.4.1**).

Palsmyr

Palsmyrer er myrkomplekser med permanente iskjerner i torva. Arealer med palsmyrer i Norge og naboland har de siste 100 år gått betydelig tilbake pga. et gradvis varmere klima. Selv i det nordiske kjerneområdet for palsmyrer i indre Finnmark og nordre Finland pågår en betydelig

utsmelting (Bjerke mfl. 2010, Aarrestad mfl. 2010, Hofgaard & Myklebost 2014). Utsmeltingen forventes å fortsette, og trolig vil naturtypen forsvinne fra norsk natur i løpet av de neste 100 år. De basale delene av palsene blir påvirket av varmere grunnvann. Dette forårsaker en gradvis sammenrasing av palsen, ofte med høge erosjonskanter til følge (**figur 16**). Der palsen synker sammen, dannes en smeltepøl med vann. Imidlertid kan ansamlinger av palser og lange palsrygger blokkere den normale grunnvannstrømmen i myra og skape sitt eget, kjølige miljø, der nydannelse av palser kan skje under kortvarige perioder med kaldere klima (Øien 2014). Da de aller fleste av artene på palsmyrer, eller samtlige, også er knyttet til andre naturtyper er det usikkert om forsvinningen av palsmyrer vil påvirke nasjonens arts mangfold.



Figur 16. Palsmyr med erosjonskant. Foto: J. W. Bjerke ©.

4.4.2 Økosystemtjenester

Regulerende tjenester

Myr har en evne til å magasinere tilført regnvann og regulere avrenning fra våtmarksystemer ved opptak av vann i torv og torvmoser og virker således som en buffer mot flomtopper (Bullock & Acreman 2003). Noen våtmarker som kildemarker kan imidlertid generere flom. Kildemarker har en tendens til å være vannmettet og har derfor en redusert kapasitet til vannlagring. Disse overfører dermed nedbør raskt til bekker og elver, men likevel er de viktige i å regulere avrenning fra våtmarkene (Bullock & Acreman 2003, Mosquera mfl. 2015).

Forsynende tjenester

Palsmyrer er gode områder for høsting av bær, særlig molte. Tidligere ble det tatt ut torv til brensel, men dette er nå nærmest opphørt. Produksjon av veksttorv og blomsterjord er en industri flere steder i landet. I Troms og Finnmark er palsmyrene et viktig beiteområde for rein, særlig om vinteren da palsmyrene ofte er mer vindeksponerte enn omkringliggende skog og har derfor mindre snødekke og mye bar vegetasjon.

4.5 Skog

4.5.1 Effekter på naturtyper

Økt nedbør vil gi større vannføring og flommer i vassdrag, særlig i lavereliggende områder, og kan føre til en betydelig jorderosjon. Slike direkte påvirkninger vil kunne påvirke skogsystemer og naturtyper som er avhengig av vannføring i elver, som flommarksskog og kantskoger langs større elver.

En øking av middeltemperaturen og en utvidet vekstsesong vil i mange tilfeller innvirke positivt på skogarealet og på tilveksten i skog. Eksempelvis viser klimascenarier for tilvekst hos gran en økt tilvekst i hele landet med størst endring (~18%) i Nord-Norge og i høyereliggende strøk på Østlandet (Solberg mfl. 2013). Arealet av bjørkeskog i nordboreal sone (ofte kalt fjellbjørkeskog) øker betydelig, særlig i Nord-Norge der andel lauvskog i Vesterålen økte med 30% bare i perioden 1985 til 2005. Langs kysten er opphør av jordbruk og utmarksbeite viktigste årsak, men klimaendringer bidrar likevel sterkt til å øke mengden av denne type skog (Tømmervik mfl. 2009, 2010).

Endret klima kan også gi endringer vegetasjonstypenes artssammensetning, men for de aller fleste skogtypene er det lite trolig at konkurransen mellom arter vil endre naturtypenes karakter i så sterk grad at de står i fare for å forsvinne eller endres til andre naturtyper. Tjue års overvåking i norske fjellbjørkeskoger har vist tegn til endringer i artssammensetning mot mer urte- og grasdominerte utforminger og tilbakegang av lav og små moser, noe som bl.a. er satt i sammenheng med et varmere klima og fortetning av feltsjiktet (Bakkestuen mfl. 2011, Aarrestad mfl. 2012, 2013a, 2014). Tilsvarende undersøkelser er utført i granskog, der det også har skjedd en fortetning av bunnsjiktet, med reduksjon i mengde og artsmangfold av spesielt levermoser, men også en generell artsreduksjon (Økland mfl. 2011, 2012, 2013a,b). Endingene er imidlertid ikke av en så sterk karakter at økosystemfunksjonene er betydelig påvirket. Skogtyper som kjennetegnes av en dominerende funksjonell artsgruppe, som f.eks. lav, kan imidlertid endre karakter hvis den funksjonelle gruppen blir betydelig påvirket.

Med økt temperatur kan det også forventes økt tørkestress, økt intensitet av insektutbrudd, angrep av parasitter og sopp, samt økt risiko for frostskafer som kan påføre trær og lavere planter større skader. En avdøying av vegetasjon kan i tørkeperioder også gi økt risiko for skogbranner. Flere skogstyper kan bli påvirket, men det er særdeles usikkert i hvor stor grad dette vil påvirke deres utbredelse i Norge. Sannsynligvis vil noen skogtyper kunne bli lokalt eller regionalt betydelig påvirket.

Vi har valgt å fokusere på flommarksskog (**kapittel 10.5.1**) som kan bli betydelig påvirket av økt nedbør, og granskog og lavrik barskog (**kapittel 10.5.3**) som sterkt utsatt for endringer knyttet til økt temperatur. Vi har også satt et «utropstegn» ved edellauvskog med alm og ask (**kapittel 10.5.5**), og ved nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog (**kapittel 10.5**) pga. økt intensitet av insektutbrudd og soppangrep. Vi anser imidlertid ikke nordboreal bjørkeskog og edellauvskog generelt som truet av klimaendringer, da disse naturtypene under dagens klimaendringer er i spredning og er således klimavinnere.

Flommarksskog

Effektene av klimaendringene på flommarksskog er mye de samme som for åpen flomfastmark. Ved svært store nedbørsmengder og ekstrem flompåvirkning kan evnen til å ta opp tilført vann reduseres betraktelig og sedimentene og jordsmonnet i skogene kan bli skylt vekk og således redusere naturtypens areal. Tapet av flomskogsens evne til å akkumulere oversvømmelsesvann øker elvens hastighet i nedstrømsområder og svekker stabilisering av vassdraget generelt. Etter det vi kjenner til er det ikke utført forskning på effekter av klimaendringer på flommarksskog.

Granskog

Granskog er generelt utsatt for tørkeskader ved tørkestress om sommeren (Solberg mfl. 2013), men også ved vintertørke som resultat av milde vintrer med mangel på snødekke i kombinasjon med mye vind, stabil vindretning og variable innvintringsforhold for trærne. I lavlandet på Østlandet har det vært observert tørkeproblemer på gran med toppskranting og avdøying de siste 20-25 år (Solberg mfl. 2013). Vintertørke er trolig også årsaken til de store tørkeskadene som ble observert i barskog langs hele kysten fra Rogaland i sør til Troms i nord etter vinteren 2014, der bartrær ble brune og begynte å miste nåler (Norsk institutt for skog og landskap 2014). Særlig ble det observert mye tørkeskader i granplantefelter. Langvarig tele i bakken og store variasjoner mellom dag- og nattetemperatur førte til omfattende frost- og teletørkeskader i store deler av Sør-Norge og mange steder i Nord-Norge. Slike skader observeres jevnlig i granskog i Norge, Sverige, Finland og andre land og kalles «Red belts» pga. beltene med rød skog som kan sees på lang avstand (Langlet 1929, Jalkanen 1997, Solheim & Venn 2003). Granbar får en rødlig farge når de er døende. Slike røde belter vil nok bli vanligere i de neste tiårene.

I tillegg ble Norge i 2013 rammet av flere stormer, hvor de verste uttørkingsskadene ble registrert i Nord-Trøndelag. Grantørkeprosjektet (Solberg mfl. 2013) konkluderte imidlertid med at tørkeproblemene med gran i lavlandet på Østlandet ikke var av en særdeles stor risiko og at man fortsatt kunne forvente en økning i produksjonsevne på gran over hele landet, men de tok forbehold for usikkerhet omkring hvor sterke klimaendringene blir. Økt stormaktivitet medfører også store vindfellingsskader på gran og til dels furu, særlig på Vestlandet, i Trøndelag og Nordland, noe som lokalt kan påvirke skogstruktur og utbredelse av barskog.

Klimaendringene gir bedre forhold for ulike typer skadegjørere som sopp og insekter. Tørrere somrer kan gi økt frekvens av granrotkjuke *Heterobasidion parviporum*. Soppen sprer seg via sporer eller rotkontakter og fører til råte. Rotråte anses som ett av de største problemer for gran. I gjennomsnitt er hvert fjerde tre infisert når de høstes (Solheim 2008, Solheim mfl. 2013). Mer stormaktivitet gir mer rottrykking og lettere tilgang for rotkjuke å spre seg ved rotkontakt, mens mildere klima med lengre vekstsesong gjør at perioden for sporespredning øker. Honningsopper (*Armillaria*) kan også øke i frekvens med et mildere klima og føre til råte på gran, særlig sammen med barkbilleangrep (Solheim 2008).

Røddbrandsjuke er en ny sykdom på furu i Norge, men kan også angripe gran (Solheim & Vuorinen 2011). Sykdommen forårsakes av rødbandsoppen (*Mycosphaerella pini*) som angriper furunåler og er sannsynligvis begunstig av et mildere klima. Den ble i Norge første gang observert i Troms i 2009. I 2010 ble den funnet i Sør-Norge hvor de fleste funn er gjort i Hedmark, men også registrert i Buskerud, Vestfold og Telemark. Stedvis har angrepene vært sterke (Solheim 2012, Timmermann 2014).

Granrustsopp (*Chrysomyxa abietis*) angriper unge nåler og sterke og gjentatte angrep kan gi redusert granvekst. Der noe usikkert om økt gransrustsoppangrep de siste 20 år kan settes i sammenheng med klimaendringer, men soppen begunstiges av et fuktig klima (Solheim 2013a).

Einer en svært vanlig art i fattige, lyngrike barskoger. Arten har i de senere år vist stor avdøying, særlig i Sør-Norge, noe som både kan settes i sammenheng med frost og tørkeskader generelt, men einertørke kan også være forårsaket av soppen *Stigmina juniperina* som ble første gang registrert i Norge i 2012 (Solheim 2013b) og har hatt en oppblomstring i Finland og Sverige. Den angriper og dreper nålene slik at einerbuskene tørker ut. De blir først brunaktige, deretter gråaktige. Det er imidlertid usikkert om framgangen av soppen kan relateres til klimaendringer. Einer er også i stor tilbakegang i Vest-Europa. Trolig er vintertørke her en viktig driver (Bjerke mfl. 2014).

Samlet sett vil økende tørkestress for barnåler pga. kombinasjonen sommertørke, midtvinters-tress, vindfelling, frost etter start av vekstsesong og økt frekvens av utbrudd av skadegjørere (insekter og sopp) kunne gi en betydelig reduksjon av granskog, kanskje også furuskog. Sannsynligvis vil ulike lauvtrær øke i antall.

Lavrik barskog

Som for andre lavrike naturtyper forventes det at østlige barskoger får et betydelig mindre lavdekke i løpet av de neste tiårene. For detaljer og referanser, se **kapittel 4.6** om lavrike rabber og heier i fjellet. I korthet betyr det at et endret klima mot fuktigere og varmere somre vil endre konkurranseforholdet mellom lav på den ene siden og moser, urter, gras og busker på den andre siden. Den lavrike barskogen vil dermed kunne endres mot andre typer skog med mer moser, urter og gras i feltsjiktet. Også i tresjiktet vil det kunne skje endringer mot større innslag av lauvskog, spesielt i områder hvor barskogen utsettes for tørke og vindfelling, jamfør avsnittene ovenfor.

Nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog

Som tregrensedannende skogstype kan nordboreal bjørkeskog forventes å spre seg høyere opp i fjellet som følge av et mildere klima, særlig i områder med et velutviklet jordsmonn. Empiriske studier viser likevel at tregrenseøkingen i Skandinavia skjer saktere og i mindre omfang enn klimamodellene skulle tilsi (Aune mfl. 2011, Hofgaard mfl. 2013), og det er fremdeles slik at kulturbetingede endringer i arealbruk er viktigste årsak til endringer i utbredelsen av nordboreal bjørkeskog.

Den viktigste forstyrrelsesfaktor i nordboreal bjørkeskog i store deler av landet er sykliske masseforekomster av bjørkemålere, først og fremst fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*, **figur 17**) og liten høstmåler (*Operophtera brumata*). Alvorlige målerutbrudd påvirker de fattige bjørkeskogstyper dominert av lav, lyng og bærlyng i langt høyere grad enn de rikere typer med høyere dødelighet hos bjørk og mer omfattende tilstandsendringer i bakkevegetasjonen (**figur 18 og 19**) (Karlsen mfl. 2013, Jepsen mfl. 2013). Lokalt kan dødeligheten hos bjørk være > 90% (Jepsen mfl. 2013). De siste tiårene har utbrudd av begge målerarter forekommet i nordligere og kaldere regioner enn det som historisk har vært tilfellet (Jepsen mfl. 2008), trolig pga. et mildere klima. Økt geografiske overlapping mellom artene bidro til at det seneste utbrudd i Nord-Norge som var et av de største som noen gang er observert. I tillegg har en ny art av bjørkemåler spredt seg nordover og bidrar nå til skade på bjørkeskogen i Troms (Jepsen mfl. 2011). Det er således grunn til at forvente at intensiteten og den geografiske utbredelsen av målerangrep i bjørkeskogen vil øke med et mildere klima.



Figur 17. Larver av arten fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) på fjellbjørk. Foto: M. Klinghardt ©.



Figur 18. Fattig nordboreal bjørkeskog i Øst-Finnmark. Mer enn 90% av trærne i dette området ble drept av kraftige bjørkemålerangrep i årene 2007-09. Foto: J. Iglhaut ©.



Figur 19. Kreklingdominert nordboreal bjørkeskog i Øst-Finnmark. Mer enn 90% av trærne i dette området ble drept av kraftige bjørkemålerangrep i årene 2007-09. En kraftig gjødslingseffekt fra døde larver og larveekskremitter, resulterer i et voldsomt oppslag av smyle i årene etter angrepet. Foto: J. U. Jepsen ©.

Det er imidlertid sjelden at målerangrepene er så massive over flere år at store mengder skog dør. Bjerke mfl. (upublisert) undersøkte sekundærvækst av bjørkeblader i etterkant av målerutbrudd. Kort tid etter at målerne har spist seg mette og krøpet ned i bakken setter bjørka i gang med en omfattende sekundærproduksjon av blader. Få uker etterpå ser skogen omtrent like grønn ut som normalt, og NDVI-analyser fra Abisko viser tilsvarende resultat (Bjerke mfl. 2014). Disse nye bladene varer også lenger utover høsten enn normale blader og dette gir en ytterligere kompensasjon med stadig lengre vekstsesong. Med sterkere klimaendringer vil målerne avslutte angrepene stadig tidligere på sesongen. Det vil gi bjørka stadig større mulighet til å kompensere for skadene gjennom sekundærvækst. Plantene på bakken som angripes av målere, har imidlertid langt mindre evne til slik sekundærvækst, men blåbær har det til en viss grad (Bokhorst mfl. 2011).

Skogskade påført av andre skadeinsekter, som ikke har slike masseforekomster som bjørkemålerne, kan også forventes å øke etter hvert som sørlige klimasoner forskyves nordover. Graden av skade forårsaket av planteetende insekter har vist seg å øke med breddegrad (Kozlov mfl. 2013, 2015), og eksempelvis for bjørk ble størst mengde plantesugende insekter per bladmasse observert ved jultemperaturer rundt 20°C (Kozlov mfl. 2015). Til sammenlikning er nåværende normaltemperatur i juli på Vestlandet i underkant av 15°C og i Troms rundt 12°C.

Økning i vekstsesongens lengde som følge av klimaendringer, skjer primært pga. en tidligere oppstart av vekstsesongen om våren. Med stadig tidligere knoppsprett øker imidlertid også risikoen for frostskaider på de tidlige vekststadiene (Vitasse mfl. 2014a,b). Fenologiske modeller for temperaturregulering hos bjørk koblet med klimaframskrivninger (Bennie mfl. 2010) understøtter at knoppsprett hos bjørk forventes å forekomme tidligere enn det som er optimalt under fremtidig klima, med en påfølgende økt risiko for frostskaider i visse regioner. Men eksperimentelle studier på nordlige raser av bjørk viser at de er svært tolerante overfor forstyrrelser utenfor vekstsesongen (Bokhorst mfl. 2011), og trolig det treslaget i nordboreale områder som er best tilpasset økt frekvens av klimaforstyrrelser.

Som for kystlynghei og boreal hei er fattige, lyngrike skoger om vinteren utsatt for økte frostskaider på lyng (røsslyng, krekling, blåbær, blokkebær og tyttebær) pga. økende vekslinger mellom frost og mildvær (Bokhorst mfl. 2008, 2009, 2011, 2012, Bjerke mfl. 2014). Dette kan på sikt føre til at lyngrike skoger kan bli mer gras- og urtedominert. Kombinasjonen av målerangrep, mulige skader utenfor vekstsesong, sommerrelatert reduksjon av lavdekket, og overbeite av lav kan nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog bli redusert i omfang, til fordel for mer gras-, mose- og urterike former av nordboreal lauvskog. Enkelte steder kan reinens beite på ungskudd av bjørk i etterkant av målerutbrudd på kortere eller lengere sikt endre skogstypen til treløs grasrik hei.

Edellauvskog med alm og ask

Flere almearter er nesten utradert fra store deler av i Europa og i Nord-Amerika pga. almesyke. Almesyke er en visnesykdom som angriper alm i alle aldrer (Hietala & Solheim 2012). Sykdommen er forårsaket av almesykesopper (*Ophiostoma* spp.) som bl.a. spres av flere arter av almesplintborere i slekta *Scolytus*. Til tross for at vanlig alm er særdeles mottakelig for almesyke, har skadeomfanget i Norge vært begrenset og stort sett knyttet til Østlandet. I Norge har vi bare liten almesplintborer (*Scolytus laevis*), men klimaendringer kan medføre at andre mer sørlige arter som er mer effektive til å overføre sykdommen kan spres nordover til Norge.

Ask er også utsatt for sykdomsfremkallende organismer. Askeskuddsyken er forårsaket av soppen sakeskuddbeger (*Chalara fraxinea*) som trolig stammer fra Asia, og i Europa ble den først observert i Polen. Stammer eller greiner får markante områder med døde vevceller (nekrose) noe som kan føre til at trær visner. Askeskuddsyke er nå spredd over store deler av Østlandet, Sørlandet og Vestlandet. De nordligste funnene er gjort i sørlige deler av Flora kommune, og ved Innvik i Stryn kommune (Solheim & Timmermann 2012, Timmermann mfl. 2012).

Fremgangen av begge sykdommene er blitt sett i sammenheng med et mildere klima, men globalisering med utveksling av tømmer og planter øker også trusselen. Edellauvskoger med stort innslag av alm og ask kan da bli betydelig påvirket de neste hundre år. Der ask dør ut, kan forekomst av det fremmede treslaget platanlønn øke på bekostning av stedegne trær (Fride H. Schei, Skog og landskap, pers. med.).

4.5.2 Økosystemtjenester

Regulerende tjenester

Skog regulerer avrenning fra nedbørsfelter ved i) å beholde vann i trekronene som returneres direkte tilbake til atmosfæren gjennom fordamping (Birkinshaw mfl. 2011); ii) å øke nedbørsinfiltrasjonen i jorden gjennom høyere jordporøsitet på grunn av dype og lange røtter (Price 2011); iii) økt kapasitet for å holde på vann på grunn av høyere jordporøsitet og innhold av organisk materiale og iv) høyere fordampingshastighet på grunn av større bladoverflate og rotsystemer (Price 2011). Ryddet land har lavere fordampingshastighet enn skog, og dette fører til at jordsmonnet blir våtere og mer utsatt for nedbør (Balmford mfl. 2008).

Trærne i skogen er også en viktig bidragsyter til å redusere fare for jordskred. Løsmasseskred utløses ofte når en skråning er brattere enn 25–30 grader, og nesten alltid i perioder med ekstrem nedbør og/eller snøsmelting. Påvirkningen av menneskelig aktivitet som forekomst og bygging av veier, utgraving og hogst kan redusere stabiliteten til løsmassene, og derfor øke sjansen for løsmasseskred og snøskred (DSB 2010). Blaschke mfl. (2008) oppsummerer følgende avbøtende effekt skogdekket har på jorderosjon: i) trerøttenes bindende effekt på jordsmonnet, ii) generelt lavere jordvanninnhold på grunn av trærnes opptak og fordamping av nedbør og iii) økt jordsmonnsdannelse under trekroner på grunn av oppsamling av organisk jordmateriale som stabiliserer jordaggregeringen. Trolig har lauvskogstrær en større bindende effekt på jordsmonnet enn bartrær, da røttene ofte går lenger ned i jordsmonnet.

Økte nedbørsmengder vil føre til fuktigere jordsmonn og trerøttenes bindende og stabiliserende effekt på jordsmonnet vil reduseres. Kombinert med ekstreme vindforhold som kan føre til vindfall av trær, vil klimaendringene således påvirke de regulerende tjenestene i negativ retning.

Forsynende tjenester

Samfunnet mottatt flere viktige goder fra skogen. Tømmer (til ulike byggeformål), bioenergi, fôr og matressurser til beitedyr, vilt og biehold, dekorative materialer/planter og genetiske ressurser er viktige produkter. Vilt, bær og sopp er mat, men er også tilknyttet til rekreasjon, og har stor kulturell verdi (Lindhjem og Magnussen 2012). Før den kraftige intensiferingen av skog- og jordbruket som skjedde etter andre verdenskrig, var skogen i mye større grad en mangfoldig ressurs der man utnyttet mange produkter som ikke tas ut i dag. For eksempel var det en mer utbredt bruk av trevirke (greiner og lauv) til fôr, urter for medisinsk bruk, nøtter, og materialer til ulike formål. Lindhjem og Magnussen (2012) gjør rede for detaljene ved en kvantifisering av den økonomiske verdien av de ulike forsyningstjenestene fra skog.

Ulike skogtyper byr på ulike goder. Tømmerproduksjon og dens biprodukter er i dag den viktigste goden fra granskog og de andre barskogtypene. Bær- og sopplukking og viltjakt er også viktige tjenester barskogen gir oss.

Det er få forsyvende tjenester knyttet til flommarkskog, men det brukes i visse sammenhenger som beite til husdyr. Nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog er brukt i hovedsak for bioenergi (ved), bær og sopphøsting, men er også en viktig beiteressurs, framfor alt til reindriften. Grunnlagsmateriale fra nordboreale bjørkeskoger benyttes til samisk håndverk "sámi duodji" som klær, redskaper, husgeråd, fangstredskaper og smykker (utsmykning).

Edellauvskog med alm og ask har tidligere vært en stor ressurs før intensiferingen av skog- og jordbruket, men er mindre benyttet som resurs i dag. I senere tid er edellauvskoger igjen i fokus,

f.eks. i Sverige med forsalg av planting, spesielt etter kraftige skader på bartrær grunnet storm (Skogsaktuelt 2014). Fôr til husdyr ved styving og lauving har vært en mye viktig ressurs fra edellauvskog (f.eks. Norderhaug mfl. 1999), men også tømmer til ulike formål har vært betydelige.

4.6 Fjell

4.6.1 Effekter på naturtyper

Naturtypene i fjellet er svært avhengige av temperatur, snømengder og fordeling av snø i terrenget (se kap. 7.6). Et varmere klima med tidligere snøsmelting og lengre vekstsesonger vil høyst sannsynlig endre den klimatiske skoggrensa, både i høyden og nordover langs en sonegradient i nordlige områder (ACIA 2005, Tema Nord 2009, Kullmann 2001, 2008, Hofgaard mfl. 2013, Field mfl. 2014b). Det vil trolig skje en forskyvning oppover av lav-, mellom- og høyalpin sone (etter Moen 1998). Typiske fjellarter i lavalpin sone vil kunne flytte seg høyere opp i fjellet og erstattes av mer varmekjære arter, noe som allerede er registrert i europeiske fjellområder gjennom GLORIA-prosjektet (Michelsen mfl. 2011, Pauli mfl. 2012, Gottfried mfl. 2012). Samtidig vil endringer i de lokale økologiske miljøfaktorene som påvirker rabb-snøleiegradienten (vind, temperatur og nedbør i form av snø), bidra til endringer i naturtypenes artssammensetning gjennom prosesser knyttet til gjensidig påvirkning mellom artene (Klanderud 2005, Klanderud & Totland 2005, 2007, Olsen 2014, Olsen & Klanderud 2014). Når vegetasjonssonene trekker seg oppover i fjellet vil høg fjellsartene få redusert sitt leveområde og det er en fare for at artspopulasjoner kan bli redusert eller arter kan bli utryddet (Gottfried mfl. 2012).

Vi har fokusert på tre undernaturtyper som kan bli betydelig påvirket av klimaendringer, alle på relativt stabil fastmark som ikke er sterkt påvirket av frostprosesser, men som er avhengig av snødekkets varighet: 1) Lavrike rabber og lavheier (**kapittel 9.6.1**), 2) Fjellhei og lesider (**kapittel 9.6.2**) og 3) Snøleier (**kapittel 9.6.3**).

Lavrike rabber og lavheier

En rekke forsøk og overvåkningsprosjekter har vist at økte sommertemperaturer fører til at karplanter og moser øker i mengde på bekostning av bakkeboende lav, dvs. reinlav, saltlav, islandslav og assosierte artsgrupper (f.eks. Cornelissen mfl. 2001, van Wijk mfl. 2004, Walker mfl. 2006, Elmendorf mfl. 2012).

Intakte lavmatter motstår i stor grad etablering av karplanter (Kytöviita & Stark 2009, Favero-Longo & Piervittori 2010, Thiet mfl. 2014), men fragmenterte lavmatter har mindre evne til å holde karplanter og moser borte. Intakte lavmatter som har blitt beitet ned av rein har på enkelte steder blitt erstattet av karplanter og moser uten at lav ser ut til å klare å gjenvinne sin tidligere dominans ved redusert beitetrykk (Klein & Shulski 2009). I nordlige Skandinavia har økt reinbeitetrykk ført til en enorm etablering av bjørk i områder som tidligere var dekket av lav (Tømmervik mfl. 2004, 2009, 2012). Ved at reinen har fjernet det en gang intakte lavdekket har bjørka fått etablert seg fra frø og fortrent laven permanent.

Endret klima kombinert med overbeite er derfor negativt for lavrike rabber og lavheier og kan føre til irreversible vegetasjonsendringer mot lavfattige heier dominert av gras, graminider, urter og moser. I dagens nedre del av lavalpint belte vil også økt forbuskning/tilskoging være negativt for lavheiene. Økte nedbørsmengder i dagens kontinentale områder av Norge vil gi bedre vekstvilkår for karplanter og moser (f.eks. Keuper mfl. 2012) og vil kunne bidra ytterligere til reduksjon av lavdekket.

Varmere vintre kan påvirke vegetasjonen i ulike retninger. Full snøsmelting kan skade karplanter og moser, mens lav kan se ut til å være mer tolerante (Bjerke mfl. 2011, 2013, Bokhorst mfl. 2011, 2012). Varmere vintre fører ikke nødvendigvis til full snøsmelting. Våt snø som fryser blir

til is. Is på bakken kan skade karplanter, moser og lav (Gudleifsson 2009, Bjerke 2011, Bjerke upublisert), så det er usikkert hvordan effekter av is kan påvirke konkurranseforholdet.

Fjellhei og lesider

Fjellheier og lesider på dypere jordsmonn i lavalpin sone har ved økte temperaturer potensiale til å bli skogsmark. Særlig gjelder dette områder som ligger sørvendt med god solinnstråling og med god næringstilgang. En økning av årsmiddeltemperaturen på 2-5 °C frem mot 2100 sammen med en utvidet vekstsesong vil kunne føre til at større arealer i fjellet kan bli skogkledd, hovedsakelig av bjørk, men barskog kan også innta fjellet, særlig på Østlandet.

Empiriske studier viser imidlertid at tregrenseøkningen i Skandinavia skjer mye saktere og i mye mindre omfang enn klimamodellene skulle tilsi (Aune mfl. 2011, Hofgaard mfl. 2013). Like fullt, mengden av trebiomasse har doblet seg på Finnmarksvidda fra 1957 til 2006, samtidig som mengden av alpine naturtyper ble kraftig redusert (Tømmervik mfl. 2009). I Vesterålen økte den nordboreale lauvskogen med omtrent 30 % bare i perioden fra 1985 til 2005 samtidig som de alpine naturtypene snøleie, fjellhei og fjellenger ble redusert med omtrent 20 % (Tømmervik mfl. 2010).

Vegetasjonen i dagens fjellheier og lesider vil trolig få problem med å etablere seg høyere opp i fjellet, da jordsmonnet her som oftest er mye skinnere og mindre næringsrikt enn i lavalpin sone. Ved en tilskoging av lavalpin sone vil arealene av dagens fjellheier og lesider således kunne avta betraktelig.

Snøleier

Snøleier regnes som den mest utsatte naturtypen for klimaendringer i fjellet (Fremstad & Moen 2001, Tema Nord 2009), da de inneholder spesialiserte arter som er helt avhengige av snødekkets varighet (Björk & Molau 2007). Tidligere utsmelting fører til at spesialistarter som karakteriserer snøleiene får vanskeligere leveforhold (Schöb mfl. 2009). Over tid vil de spesialiserte artene erstattes med arter som i dag ikke kan etablere seg der, særlig av busker, graminider og urter (Sandvik mfl. 2004, Sandvik & Odland 2014). Dette vil være mest markant i lavalpin sone der snøleiearealene forventes å avta pga. økt avsmelting av snø.

Høyere til fjells kan imidlertid snøleiene øke sin utbredelse ved at områder som sjelden smelter ut, oftere blir snøfrie. Her er det også større areal med sene snøleier som anses å være mindre påvirket av klimaendringer enn tidlige snøleier (Kudo & Hirao 2006). Økte snømengder vil imidlertid forkorte vekstsesongen for snøleieartene. Tidspunktet for snøsmelting er en viktig faktor for blomstringen av planter. For insektbestøvende arter vil en utsatt blomstring føre til en nedgang i produksjon av frø, da høstfrost kan ta livet av bestøvende insekter. En annen viktig effekt av endring i varigheten av snødekket er endret næringsomsetning. Nitrogenmineralisering i områder med dyp og langvarig snødekke skjer om vinteren, mens det under vekslende snødekke skjer om våren (Borner mfl. 2008; Tema Nord 2009).

Endringer av snøleienes areal i fjellet er imidlertid usikker, da de også har muligheter til å forflytte seg til høyere nivåer. Samlet sett vil trolig arealene av tidlige snøleier i fjellet avta, mens arealendringer av sene og ekstreme snøleier kanskje vil øke.

4.6.2 Økosystemtjenester

Regulerende tjenester

På grunn av stor grad av eksponering av alpine økosystemer for vind og avrenning, er jordsmonnets beskyttende funksjon av stor betydning. Langvarig overbeite som resulterer i forringelse av

alpin vegetasjon og lavdekke kan lede til alvorlig jorderosjon. Når det alpine jordsmonnet er ødelagt, mister vegetasjonen ikke bare sin produktivitet, men jordsmonnet frigjør også karbon (Lu mfl. 2013).

Forsynende tjenester

Snøleier og fjellenger er en viktig beiteressurs for husdyrproduksjon og for ville dyr. Endringer i temperatur eller nedbør til ulike årstider kan påvirke plantearter på ulike måter, avhengig av hvilken faktor som er vekstbegrensende for plantene. Nyere studier basert på fjernmålingsdata langs klimagradianter i Norge tyder på at snørike vintre forlenger perioden med frisk vegetasjon i snøleier, noe som igjen kan forbedre kvantitet og kvalitet av fôr (Cornelissen mfl. 2004, Nielsen mfl. 2012).

5 Naturtyper som i særlig grad kan bidra til samfunnets klimatilpasning

Høyere frekvens av ekstremvær som kraftig nedbør og storm forventes som en følge av klimaendringer (Field mfl. 2014b). Spesielt naturtypenes regulerende tjenester er viktige for å minimere naturskader, først og fremst vannstrømregulering, vannrensing og erosjons- og naturskadebeskyttelse (se **tabell 3** under **kapittel 9** Oppsummering).

All natur med sluttet vegetasjonsdekke kan bidra effektivt til klimatilpasning da vegetasjonen akkumulerer vann fra nedbør gjennom plantenes bladsystem og rotsystem. I tillegg vil et sluttet vegetasjonsdekke dempe erosjonsprosesser knyttet til økt nedbør og avrenning. Struktur og sammensetning av vegetasjonsdekket påvirker betydelig de hydrologiske prosesser, først og fremst gjennom endringer i indeks for bladareal (Leaf Area Index: LAI, mengden av bladareal per m² bakkeenheter). LAI gir et bilde av vegetasjonens totale bladareal (vegetasjonens tetthet) og er den viktigste vegetasjonsindikatoren i hydrologiske modeller som påvirker prediksjon av evapotranspirasjon (fordamping), snøakkumulering og avrenning (Rinde 1998, Matheussen mfl. 2000). Vannbalansen endres på to måter. Høy LAI fører til høyere binding av nedbør og høyere fordampingshastighet. Dette reduserer mengden av vann som infiltrerer og akkumuleres i jordsmonnet. For eksempel kan granskog fange ca. 30% av nedbøren i trekronene (Eikenæs mfl. 2000). LAI har også betydning for andelen snø som beholdes i krona. Dess høyere LAI, dess mindre snø når på bakken. Ved lav LAI økes snømengden på bakken. Denne snøen har en tendens til å ligge lenger enn snøen i krona, ettersom skogen reduserer solinnstråling på bakken. Dette gir forsinkelser i snøsmeltingen. Lav LAI gir derfor en tendens mot økt akkumulasjon av snø om vinteren, og dermed mulighetene for økt avrenning ved snøsmelting.

Dess mer kompleks vegetasjonsstrukturen er, desto mer nedbør fanges opp og mer fordampes. I en kompleks vegetasjonsstruktur har man høyere LAI og flere vegetasjonssjikt. Tilsvarende, jo mer utviklet rotsystemet er, desto høyere er kapasiteten til å fordampe og lagre vann i jorda. Habitater med trær og flersjiktvegetasjon har således en høyere reguleringskapasitet enn habitater med mindre kompleks vegetasjonsstruktur og lavere indeks for bladareal (LAI). I tillegg til regulering av vanntilgang, avrenning og erosjon bidrar all vegetasjon til karbonomsetning og karbonlagring. Naturen selv bidrar således til å redusere de negative påvirkninger på samfunn og natur av klimaendring. Særlig vil skog med dype røtter fra trær bidra effektivt til vannopptak og jorderosjonssikring. Det er således viktig å bevare naturtyper med sluttet vegetasjonsdekke generelt, og særlig naturtyper der vedvekster er dominerende.

I dette kapittelet nevnes kun de naturtypene som vi mener i størst grad bidrar til samfunnets klimatilpasning. For de naturtypene som også er vurdert til å kunne bli betydelig negativt påvirket (havstrand, skog, våtmarker, åpen flommark og ferskvann) er økosystemtjenestene som bidrar til klimatilpasning mer detaljert beskrevet i **kapittel 4**.

5.1 Havstrand

Substrat og vegetasjon på havstrand beskytter mot erosjon av løsmasser både på selve havstranden og i innenforliggende områder (**kapittel 4**). Særlig grove sedimenter på stein og grusstrand gir beskyttende effekt, sammen med tareskoger i det marine element (Lævvås & Tørum 2001). Tareskogen reduserer dønninger og beskytter de nedre deler av sandstrendene (Sivertsen 1985, Berg & Munkejord 1991). Havstrender er også viktige for rensing av næringssalter fra avrenning fra jordbruksareal og miljøgifter fra andre forurensingskilder.

5.2 Åpent lavland, ferskvann, våtmark og skog

Naturtyper knyttet til åpent lavland, ferskvann, våtmark og skog som åpen flomfastmark, innsjøer, brakkvannsjøer, elver- og bekkeløp, myr, kilder (**kapittel 10.4.3**) og flommarksskog bidrar vesentlig til vannstrømsregulering, erosjons- og naturskadebeskyttelse (**kapittel 4, tabell 3**), da disse naturtypene både oppmagasinerer og drenerer tilført nedbør. Myr og innsjøer holder store vannmengder tilbake, mens flommarksskog (**figur 20a** og **20b**), åpen flommark, elver- og bekkeløp og kilder er naturtyper skapt av vanngjennomstrømming der økosystemet er tilpasset et stadig skiftende nedbørsregime. Ikke minst er kantsoner knyttet til disse naturtypene av stor viktighet, da de ofte har et sluttet vegetasjonsdekke med trær og buskvekster som hindrer erosjon av jordsmonnet. Det å ta vare på disse naturtypene vil være et effektivt tiltak i et klimatilpasningsarbeid for å hindre erosjon.

Flere av naturtypene som er knyttet til vanngjennomstrømming og som har velutviklede jordsmonn (som skog) er også viktige i vannrensing av næringssalter og miljøgifter. Flere naturtyper som kystlynghei, de fleste skogstyper og frodige fjellheier og lesider bygger opp jordsmonn som igjen er naturskadebeskyttende.



Figur 20a og **20b**. Elvesletter er svært dynamiske systemer som bidrar til å redusere eller forsinke flom og dermed til å hindre erosjon langs vassdrag. Bildene over viser deler av en elveslette i Gudbrandsdalslågen ved normal sommervannføring (20a øverst) og ved vårflo (20b nederst). Foto: B. K. Dervo ©.

5.3 Ravinedaler og skogbekkekløfter

Landskapstyper som ravinedaler (**kapittel 10.7**) og skogbekkekløfter (**figur 21**) har en topografi som kanalisere store mengder tilført nedbør både i lavlandet og i høyreliggende områder, særlig i kulturlandskapet. Kantsonene i ravinedaler på marin leire (kvikkleire) er i seg selv sårbare for økt nedbør, da saltet som binder leirkolloidene kan vaskes ut, med fare for nye leirras. Men vi anser dem ikke generelt som betydelig utsatt for klimaendringer, da økt frekvens av leirskred vil øke arealet av ravinedaler. Imidlertid har de en betydelig rolle i å kanalisere vann fra nedbør gjennom drenering i jordsmonnets og ved avrenning gjennom bekkeløp i ravinebunnen. Særlig er ravinedalenes og skogbekkekløftenes innhold av busker og trær viktig og stabiliserende som regulerende tjeneste for å sikre mot erosjon av jordsmonn. Ravinedaler og skogbekkekløfter er også tilholdssted for en mengde rødlistede arter. Iveretakelse av disse naturtypene vil således bidra til både klimatilpasning og forvaltning av biologisk mangfold.



Figur 21. Skogbekkekløft i Kvam i Nord-Fron kommune i Oppland. Foto: P. A. Aarrestad ©.

5.4 Urban natur

Urbane naturtyper (**kapittel 10.8, figur 22**), både terrestriske og akvatiske (grønn/blå) gir en rekke fordeler for å opprettholde og forbedre menneskers livsgrunnlag og livskvalitet gjennom urbane økosystemtjenester, UES (TEEB 2011). Urbane økosystemer er spesielt viktig i å tilby tjenester med direkte innvirkning på menneskers helse og sikkerhet som lokal klimaregulering (varmeøy-effekt), luftrensing, direkte helsekonsekvenser, støyreduksjon, avrenning og flomkontroll (Gómez-Baggethun mfl. 2013, Haase mfl. 2012, 2014). I tillegg anses rekreasjonspotensiale, tilrettelegging av leveområder for fauna og flora, karbonlagring og matforsyning som viktige tjenester av urban og peri-urban grønn/blå infrastruktur (Haase mfl. 2012, Artmann 2014).

Imidlertid er effektene av urbanisering på biologisk mangfold og økosystemer, samt de potensielle fordelene fra restaurering av økosystemer i urbane områder dårlig forstått (Gómez-Baggethun mfl. 2013). Spesielt i multi-funksjonelle byregioner er vurdering og integrering av økosystemtjenester utfordrende. Dette fordi det er en stor variasjon i overlappende økosystemproses-

ser, funksjoner og deres respektive tjenester, noe som skyldes den urbane regionens tette, heterogene og dynamiske arealdekke (Haase mfl. 2012). Selv om det er gjort store fremskritt de siste årene for å øke kunnskapen om økologiske funksjoner i bynære områder, er den eksplisitte vurdering av urbane økosystemtjenester og deres interaksjoner med hverandre lite studert (Haase mfl. 2012).



Figur 22. Urban natur med elementer av opprinnelig skogvegetasjon. Foto: G. Rusch ©.

Artmann (2014) peker på at jordforsegling, dvs. tetting av overflater med f.eks. asfalt, påvirker reguleringstjenestene ved å øke avrenningen av overflatevann og øke temperaturen i byområder. Samtidig avtar tjenestene knyttet til matproduksjon siden fruktbare jordsmonn går tapt. Også gjennom tap og fragmentering av leveområder for flora og fauna har jordforsegling negative virkninger på støttetjenester og truer urbant biologisk mangfold. Levering av opplevelses- og kunnskapstjenester er også under press; både for rekreasjonsmuligheter i urbane bykjerner (Niemelä mfl. 2010) og for potensialet i urbane grønne og blå infrastrukturer som arenaer for læring og utvikling (Gómez-Baggethun mfl. 2013). Noen økosystemtjenester som tilbys av grønn og blå infrastruktur i byer er spesielt relevant i klimatilpasningssammenheng. Ett eksempel er regulering av overflateavrenning og regulering av lokalklima. Bymiljøet skiller seg ut i forhold til omkringliggende landlege områder ved en endret energitveksling (dvs. skaper 'urbane varme øyer') og endret hydrologi i form av økt overflateavrenning av regnvann (Gill mfl. 2007, 2008). Mindre flater med vegetasjon fører til en nedsatt fordampning, mens en økning i overflatetettende flater resulterer i økt overflateavrenning. Økt avrenning gir økt fare for flom. Klimaendringene vil forsterke disse særtrekkene (Gill mfl. 2007).

Regulering av lokalklima

Faste og ugjennomtrengelige flater som benyttes til boligareal og som transportårer i byene, gir betydelige endringer i lokalklimaet (urbane, varme øyer) (Gómez-Baggethun mfl. 2013). Grønne og blå urbane områder bidrar med frisk og kjølig luft (Haase mfl. 2012). Eksempler på slike områder er parker, urbane skoger, plener og hager og vann i bekker, innsjøer og dammer. Vegetasjonen motvirker effektene av urbane varme øyer ved å absorbere varme når vann fordampes

fra plantene og dermed kjøler omkringliggende luft, såkalt evotranspirasjon (Gómez-Baggethun mfl. 2013).

Den avkjølende effekten av vegetasjonen er avhengig av evapotranspirasjonens kapasitet, som i sin tur er avhengig av vegetasjonstype og bladareal (Gill mfl. 2008). Trær kan også bidra til å redusere lufttemperaturen ved skyggelegging, samt ved å reflektere solstråling som gater og fortau ellers ville absorbere. Grønn infrastruktur bidrar dermed til å regulere lokalklimaet ved å redusere temperaturen i varme perioder, noe som er viktig for å opprettholde menneskers livskvalitet og for å tilpasse byregioner til klimaendringer (Haase mfl. 2012). Grøntplan for Oslo (Plan- og bygningsetaten 2010) poengterer at «...både små og store parker og naturområder har en viktig rolle i byens grønnstruktur. De store områdene representerer, i kraft av sin størrelse, en spesielt viktig rolle. Områdene er ofte blant de viktigste naturområdene i byggesonen samtidig som de gir mulighet for variert bruk. Små grøntområder utgjør ofte viktige lokale rekreasjonsområder. De har også en økologisk betydning for lokalklima, luftkvalitet og som del av en spredningskorridor for dyr og planter.»

Regulering av avrenning fra overflater

Den grønne infrastrukturen i bymiljø bidrar til å dempe avrenning og flom etter nedbørsepisoder, særlig grønne lunger som parker fungerer som absorberende flater og kan ta unna store deler av overflateavrenningen. Vegetasjonsdekkets egenskaper påvirker kapasiteten til binde, lagre og fordampe nedbøren. Mekanismene som reduserer avrenningen er: i) vegetasjonen binder vann som deretter fordampes til atmosfæren uten å gå veien om overflatevann (Birkinshaw mfl. 2010); ii) jordas evne til å infiltrere regn påvirkes av jordas porøsitet. Porøsiteten øker med økning av røttens dybde og omfang (Price 2011); iii) gjennom økt vannretensjon på grunn av høyere porøsitet i jord og innhold av organisk materiale, og iv) gjennom høyere fordampningshastighet på grunn av større bladoverflate og rotsystemer (Price 2011). Disse fire mekanismene er i stor grad påvirket av vegetasjonsdekkets egenskaper (Matheussen mfl. 2000). Til forskjell fra anlagt natur i urbane områder vil trolig naturlig natur i urbane områder være mer velegnet til å beskytte mot overflateavrenning (se innledning i **kapittel 5**).

Byutvikling kan endre kapasiteten til å regulere avrenning av overflatevann i by betydelig (Artmann 2014, Gómez-Baggethun mfl. 2013). For eksempel studerte Haase (2009) utviklingen av graden av vannets ugjennomtrengelighet i byens overflater i Leipzig fra 1870-2003. Det ble dokumentert at fra 1940 og utover, ble andelen av areal som var vanngjennomtrengelig dramatisk redusert. Særlig de arealene med høy grad av gjennomtrengelighet avtok. I områder av byen som hadde blitt nesten fullstendig forseglet, viste modeller at 75% av nedbøren endte som overflatevann. I disse områdene var andelen areal med ugjennomtrengelig overflate mellom 80-100%. Generelt var mengden avrenning direkte relatert til mengden av ugjennomtrengelig overflate. I områder med en andel av ugjennomtrengelig dekke på 20-40%, ble fordampningen redusert med 100-150 mm/år, mens det i områder hvor denne andelen var svært høy (80-100%), ble fordamping redusert med 450 mm/år. Samtidig var jordas filtreringsevne betydelig redusert i områder med mer enn 60% andel av ugjennomtrengelig dekke (Haase 2009). Samlet viser disse resultatene at avrenningen øker med mengden ugjennomtrengelig overflate.

Elver, sidebekker og innsjøer er med på å frakte nedbøren som faller ned over byene. I Oslo, for eksempel, er det i dag ti elver som representerer hovedløpet til byens ti hovedvassdrag. I Grøntplan for Oslo, beskrives rollen av elver og bekker i byområdene: «Åpne elver og bekker bidrar til rensing av næringsstoffer og partikler fra byggesonen. Forurensing som følge av skadelige utslipp vil oppdages tidligere, og ved kraftig nedbør vil en åpen elv eller bekk virke flomdempende. Mens åpne vassdrag tidligere ble sett på som et problem har vassdragene i dag status som en ressurss».

God planlegging av blå og grønn infrastruktur i urbane miljøer kan bidra betydelig til å redusere konsekvensene av klimaendringene. Det er en stor variasjon i andel grøntareal i byer (dvs. land

dekket av vegetasjon og jordsmonn) og dermed kapasiteten til å regulere avrenning av overflatevann. I amerikanske byer varierer for eksempel andel grøntareal fra 38% i Chicago til 93% i Coachella i California. Det er også viktige forskjeller i dekning av grøntareal innenfor de enkelte byene (Gill mfl. 2008). I München er det for eksempel en samlet dekning av grøntareal på 66%, mens industriområder har bare 13% (Gill mfl. 2008 og referanser deri). Middels tette boligområder i Manchester har en høy andel av arealer med vegetasjons og vannflater. Her er det modellert at 32% av arealet har god fordampingsevne. I Norge har datagrunnlaget vært mangelfullt. Oslo kommune har for eksempel ikke hatt tilstrekkelige data for å kunne følge endringer i den reelle grønnstrukturen over tid, før *Grøntplan for Oslo* startet i 2010.

Det finnes ingen retningslinjer på hvor mye naturlig og semi-naturlige areal man bør ha, men både størrelse på areal og den romlige fordeling bør vurderes ved byens arealplanlegging avhengig av bl.a. byens geografi, klima og allerede eksisterende bebyggelse. Målsettinger om hvilke funksjoner grønt og blå infrastruktur anses å spille en avgjørende rolle. Rammeverket rundt økosystemtjenester der viktige økologiske, hydrologiske og kulturelle funksjoner anerkjennes og kvantifiseres, kan gi et bedre verktøy til urban planlegging. F.eks. er tre hovedmålsettinger beskrevet i *Grøntplan for Oslo* (Plan- og bygningsetaten 2010): «1: Planen skal bidra til å bevare og styrke Oslos særpreg som den blågrønne byen mellom åsene og fjorden, 2: Planen skal bidra til å dekke befolkningens behov for grønne rekreasjonsområder innenfor byggesonen og 3: Planen skal bidra til en byutvikling i tråd med byøkologiske prinsipper».

Følgende fem planstrategier anses som nødvendig for å oppnå de overordnede målene:

1. **Sammenheng:** Sikre et sammenhengende grønt nettverk
2. **Dekning:** Sikre god dekning av grøntområder
3. **Variasjon:** Tilrettelegge for et variert tilbud av ulike typer grøntområder
4. **Blågrønn struktur:** Videreutvikle den blågrønne strukturen
5. **Klima:** Utnytte den blågrønne strukturen for å oppnå bedre lokalklima, lokal luftkvalitet og naturlig vannbalanse.

Vannforsyning og vannkvalitet

Økt nedbør og økt flomaktivitet vil kunne påvirke tilgang på rent vann i urbane områder ved oversvømmelser og tilsig av forurenset vann fra ulike forurensingskilder. For å sikre levering av friskt, rent vann til urbane innbyggere, må nok vann være tilgjengelig. Tilgjengelighet er den absolutte mengden overflate eller grunnvann innenfor en region som bærekraftig kan forsyne urbant bruk. Gjennomsnittlig vannforbruk i Norge for en bolig er 198 liter per dag, eller 171 m³ per husholdning per år, basert på opplysninger fra 1359 vannverk som betjener 3.690.000 personer (Myrstad mfl. 2014). Vannet må også være av tilstrekkelig god kvalitet. Vann som er forurenset, må behandles og renses før bruk. I Oslo er befolkningsvekst, klimaendringer og et fokus på virus og parasitter de viktigste faktorene for å vurdere sårbarheten til vannforsyningen (Meltingsæter 2012, Myrstad mfl. 2014).

Hvordan urban og peri-urban grønn infrastruktur planlegges styres og har sannsynligvis viktige effekter på urban vannforsyning siden vegetasjonsdekke og skoger i byens avrenningsområder påvirker mengden og kvaliteten på tilgjengelig vann (Gómez-Baggethun mfl. 2013). Disse effektene er avhengige av mange faktorer som påvirker vannkvaliteten, inkludert erosjon, næringsinnhold og biogeokjemiske sykluser. God planlegging av blå og grønn infrastruktur kan bidra med å tilrettelegge urban natur slik at god vannforsyning og vannkvalitet opprettholdes. Det er bl.a. viktig å fokusere på arealbruk oppstrøms fra avrenningsområdet, da disse områdene påvirker vannkvalitet og mengde av vannkilder. Mens store byer bare okkuperer 1% av jordas overflate, benytter de seg av 41% av jordas overflate for vannkilder, så vannkvaliteten i store byer er avhengig av arealbruket i et langt større areal enn det byene selv dekker (McDonald mfl. 2014). Nærliggende arealer til urbane områder bør derfor også tas med i planleggingsarbeidet for vannforsyning og vannkvalitet.

I Norge utgjør pesticider og andre plantevernmidler i drikkevann neppe noen helserisiko, men grunnvann og drikkevann bør være fritt for slike rester. Det påvises imidlertid overskridelser i forhold til drikkevannsforskriftens grenseverdi på 0,1 µg/l for enkeltstoffer og det bør være en målsetting at grunnvann og drikkevann ikke skal inneholde slike stoffer (Myrstad mfl. 2014).

Beskyttelse mot ekstremvær

Tettsteder er ofte plassert i kystnære områder (Gómez-Baggethun 2013). Økologisk infrastruktur dannet av strandenger, strandsumper og våtmarksdeltaer kan fungere som naturlige barrierer som kan bufre byer fra ekstreme klimahendelser og farer, inkludert stormer og oversvømmelser (Gómez-Baggethun 2013). Sluttet vegetasjon er særdeles viktig da den stabiliserer jordsmonnet og reduserer sannsynligheten for skred.

6 Naturtyper som er sårbare for fysiske klimatilpasningstiltak

6.1 Samfunnets klimatilpasningstiltak

Mer ekstreme værforhold fører utvilsomt til økte skader på natur og samfunn. Dette stiller samfunnet ovenfor store og til dels nye utfordringer for å utføre tiltak som kan begrense skadeomfanget og øke samfunnssikkerhet og beredskap. I de senere år er det utført fysiske klimatilpasningstiltak for å begrense skader av økt flom- og rasaktivitet som forbygninger i vassdrag, oppsamlingsmagasiner av vann i høyereliggende områder, kanalisering av bekker, terreng- og overflateutforminger, rassikring og skredvern mot jord- og snøskred med bygging av beskyttende murer og voller.

I arealplanleggingen er det også blitt mer fokus på hvor det er hensiktsmessig å bygge ut boligfelter og infrastruktur som veier, jernbane, kraftforsyning mm. Med tanke på havnivåstigning har man tilpasset byggesoner i strandsonen slik at bebyggelse og veier skal kunne motstå økt havnivå og stormfloer. Moloer og andre forbygninger er også viktig for å beskytte kaianlegg og båttrafikk langs hele kysten.

De fysiske klimatilpasningstiltakene som må utføres for å øke sikkerhet til mennesker og samfunnsverdier vil ofte være i konflikt med naturverdier, da tiltakene kan medføre nedbygging av natur og endringer i økosystemenes funksjoner som vann- og næringstilgang. Tiltakene som trolig påvirker naturen mest er forbygninger i vassdrag for å begrense skader av flommer.

6.2 Naturtyper som kan bli negativt påvirket av fysiske klimatilpasningstiltak

Vi har vurdert naturtyper på havstrand, åpen flomfastmark, brakkvannsjøer, bekke- og elveløp, flommarkskog, skogbekkekløft (**kapittel 10.5.4**) og urban natur (**kapittel 10.8**) som de naturtypene som blir mest berørt av samfunnets fysiske klimatilpasningstiltak som ikke er naturforvaltningsrelatert (**tabell 2**).

Havstrand

Erosjonsbeskyttelse på havstrand med til dels omfattende forbygninger mellom stranda og områder innenfor er vanlige tiltak i flere land (Cooper & Lemckert 2012). Noen steder er det bygget diker for å hindre oversvømmelse av dyrket mark. I tillegg til konkrete tap av arealer, kan slik utbygging hindre nydanning av flere naturtyper i bakkant av dagens strandområder, og stoppe den naturlige dynamikken i flere av naturtypene. Forbygninger kan også sperre for mindre dyr som normalt vil bevege seg mellom strandsonen og områder innenfor (se eksempler i Follestad mfl. 2011).

Ferskvann, flomfastmark, flommarkskog og skogbekkekløfter

For vannbaserte naturtyper som åpen flomfastmark, sjøer, bekke- og elveløp, flommarkskog og skogbekkekløfter er det først og fremst tekniske inngrep som hindrer rask vanngjennomstrømming og holder tilbake vannmasser som er aktuelle.

Ett eksempel på slike flomsikringstiltak er arbeidet som utføres i Kvam i Nord-Fron kommune i Gudbrandsdalen etter den store flommen i 2013 (**forsidebilde** og **figur 23**) (Aarrestad mfl. 2013b). Tiltakene utføres for å beskytte lokalbefolkning og samfunnsinteresser. Her bygges det fordrøyningsbassenger i høyereliggende områder som skal redusere tilførselen av vann til hovedelveløpet fra nedbør og snøsmelting i øvre deler av vassdraget. Slike bassenger demmer

periodevis ned større areal av naturtyper som elvesletter, våtmarker og skog, og reduserer vanngjennomstrømmingen i skogbekkekløfter. Flere flom- og erosjonssikringer, terskler, samt dammer som fanger opp masser, anlegges nedover hovedelvløpet for å begrense elvas eroderende kraft og massetransport av sand, grus og stein.



Figur 23. Flomsikringstiltak i Kvam. Område hvor massefangdammer anlegges nedover hovedelvløpet for å begrense elvas eroderende kraft. Foto: P.A. Aarrestad.

Flomforbygning på selve elveslettene vil kunne føre til at overflomming av elveslettene begrenses, at tidligere flomdammer og andre naturtyper på elvesletta tørker ut og endres både mht. tilstand og utbredelse. Videre vil slike flomsikringstiltak gå ut over elveslettene flomdempende evne og bidra til økt negativ effekt av flommer i områder nedstrøms elveslettene (Museth & Johnsen 2011). Tilsvarende vil sannsynligvis slike tiltak også gå ut over naturtypens vannrensende kapasitet. Det er således nødvendigvis ikke flommene som er mest skadelig for økosystemene langs vassdragene, men de flomdempende tiltakene som endrer den dynamiske naturen til blant annet elveslettene (Klimatilpasning i norske kommuner 2009).

Urban natur

Tiltakene for å beskytte samfunnets infrastruktur og befolkning er trolig høyest i urbane områder, f. eks. bygging av rassikringsvoller, elveforbygninger og kanalisering av bekker og overflatevann ved grøfting og rørledninger. All urban natur er således trolig utsatt for fysiske klimatilpasnings tiltak.

7 Mulige tiltak som bidrar til å bevare naturtypene og deres økosystemtjenester

Et av de beste tiltak for å begrense klimaendringenes negative påvirkning på naturtyper og dermed ivareta deres økosystemtjenester er å fjerne/reducere det eksisterende presset på økosystemene og øke deres motstandskraft mot endringer (MA 2005). Det er således viktig å minimere de generelle truslene for naturtypene, i tillegg til å utføre direkte klimarelaterte naturforvaltnings tiltak der det er mulig.

7.1 Havstrand

Den beste strategi for å begrense klimaendringenes påvirkning på havstrand er trolig å verne om korridorer/utvidelsesmuligheter for naturtypene, og eliminere barrierer mot migrering av arter. Åpne nærliggende landareal som kan påvirkes av tidevann kan gi grobunn for de fleste havstrandsartene og over tid kan slike områder bli kritiske refugier ved ekstremt høyvann og ekstremvær (Cooper & Lemckert 2012).

En av de største truslene mot strandsonen er ulike tekniske inngrep. Det er imidlertid mulig å bygge beskyttelsestiltak som kan opprettholde en naturlig kontakt mellom hav og land (se eksempler i Follestad mfl. 2011). Vern av spesifikke lokaliteter med et potensiale for nydanning av havstrand i bakkant, der en ikke tillater massive sperrer, kan sikre at naturtypene i noen områder vil bli ivaretatt ved havnivåøkning. Nydanning av naturtyper kan også sikres ved å begrense bygging av diker og forsterkninger. Flere steder vil et høyere havnivå også bety økt saltpåvirkning av landbruksmark innenfor. Dette kan gjøre en del dyrkamark mindre egnet i fremtiden. En mulighet kan være at myndighetene overta slik eiendom og lar den ligge urørt.



Figur 24. Spor etter høsting av tare utenfor Frøya. Dette kan både føre til større bølgeslagspåvirkning på strender, som dermed kan gradvis vaskes ut, og føre til redusert biologisk mangfold i tareskogsområder (referanser, se tekst). Foto: A. Follestad ©.

Tareskoger er viktig for biologisk mangfold (Lorentsen mfl. 2010) og kan være svært viktige for å beskytte sandstrender mot erosjon (Løvås & Tørum 2001). Reguleringer av tarehøsting kan således være et mulig tiltak i områder der en aktivt vil sette inn tiltak for å ta vare på eller beskytte strendene (**figur 24**).

Det danske Kystdirektoratet har en egen hjemmeside der de beskriver ulike beskyttelsestiltak langs kysten av Danmark (Kystdirektoratet 2014). Slike tiltak er så langt ikke eller bare i liten grad tatt i bruk i Norge, i alle fall av det offentlige. Hvis havnivået stiger og frekvensen av ekstremvær øker, kan en økning i erosjonsprosesser langs kysten gjøre det aktuelt å vurdere ulike beskyttelsestiltak her til lands.

Det danske Kystdirektoratet har som utgangspunkt at kysten skal beskyttes kun der det er nødvendig, og på en så naturlig måte som mulig. De benytter derfor først og fremst «kystforing», eller tilførsel av sand, som kystbeskyttelse (Kystdirektoratet 2015). På Vestkysten eroderes både strand og havbunn av bølgene. Eksempelvis er erosjonen av havbunnen fire ganger så stor som erosjonen av stranden. Det er derfor ikke nok kun å beskytte stranden, hvis målet er å beskytte kysten.

Mengden sand som skal tilføres stranden, bestemmes ut fra en målsetning for kystutvikling fra sanddynene ut til 6 m dybde. Bredden av området under vann er ca. 10 ganger så stor som strandens bredde. Sanden suges opp fra havbunnen av en spesialbåt, en såkalt sandpumper, og seiles i lasterommet inn til kysten (**figur 25**). Der blir sand enten pumpet gjennom en rørledning inn på stranden eller ut på havbunnen foran stranden. Sand til foring av den jyske vestkysten hentes i Nordsjøen 8-10 km fra land i særlig utvalgte områder på 15-20 meters dyp. Langs Jærs-trendene skal det være en lang og smal sone med sandbunn utenfor stranda, som kan begrense mulighetene for denne formen for strandbeskyttelse i Norge.



Figur 25. Kunstig tilførsel av sand fra havbunn til innenforliggende sandstrand ved hjelp av sand-dumper. Eksempel fra Danmark (Kystdirektoratet 2015).

Uttak av sand kan forsterke erosjonen ved stigende havnivå og redusere effekten av avbøtende tiltak som kan settes inn for å motvirke erosjonen. Store uttak av sand kan få alvorlige følger for massebalansen på strendene. Grovt substrat som stein og grus har evne til å beskytte havstrender ved økende ekstremvær. Uttak av masse fra grus- og steinstrand kan således gi økt erosjon og utskylning av fine partikler, noe som kan endre strukturen i stranda og dermed livsbetingelsene for mange av artene som lever der. For å ta vare på havstrandens evne til å beskytte mot erosjon ved økende forekomster av ekstremvær må uttak av masser reguleres eller begrenses/-stoppes i områder der dette kan få negativ betydning på naturtyper som regulerer erosjon.

7.2 Åpent lavland

Åpen flomfastmark

For åpen flommark gjelder de generelle tiltakene som å fjerne/ redusere det eksisterende trusler på naturtypen som nedbygging av arealer og uttak av sand, grus og stein.

Kystlynghei

Gammel røsslyng er mer utsatt for klimaskader enn ung røsslyng (Lee & Caporn 1998, Sæbø mfl. 2001). Samtidig er gammel røsslyng lett antennelig ved lang tids tørke, både vinterstid og om sommeren. For å unngå tørke og frostskaider på lyng og begrense kystlyngheienes brannpotensiale er kontrollert brenning av lyngheier senvinters og tidlig vår mens marken fortsatt er frosset, et egnet virkemiddel for å erstatte gammel lyng med friske og lågvokste planter. Ung røsslynghei (sene pionerstadier og voksestadier) er også mye mer næringsrik for beitende dyr enn gammel hei i degenereringsfase (Nilsen mfl. 2005, Vandvik mfl. 2005, Velle 2012, Velle mfl. 2012, Velle & Vandvik 2014).

7.3 Ferskvann

De viktigste tiltakene for å begrense klimaendringenes negative påvirkning på de økosystemtjenestene som ferskvann tilbyr vil være ulike forurensningsbegrensende og avrenningsbegrensende tiltak. Slike tiltak vil være kloakksanering og rensing av andre utslipp til vann, tiltak mot å begrense overflateavrenning og erosjonsbegrensende tiltak. I arealplanleggingen må en ha fokus på vannkvalitet og forurensing gjennom arealutforming, lokalisering av mulig forurensende arealbruk og krav til overvannshåndtering (se Sekse 2012).

Tiltak for å begrense tilførsler av næringsstoffer og andre forurensende stoffer til ferskvann omfatter både tiltak på land og i strandsonen. Plastring/steinsetting av elveløp/strandsoner har imidlertid en rekke uheldige effekter på plante- og dyrelivet i ferskvann, spesielt dersom slike tiltak ikke følges opp av tilplanting og/eller naturlig gjenvekst av vegetasjon i strandsonen. Strandsonen med vannvegetasjon og bunnlevende dyr er viktige gyte- og oppvekstområder for fisk og bidrar dessuten til rensing av vannet gjennom plantenes opptak av næringsstoffer. Etablering av permanente grassoner mot elve- og bekkekanter for å fange opp jord på vandring og beplantning langs vassdragene vil hindre utglidning og erosjon.

Flomforebyggende tiltak omfatter bygging av fordrøyningsbassenger og flomgater. Fordrøyningsbassenger i høyereliggende områder vil redusere tilførselen av vann til nedenforliggende områder av vassdraget i perioder med mye nedbør og snøsmelting. Samtidig vil slike bassenger kunne demme ned store arealer av andre naturtyper som våtmark (elvesletter) og skog, og derigjennom påvirke disse naturtypenes økosystemtjenester, inkludert naturtypens egen flombeskyttende tjeneste. Bygging av flomgater er viktig for å sikre at vannet ledes der det gir minst skader på infrastruktur, eiendom og bygninger. Igjen kan dette komme på bekostning av naturtyper som er viktige for klimatilpasning.

De mest effektive tiltakene for å unngå introduksjon og spredning av fremmede arter omfatter håndheving av norsk lovverk og regulering av innførsel og handel med levende planter og dyr, eller media (mat, jord, vann, organismer) for slike fremmede organismer. Denne type tiltak faller imidlertid utenfor rammene av denne rapporten. Når det gjelder videre spredning av uønskede arter som allerede finnes i norsk ferskvann, er det kjemisk behandling gjennom rotenon og enkelte andre kjemiske stoffer (Johnsen mfl. 2008), fysiske sperrer som for eksempel fiskefeller (Johnsen mfl. 2008, Johnsen & Vrålstad 2010) og utfisking/høsting som er mest aktuelt. Alle tiltakene vil imidlertid også kunne ha negative effekter på biologisk mangfold i de behandlede vassdragene. Disse organismene kan påvirkes direkte (særlig ved kjemisk behandling) eller indirekte gjennom ødeleggelse av leveområder og forringelse av muligheten for å foreta nødvendige gyte- og næringsvandring mellom deler av vassdraget, mellom elv og innsjø eller mellom

elv og kystvann (gjelder særlig fisk). Økte vannmengder og hyppigere og større flommer vil stille større krav til tekniske utforminger ved gjennomføring av slike spredningsreducerende tiltak. For de aller fleste organismer finnes det imidlertid ingen effektive tiltak for å hindre videre spredning, dersom de først er introdusert til norsk vassdragsnatur, og klimatiske og andre miljøforhold tilfredsstiller artens krav

7.4 Våtmark

Palsmyr

Palsmyrene er trolig den naturtypen som er sterkest avhengig av kalde vintre og et kjølig sommerklima. Det er imidlertid ikke mulig å utføre tiltak for å begrense nedsmelting av palsene, annet enn å reduserer utslipp av klimagasser. Men det går an å minske andre trusler som ferdsel og arealendring, og dermed forsinke forringelsen av naturtypen.

Annen myr

Myr har stor evne til å regulere avrenning av vann fra vassdrag (**kapittel 4.4**). Samtidig er naturtypen viktig for karbonlagring ved oppbygging av torvjord under anaerobe prosesser. Det er således svært viktig å bevare eksisterende myrareal og unngå nyanlegging av torvindustrier, grøf-ting og annen drenering for jord- og skogbruksformål som oppdyrking og skogplanting. Drenering av myrer fører til at torvjorda mineraliseres (brytes ned) til næringsemner, samtidig som ny torv ikke produseres fra myrenes torvmoser.

7.5 Skog

Skog har stor evne til vannregulering og rassikring (**kapittel 4.5**). Det er således viktig å bevare skogareal og unngå store flatehogster som kan bidra til økt vanninnhold i jorda og svekke aktive røtters bindende effekt på jordsmonnet. Lauvskog har trolig en større bindende effekt på jordsmonnet enn bartrær, da rotsystemet til lauvtre generelt går dypere ned i jordsmonnet enn bartrærøttene (Kimmins 2004). I rasutsatte områder, særlig på Vestlandet, kan ivaretagelse av lauvskogen i bratte lier spille en viktig rolle i å begrense jorderosjon og jordras, samt regulere vann. Treslagsskifte til gran i slike områder er derfor ugunstig i forhold til jordsikring.

7.6 Fjell

Lavrike rabber og lavheier i fjellet kan i stor grad motstå etablering av karplanter og moser når lavdekket får være intakt. Et intakt lavdekke gjør at frø ikke faller gjennom lavdekket, men legger seg på toppen av lavdekket og vil blåses bort av vind. Skulle et frø havne på bakken under et lavdekke, vil jordsmonnet være tørt og lysfattig slik at det er vanskelig for frø spire. Forhindring av beite og tråkk fra rein og mennesker vil derfor kraftig forsinke forringingen av lavrike rabber og lavheier. Kommersiell høsting av lav til dekorasjoner bør derfor unngås/reduceres til et minimum.

For de andre naturtypene i fjellet kan vi ikke se at det er mulig med samfunnsmessige tiltak for å begrense eller motvirke negativ påvirkning av klimaendringer, annet enn å unngå større naturinngrep og ta vare på områder som er viktige for biologisk mangfold i fjellet (jfr. DN-håndbok 13). Enkeltarter kan bevares gjennom innsamling av frø og utsetting på egnede steder av planter dyrket opp fra disse frøene.

8 Kunnskapsmangel og anbefalinger for videre arbeid

Arbeidet med denne rapporten avdekker at det er store hull i kunnskapen om naturtypenes utbredelse (se **kapittel 10**), og det er gjennomført få norske studier der effekten av klimaendringer på norsk natur er kvantifisert. Det er også lite kvantitativ kunnskap om nettoeffekten av klimaendringer på viktige naturtyper for biologisk mangfold, og dermed hvilke naturtyper som er mest sårbare for klimaendringene. Videre er naturens eget bidrag til å redusere klimaendringer og dempe effektene lite studert. Vi anslår at over 60% av referansene i denne rapporten knyttet til effekter av klimaendringer bygger på studier gjort i andre land. Av de norske studiene er det kun et fåtall som bygger på nye feltstudier i nordlige økosystemer. Denne rapporten bygger derfor på generell økologisk kompetanse om de ulike naturtypene, der kunnskapen er dokumentert med litteraturhenvisninger. Nedenfor gir vi noen anbefalinger for å bedre kunnskapsgrunnlaget. Behovet er imidlertid stort, og anbefalingene er ikke uttømmende.

Generelt anbefaler vi en nasjonal kartlegging av naturtyper der fokus settes på naturtyper som:

1. kan bli negativt påvirket av klimaendringer (**kapittel 4**)
2. kan bidra positivt til klimatilpasning (**kapittel 5**)
3. er sårbare for fysiske klimatilpasningstiltak (**kapittel 6**)

Selve kartlegging med utfigurering av areal bør være verdinøytral (jfr. kriteriene for NiN 2.0), men de kartlagte områdene bør også relateres til naturtypenes biologiske verdi, da Norge er bundet av internasjonale konvensjoner, og har forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold. En helhetlig kartlegging kan bidra til forutsigbare rammebetingelser for næringsliv og arealplanlegging i kommuner, fylkeskommuner og stat, og samtidig bidra til å muliggjøre at Norge kan oppfylle internasjonale forpliktelser.

Som rapporten påpeker kan klimaendringer bidra både positivt og negativt til tilstanden i naturtyper. Vi anbefaler at det gjennomføres forskning der kunnskapen om klimaendringenes effekt på natur styrkes.

Den kvantitative betydningen av risiko for erosjon og flom bør beregnes for ulike vegetasjonstyper. Skog og våtmark er prioritert her. Kunnskapen kan bidra til å vurdere i hvor stor grad det er nødvendig å supplere med fysiske tiltak. Identifisering av områder som bidrar til å redusere risiko for erosjon og flom, vil være kostnadsbesparende (færre fysiske klimatilpasningstiltak er nødvendig). Studiet bør innbefatte GIS-modellering av hellingsgrad kombinert med informasjon om vegetasjonstype (grad av binding av jordsmonn) og nedbørsmengde. Betydningen av vegetasjonens evne til å dempe risiko i øvre og nedre deler av et nedbørsfelt bør inkluderes i studiet.

For havstrand er det viktig at naturtypen får utvikle seg bakenfor dagens havstrand gitt en havnivåstigning. Det bør derfor identifiseres havstrender der man ikke skal bygge forbygninger eller infrastruktur som hindrer naturens egen klimatilpasning (danning av nye havstrender i bakkant). Havstrender er viktige hekkeområder og rasteplasser for fugl og fugl på trekk. Fugl trenger en økologisk infrastruktur, og er dermed avhengig også på sikt et godt nettverk av gode beiteområder. Livsløpsstudier av arter hvor det inngår klimainduserte effekter både i hekke- og overvintingsområdene, vil gi en mer omfattende tilnærming til sannsynlige effekter av klimaendringer for denne gruppen av trekkende fugler.

Norge mangler en systematisk overvåking av arealendringer av natur. Vi foreslår at det utarbeides et overvåkingsprogram for arealendringer i Norge, bl.a. basert naturtypekartlegginger og på fjernmålingsanalyser. Fjernmåling må imidlertid bakkeverifiseres. Et slik overvåkingsprogram vil bidra til mange formål, bl.a. modellering av natur, arealstatistikk, naturindeks, identifisering av fragmentering og andre arealendringer. Videre vil det være viktig å bidra til forbedret modellering. I de tilfeller der studier tar hensyn til forstyrrelser og hendelser blir modellenes prediksjonsevne langt bedre enn for modeller som kun baserer seg på klimatrender.

Generelt er kunnskapsgrunnlaget best for skogøkosystemene og fjell, mens det er svakere for våtmark, ferskvann, åpent lavland og havstrand. I et økosystemtjenesteperspektiv, dvs. et perspektiv sett ut i fra menneskets behov, er det viktig å prioritere ferskvann for videre studier. Ferskvann gir drikkevann, vann til industriformål og jordbruk og rekreasjon. Økosystemer i ferskvann er samtidig utsatt for kjemiske endringer knyttet til klimaendringer, utbygging av fornybar energi og introduksjon av fremmede arter. Av hovednaturtypene som er omtalt i denne rapporten, vil trolig ferskvann (mobile vannmasser) også være den naturtypen der effektene av klimaendringer kommer raskest.

Det er grunn til å tro at alvorlighetsgraden av bjørkemålerutbrudd i nordboreal bjørkeskog de seneste tiårene har blitt intensivert av milde klimatiske forhold. Der er imidlertid en mengde ukjente faktorer dels når det gjelder fjellbjørkens evne til tilpasning til et fremtidig mildere klima eventuelt kombinert med mer intensive insektutbrudd, og særlig når det gjelder innvirkningen av et mildere klima på målernes utbruddsdynamikk.

På den ene siden er sammenhengen mellom tettheten av målere og dødelighet hos bjørk sterkt ikke-linær, noe som betyr at en relativt liten øking i målertetthet eller utbruddsvarighet, vil kunne gi relativt store utslag i dødelighet hos bjørk. På den annen siden er målerne selv kontrollert av både direkte og indirekte klimatiske drivere som per i dag er lite kartlagt. Voldsomme bestandsutbrudd hos bjørkemålere forekommer eksempelvis ikke i hele utbredelsesområdet til de aktuelle målerartene. Det er sterke geografiske kontraster, eksempelvis mellom nord og sør. Dette kan være klimatisk betinget eller ha å gjøre med sammensetningen i samfunnet av naturlige fiender som bidrar i kontrollen av målernes bestandsdynamikk. Sammenliknende studier av fiendesamfunnet langs storskala klimatiske gradienter, eksempelvis ved hjelp av molekylære metoder ville kunne bidra til å belyse dette.

Grønn infrastruktur i urbane områder bidrar betydelig til å dempe effektene av økt overflatevann. Dette har betydning for dimensjonering av kloakkanlegg og bidrar også til å hindre vannforurensning som følge av overløp fra kloakk. Videre vil grønn infrastruktur bidra til å redusere lokal temperatur ved hetebølger sommerstid. Forskning knyttet til betydning av grønnstruktur i norske byer bør økes.

9 Oppsummering og konklusjon

Tabell 2 oppsummerer hvilke naturtyper vi har vurdert som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer og/eller fysiske klimatilpasningstiltak, og om de selv bidrar vesentlig til å hindre skader på natur og samfunn. Naturtyper som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer og som inngår i DN-håndbok 13 som viktige for biologisk mangfold (se **kapittel 10**), bør spesielt hensynstas i arealplanleggingen, særlig de som er relativt sjeldne, da disse har størst sannsynlighet for å gå tapt ved klimaendringer. Naturtyper som kan bidra med til klimatilpasning dekker forholdsvis store areal, men disse er minst like viktige i klimasammenheng da det er særdeles viktig med sammenhengende og godt fungerende økosystem for å begrense skadene av endret klima og levere økosystemtjenester. Vi presiserer imidlertid at kunnskapsgrunnlaget er relativt dårlig for mange naturtyper, og det kan derfor være flere naturtyper som burde vært tatt med i vurderingen.

Økosystemtjenester knyttet til de naturtypene som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer eller klimatilpasningstiltak, vil bli redusert i omfang. **Tabell 3** oppsummerer de regulerende økosystemtjenestene som bidrar til å dempe klimaeffektene på naturtypene og hvilke andre klimaavhengige økosystemtjenester som naturtypen leverer og som er utsatt ved negative endringer i naturtypen.

I arbeidet med klimatilpasningstiltak er det viktig å være klar over naturens egen evne til å redusere effektene av klimaendringene. Det er derfor uheldig å sette inn tiltak som reduserer denne evnen. Vi anbefaler derfor at man tar hensyn til naturens sårbarhet og evne til å redusere effektene av klimaendringer når man planlegger klimatilpasningstiltak.

Et annet viktig tiltak for å begrense klimaendringenes negative påvirkning på naturtyper og dermed ivareta deres økosystemtjenester er å minimalisere eksisterende trusler for naturtypene.

Tabell 2. Oversikt over naturtyper som kan bli særlig negativt påvirket av klimaendringer, som kan bli negativt påvirket av fysiske klimatilpasningstiltak og de som selv bidrar vesentlig til å dempe klimaeffekter på natur og landskap. Påvirkningsgraden er gradert i en tredelt skala med økende påvirkning (+, ++ og +++) basert på ekspertvurderinger.

Hoved- økosystem	Naturtype	Inngår i DN- håndbok 13	Vesentlig ne- gativt påvir- ket av klima- endringer	Bidrar selv vesentlig til å dempe klimaeffek- ter ¹	Negativt påvirket av fysiske kli- matiltak
Havstrand	Stein-, grus- og sand- strand	Ja	Ja ++	Ja	Ja
	Undervannsenger, pol- ler og littoralbasseng	Ja	Ja ++	Nei	Nei
	Strandeng og strandsump	Ja	Ja ++	Ja	Ja
	Driftvoll	Ja	Ja +++	Nei ³	Ja
	Sanddyner	Ja	Ja +++	Nei	Ja
	Marint delta	Ja	Ja ++	Nei	Varierer
Åpent lav- land	Åpen flomfastmark	Ja	Ja +++	Ja	Ja
	Kystlynghei og boreal hei	Ja	Ja +	Nei ³	Nei
Ferskvann	Middels kalkrike og dype lavlandssjøer	Ja	Ja ++	Ja	Nei
	Fisketomme dammer og små innsjøer	Undertyper	Ja +	Nei	Varierer
	Brakkvannssjøer	Ja	Ja ++	Nei	Ja
	Bekke- og elveløp	Undertyper	Ja +++	Ja ²	Ja
Våtmark	Palsmyr	Ja	Ja +++	Nei ³	Nei
	Annen myr	Undertyper	Nei	Ja	Nei
Skog	Flommarkskog	Ja	Ja ++	Ja	Ja
	Granskog	Nei	Ja ++	Ja	Nei
	Lavrik barskog	Undertyper	Ja ++	Ja	Nei
	Edellauvskog med ask og alm	Ja	Ja +	Ja	Nei
	Skogbekkekløft	Ja	Nei	Ja	Ja
	Nordboreal lavrik og lyngrik lauvskog	Nei	Ja +	Ja	Nei
Fjell	Lavrike rabber og lav- heier	Undertyper	Ja +	Nei ³	Nei
	Fjellhei og lesider	Undertyper	Ja ++	Nei ³	Nei
	Snøleier	Undertyper	Ja +	Nei	Nei
Ravinedal		Ja	Nei	Ja	Nei
Urban natur		Undertyper	Nei	Ja	Ja

¹ Karbonopptak og lagring er ikke vurdert i rapporten, ei heller varmeopptak fra solstråling.

² Særlig bekke- og elveløp som en del av elvesletta og aktivt ferskvannsdelta.

³ Ja hvis karbonopptak, karbonlagring og solstråling medregnes.

Tabell 3. Oversikt over hvilke regulerende økosystemtjenester som bidrar til å dempe effekter av klimaendringer for hver naturtype, samt hvilke andre klimaavhengige økosystemtjenester som er utsatt ved negative endringer i naturtypen. Grunnleggende livsprosesser, klimaregulering (karbonlagring og regulering av solstråling) ikke medregnet.

Hoved- økosystem	Naturtype	Regulerende tjenester som bidrar til å dempe klimaef- fekter	Andre viktige klimaavhengige økosystemtjenester
Havstrand	Stein-, grus- og sand- strand	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter	Høsting av tang, tare, skjell/muslinger. Rekreasjon, friluftsliv. Pollinering
	Undervannsenger, pol- ler og littoralbasseng	Erosjonsbeskyttelse	Mat. Ålegrasenger er viktige oppvekstområder for fiske- yngel og andre kommersielle arter.
	Strandeng og strands- ump	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter	Fugletitting/-fotografering. Beiteressurs. Pollinering.
	Driftvoll	Erosjonsbeskyttelse	Fugletitting/-fotografering. Tang og tare til jordforbedring og fôr. Beiteressurs. Polline- ring.
	Sanddyner	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter	Rekreasjon. Friluftsliv (først og fremst bading). Beiteressurs. Pollinering.
	Marint delta	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter	Fugletitting/-fotografering.
Åpent lav- land	Åpen flomfastmark	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter Vannstrømregulering	Beiteressurs. Pollinering.
	Kystlynghei	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Landbruksprodukter. Naturarv. Reiseliv. Jakt og fiske. Pollinering.
Ferskvann	Middels kalkrike og dype lavlandssjøer	Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter Vannstrømregulering	Sportsfiske/krepsing.
	Fisketomme dammer og små innsjøer	Vannstrømregulering	Kunnskap og læring. Kulturhistoriske kilder. Rekreasjon. Friluftsliv.
	Brakkvannssjøer	Vannstrømregulering	Kunnskap og læring.
	Bekke- og elveløp	Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter Vannstrømregulering	Sportsfiske/krepsing. Rekrea- sjon. Friluftsliv.
Våtmark	Palsmyr	Erosjonsbeskyttelse	Bærsanking. Beiteressurs. Pol- linering.
	Annen myr og kilder	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering	Torvproduksjon. Moltebær- høsting. Pollinering.
Skog	Flommarkskog	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssal- ter/miljøgifter	Ved. Tømmer. Trevirke. Beite- ressurs. Pollinering. Jakt.

		Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	
	Granskog	Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssalter/miljøgifter Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Ved. Tømmer. Trevirke. Bær- og soppsanking. Pollinering. Jakt. Rekreasjon. Friluftsliv.
	Lavrik barskog	Erosjonsbeskyttelse Vedlikehold av jordsmonn Vedlikehold av jordsmonn	Ved. Tømmer. Trevirke. Pollinering. Jakt. Lav til dekorasjoner.
	Edellauvskog med ask og alm	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Ved. Tømmer. Trevirke. Lauv og greiner til fôr. Pollinering. Jakt. Naturopplevelser.
	Skogbekkekløft	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Pollinering. Naturopplevelser. Kunnskap og læring. Jakt.
	Nordboreal lavrik og lyngrik lauvskog	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Ved. Trevirke. Håndverk. Bær- og soppsanking. Pollinering. Beiteressurs. Jakt.
Fjell	Lavrike rabber og lavheier	Erosjonsbeskyttelse	Lavinnsamling til ekstraforing av tamrein. Beiteressurs. Rekreasjon. Friluftsliv. Naturbasert reiseliv. Jakt.
	Fjellhei og lesider	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering Vedlikehold av jordsmonn	Bær- og sopphøsting. Beiteressurs. Pollinering. Jakt og fiske. Friluftsliv. Naturbasert reiseliv.
	Snøleier	Erosjonsbeskyttelse Vannstrømregulering	Beiteressurs. Friluftsliv. Naturbasert reiseliv.
Urban natur		Erosjonsbeskyttelse Vannrensing av næringssalter/miljøgifter Vannstrømregulering	Rekreasjon. Friluftsliv. Naturarv. Naturbasert reiseliv. Pollinering.

10 Naturtyper som er behandlet i rapporten

10.1 Havstrand

Havstrand er møtestedet mellom hav og land. Havstrandens utforming varierer langs kysten, både lokalt og regionalt, avhengig av faktorer som topografi, eksponering, substrat og klimatiske forhold (Follestad mfl. 2011). Det finnes mange naturtypeinndelinger på havstrand. DN-håndbok13, Naturtyper i Norge - NiN 1.0 (Halvorsen mfl. 2009) og Natur i Norge - NiN 2.0 (Halvorsen mfl. under utarb., Artsdatabanken 2015.) har alle ulike naturtypeinndelinger. Vi har valgt å vurdere naturtyper fra nedre fjæregrense til øvre springflo, i NiN 1.0 kalt Fjæresonessystemet (fjæresonen), samt bakenforliggende sanddyner og driftvoller. I tillegg har vi tatt med undervannsenger nedenfor nedre fjæregrense og marint delta, som begge hører inn under marine gruntvannsområder.

10.1.1 Undervannsenger, poller og littoralbasseng

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Undervannsenger med ålegras og havgras opptre på havbunn nedenfor fjæresonen. Naturtypen kjennetegnes av sjøbunn av silt og leire der planteplankton og planter kan produsere oksygen ved fotosyntese. I NiN 1.0 er naturtypen plassert under Saltvannsystemer (grunntypen M15.3 Ålegraseng under hovedtypen M15 Løs eufotisk saltvannsbunn). Poller er skilt fra havet av en terskel ovenfor eller like under laveste fjærenivå og har permanent utløp og innløp til/fra havet. Vannutskiftning skjer ved flo og fjære sjø, men utskiftningen er begrenset. Naturtypen grenser ofte mot strandeng og strandsump og inneholder ofte ålegrasenger og andre undervannsenger. Littoralbasseng er vannforekomster av varierende størrelse på fast fjell uten permanent utløp/innløp. Littoralbassenger er fysisk avgrenset fra havet og tilføres havvann mer eller mindre regelmessig, og de karakteriseres av periodevis stagnerende vannmasser.

Utbredelse

Undervannsenger, poller og littoralbasseng finnes langs hele kysten, men utforminger med ålegrasenger er svært sjelden i nord (Fremstad 1997). Ålegrassamfunn har blitt registrert i forbindelse med naturtypekartleggingen knyttet til DN-håndbok 13. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 9998 forekomster av ålegrasenger. Disse har et angitt areal på 54 km², med et gjennomsnittlig areal på 5,4 dekar. Havstrender ble kartlagt på 1980-tallet av Økosforsk og NINA i flere rapporter, Holten mfl. (1986a,b) fra Møre og Romsdal, Elven & Johansen (1983) fra Finnmark, Elven mfl. (1988a,b,c,d) fra Nordland og Lundberg & Rydgren (1994a,b) fra Sørøstlandet og Sørlandet. Havstrand fra Hordaland er også kartlagt av Lunberg (1989).

Betydning for biologisk mangfold

Ålegrasenger er en viktig biotop for beitende fugl, særlig for andefugler som svaner, gjess og noen gressender, som brunnakke. Da ålegraset forsvant fra deler av norskekysten rundt 1980, mistet flere områder sin betydning for bl.a. overvintrende sangsvane og brunnakke (Follestad pers. med.). Ålegrasenger er også kjent for å være viktige oppvekstområder for fiskeyngel.

10.1.2 Stein-, grus- og sandstrand

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Naturtypen omfatter sand- og grusstrender, samt sterkt bølgeutsatte steinstrender, og ligger i området mellom laveste lavvann og øvre springflo. Naturtypen er ofte artsfattig, og variasjon i artssammensetning er relatert først og fremst til kornstørrelse og salinitet. Skjellsandstrender er strender på skjellsand, som er konsentrerte kalkrike biogene sedimenter, ofte delvis nedbrutte skall fra muslinger og snegler. I DN-håndbok 13 er den kalt G04 Sand- og grusstrand. I NiN 1.0 er typen beskrevet under S6 Stein-, grus- og sandstrand.

Utbredelse

Naturtypen finnes langs hele kysten. Vernebase gir en ganske god oversikt over utbredelsen til sandstrender. Sand- og grusstrand har blitt registrert i forbindelse med naturtypekartleggingen knyttet til DN-håndbok 13. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 351 forekomster av naturtypen. Disse har et angitt areal på 54 km², med et gjennomsnittlig areal på 74 dekar. Vernedekningen er svært dårlig i Hordaland, Sogn og Fjordane, Sør- og Nord-Trøndelag (Follestad mfl. 2011).

Betydning for biologisk mangfold

Naturtypen inngår ofte som elementer i større, verdifulle havstrandkomplekser, og er ofte viktige raste- og trekkområder for fugl. Stein-, grus og sandstrand er ikke vurdert som en rødlistet naturtype i Norge i dag (Lindgaard & Henriksen 2011).

10.1.3 Strandeng og strandsump**Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN**

Naturtypen omfatter bunnsystemer på løs mark i fjæresonen (leire, silt og mudder), og inkluderer leir- og siltstrand og åpne mudderflater uten høyere planter ned mot nedre lavvannsnivå. Strandenger og strandsumper finnes gjerne på beskyttede steder med så lite strøm at finmateriale ikke vaskes bort, men akkumuleres og konsolideres til et fint substrat som danner god grobunn for plante- og dyreliv. Store strandengkomplekser forekommer gjerne innenfor større, grunne bukter og brakkvannspoller.

Naturtypen finnes i områder med svak helning, slik at den dekker store områder og har en tydelig sonering relatert til oversvømmelsesvarighet. Flere andre økokliner er også viktige, som salinitet, primær suksesjon og vannmetning. Strandenger er ofte også påvirket fra ferskvannsig fra land-siden med forekomst av sumpplanter og langvarig menneskelig påvirkning som slått og beite. Store strandengkomplekser forekommer gjerne innenfor større, grunne bukter og brakkvannspoller. DN-håndbok 13: Strandeng og strandsump G05. NiN 1.0: S7 Strandeng og strandsump.

Utbredelse

Naturtypen finnes langs hele kysten. Forskjell mellom flo og fjære øker mot nord. Dette fører til at strandenger nordover ofte dekker større areal enn sørover, særlig der det er store strandflater med liten høydeforskjell (Bratli 2014). I alt 294 forekomster av strandenger og strandsumper er registrert i Miljødirektoratets vernebase, som gir en stedvis god, men noe ujevn oversikt over utbredelsen til naturtypen (Framstad mfl. 2010). Strandeng og strandsump har blitt registrert i forbindelse med naturtypekartleggingen knyttet til DN-håndbok 13. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 1586 forekomster av naturtypen. Disse har et angitt areal på 195 km², med et gjennomsnittlig areal på 123 dekar. Vernedekningen er stedvis ganske god, men mangler i Hordaland, Sogn og Fjordane, Sør- og Nord-Trøndelag.

Betydning for biologisk mangfold

Strandenger har mange økologiske spesialister tilpasset saltpåvirkningen fra havet, og som har hovedtyngden av sine forekomster innenfor naturtypen. Strandenger er også viktige hekke- og rasteplasser for fugler. Sørlege strandenger har høy andel rødlistearter i ulike organismegrupper. I nord forekommer nordlige/arktiske utforminger med nordlige/nordøstlige arter som både er sjeldne sørover i Norge og som i europeisk sammenheng også er spesielle (Bratli 2014).

Pga. betydelige inngrep, arealbruksendringer og forurensing er strandeng vurdert som nær truet (NT) i Norsk rødliste for naturtyper 2011 og sørlige typer i boreonemoral sone er vurdert som sterkt truet (EN).

10.1.4 Driftvoll

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Driftvoller er bygget opp av tilført organisk materiale fra havet (tang og tare) og finnes i øvre del av fjæresonen. Driftvollene har ved nedbrytning av tang og tare svært høy tilgjengelighet av nitrogen og fosfor. Temperaturen i driftvollene er som regel høyere enn omgivelsene, og flere varmekrevende karplanter finnes lengre nord på driftvoller enn i andre naturtyper.

Vegetasjonens stabilitet er påvirket av vannforårsaket forstyrrelse. Avhengig av forstyrrelsesintensitet (flere ganger årlig – årviss – ikke årviss) er vegetasjonen dominert av ettårige urter, av lavvokste ett- og flerårige urter eller av flerårige, høyvokste urter og gras. Driftvollene opptrer ofte i ytterkanten av sanddyner, strandenger og grus- og rullesteinstrender. DN-håndbok 13: G06 Tangvoll. NiN 1.0: S3 Driftvoll.

Utbredelse

Naturtypen finnes langs kysten i hele landet. Det finnes ingen evaluering av dekning i Naturbase og Vernebase for denne naturtypen. Tarevoller er dårlig og ufullstendig kartlagt i dag, jfr. kart i Framstad mfl. (2010), som bl.a. ikke har med Makkevika. Ved kommende kartlegging av naturtyper i Norge bør feltarbeidet fange opp hvilke tarevollstrender i dag som vil være særlig utsatt for endringer som følge av stigende havnivå. Tangvoll har blitt registrert i forbindelse med naturtypekartleggingen knyttet til DN-håndbok 13. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 102 forekomster av naturtypen. Disse har et angitt areal på 15 km², med et gjennomsnittlig areal på 151 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Driftvoller ha et stort og særpreget artsmangfold med flere rødlistede eller regionalt sjeldne arter (Thylen 2014a). Nedbrytning av tang og tare med høy produksjon av næringsstoffer gir grunnlag for et mangfold av insekter og andre invertebrater. De viktigste gruppene er biller, tovinger og krepsdyr (tanglopper). Den store mengden virvelløse dyr bidrar videre til føde for store mengder fugl, særlig vadefugl og småfugl.

Driftvoll er ikke vurdert som en rødlistet naturtype i Norge i dag (Lindgaard & Henriksen 2011), men flere regionale utforminger ble regnet som noe truet av Fremstad & Moen (2001).

10.1.5 Sanddyner

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Kystnær sanddynemark er åpne områder med ustabilt, sanddominert substrat ved sjøen, hvor tidligere breakaktivitet har lagt igjen store mengder finsand og hvor bølger og vind fortsatt sørger for at sanden er i bevegelse (Pedersen 2014). Sanden bindes gjennom dynestabilisering. Variasjon i dynestabilisering, massebalanse (vinddeflasjon) og vannmetning bidrar til utforming av fem grunntyper, som danner en gradient fra dynefronten og innover: 1) ustabile (hvite) dyner, 2) stabiliserte (grå) dyner, 3) etablerte (brune dyner), 4) eroderte dyner (deflasjonsdyne) og 5) dyne-
trau (sanddyne-fuktmark) (Follestad mfl. 2011). Naturtypen omfatter underenheter i T13- Sanddyne-
nemark og G03 Sanddyne i DN-håndbok 13 og i NiN 2.0 er sanddyner lagt til T21 Sanddyne-
mark.

Utbredelse

Sanddynemark finnes langs hele kysten, men er ujevnt utbredt, avhengig av hvor strøm og vindforhold fører til vindtransport og sand innover land (Fremstad 1997). Slike områder finnes særlig rundt ytre Oslofjord (Hvaler og Tjøme), Jomfruland, Mandal, Lista, Jæren, Karmøy, Nordvestlandet (Bremanger, Vågsøy, Stad, Vigra og ved Hustadvika), Lofoten og Vesterålen (spesielt Andøya) og på Varangerhalvøya (Pedersen 2014). De største områdene finnes på Lista, Jæren, yttersida av Lofoten og på SØ-sida av Varangerhalvøya. Arealene er imidlertid svært begrenset, sett i sammenheng med den lange kystlinja Norge har.

Miljødirektoratets vernebase og Naturbase gir relativt god oversikt over utbredelsen til sanddyner, med 57 sanddyner registrert innenfor verneområder (Framstad mfl. 2010). Vernedekningen er relativt god, men med en del hull i Hordaland, Sogn og Fjordane, Sør- og Nord-Trøndelag. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 111 forekomster av sanddyner med et samlet areal på 36 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 323 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Sanddyner langs kysten inneholder en rekke spesialiserte artssamfunn av dyr, planter og sopp og inneholder en rekke sjeldne og rødlista arter (Ødegaard mfl. 2011a). Sanddynemark og sandstrender har også vist seg å være viktige brohoder for naturlig innvandrende arter til Norge, spesielt karplanter (Pedersen 2009).

Sanddynemark er generelt rødlistet som sårbar (VU), mens undertypen sørlig etablert sanddynemark er klassifisert som direkte truet (EN) (Lindgaard & Henriksen 2011). Naturtypen inneholder en rekke arter som er under behandling i handlingsplaner for prioriterte arter (Endrestøl 2012, Ødegaard 2012). En egen handlingsplan er under utarbeiding, der det faglige grunnlaget er utført av Ødegaard (2011) og Ødegaard mfl. (2011b).

10.1.6 Marint delta

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Marine deltaer er områder der elvetransportert materiale er avsatt omkring elvas utløp i sjø (saltvann eller brakkevann). Naturtypen omfatter elveløpet, den tilgrensende flommarka, samt saltvannssystemer utenfor elvas utløp som er sterkt preget av sedimentasjon. Aktive deltaer er naturkomplekser slik disse vil bli definert i NiN 2.0. I NiN 1.0 er aktive delta beskrevet som landskapsdel-hovedtypen delt i to grunntyper, aktivt marint delta og aktivt elvedelta (Erikstad 2014). I DN håndbok 13 kalles naturtypen G07 Aktivt marint delta.

Utbredelse

Noen av de største deltaområdene forekommer i Østfold, på Nordmøre og i Trøndelag, Vefsn-Rana i Nordland, samt indre Troms og deler av Finnmark (Framstad mfl. 2010). I Miljødirektoratets elvedeltadatabase er det informasjon om 129 brakkevannsdelta over 250 daa, og av disse er 36 områder mer eller mindre vernet (<http://www.elvedelta.no>). I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 215 forekomster av brakkevannsdelta (G07) med et samlet areal på 68 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 317 dekar. Mange av de viktigste brakkevannsdeltaene er vernet, men det er få forekomster som er vernet i enkelte regioner, spesielt Rogaland og Hordaland.

Betydning for biologisk mangfold

Så sant ikke deltaene er for ødelagt av ulike typer inngrep, er dette noen av de mest produktive og artsrike miljøene vi har. Et stort antall plantearter tilknyttet ulike vegetasjonstyper kan forekomme, med spennvidde fra havstrandsarter, kulturplanter og fjellplanter. Marine deltaer er sentrale hekkeplasser for våtmarksfugl i fjordstrøkene og viktig som rasteplass for våtmarksfugl som enten skal lenger sør/nord eller venter på at hekkeplassene i innlandet blir isfrie og tilgjengelige (Follestad mfl. 2011). Naturtypen er også økologisk viktig fordi den representerer en overgang mellom hovedmiljøene terrestrisk, limnisk og marint (Erikstad 2014).

Naturtypen er vurdert som sårbar (VU) i rødliste for norske naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011).

10.2 Åpent lavland

10.2.1 Åpen flomfastmark

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Åpen flomfastmark omfatter åpne fastmarksarealer i flomsonen langs elver og innsjøer som jevnlig blir satt under vann. Langs elver kan naturtypen være utsatt for vannforårsaket erosjon av bre- eller elvesedimenter eller sedimentasjon av elvetransportert materiale. Flommarka er åpen fordi vannets forstyrrelseeffekt (vannføring, erosjon og sedimentasjon) er så sterk at trær ikke klarer å etablere seg.

Naturtypen er identisk med framlegg til NiN 2.0 T18 Åpen flomfastmark og faller inn under E04 Åpen flommark i DN-håndbok 13.

Utbredelse

De største sammenhengende arealenhetene av åpen flomfastmark finnes på elvesletter (innlandsdeltaer) og langs større elver i flate dalbunner, særlig der elver møtes i nedre deler av vassdragene. Betydelige forekomster finnes langs Glomma, Gudbrandslågen på Østlandet, Gaula og Namsen i Trøndelag og Tanaelva i Nord-Norge. Men mindre areal finnes også på flattere partier i de fleste vassdrag i Norge (Thylen 2014b).

I områder med smeltevann fra isbreer finnes elvesletter av stein sand og grus med forgreinede elveløp, kalt sandurer. Det best utviklede og aktive sandurområdet i Norge er Fåbergstølsgrandane i Jostedalen (Odland mfl.1990). Åpen flomfastmark finnes også stedvis i landstrandsonen langs innsjøer, først og fremst på steder der strandsonens øvre del er svært flat og derfor har stor horisontal utstrekning.

Betydning for biologisk mangfold

Åpen flomfastmark omfatter sjeldne og spesialiserte planter og plantesamfunn, med flere pionerarter som er konkurransesvake og avhengige av forstyrrelse (Odland mfl. 1989). Flere rødlistede planter er sterkt knyttet til åpen flommark. Sand- og grusrør er viktige habitater for sandtilknyttede insekter, spesielt biller og veps. Arealer med fine sedimenter som sand, silt og leire er ofte viktige rasteplasser for trekkfugl, særlig vadefugl (Thylen 2014b).

Naturtypen er utsatt for negative påvirkninger av bl.a. forbygninger og vassdragsregulering, og er rødlistet som nær truet (NT) i Lindgaard & Henriksen (2011). To delnaturtyper ble også tidligere listet som truede vegetasjonstyper av Fremstad & Moen (2001); rik kortskuddvegetasjon (mudderbank) som sterkt truet og elveør-pionervegetasjon som noe truet (Thylen 2014b).

10.2.2 Kystlynghei

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Kystlynghei består av åpne heier hvor det ikke vokser trær, men som er dominert av dvergbusker, hovedsakelig lyng, og med et varierende innhold av gras, halvgras og urter. Kystlyngheia er kulturmark som er formet gjennom flere tusen år med jevnlig avsviing av lyng og busker, lyngslått, rydding av skog og kratt, og dyr som går på beite året rundt (Fremstad mfl. 1991, Kaland & Vandvik 1998, Kaland & Kvamme 2013, Jordal 2014). Kystlyngheiene påvirkes betydelig av regional variasjon i bl.a. sommertemperatur, vintertemperatur og nedbør, og drifta av lyngheiene har variert regionalt (Nilsen & Moen 2009, Velle 2012, Kaland & Kvamme 2013).

Både NiN 1.0 og DN-håndbok 13 har kystlynghei som egen naturtype, henholdsvis T34 Kystlynghei og D07 Kystlynghei.

Langs kysten til Nordland domineres kystlyngheia av røsslyng. I de nordligste fylkene Troms og Finnmark går de røsslyngdominerte kystlyngheiene over i lyngheier dominert av kreking og andre bærlyngarter og med en artssammensetning mer lik fjellvegetasjon. Det er ulike meninger om hvor mye disse heiene er skapt av menneskelig påvirkning, men både paleobotaniske og

arkeologiske arbeider gir et entydig bilde på at hevd også her er en viktig faktor, både fra brenning, ryddinga av skog og fra beite av husdyr om sommeren og fra tamrein som går ute hele året (Tveraabak 2004, Vorren 2005a,b, 2009).

NiN 2.0 ser ut til å klassifisere deler av de nordlige heiene under T3 Fjellhei, leside og tundra og delvis under T31 Boreal hei. Vi har her valgt å innlemme kystheiene i Troms og Finnmark under kystlynghei.

Utbredelse

Kystlyngheiene er knyttet til strøk med oseanisk klima, og røsslyngdominerte heier finnes i et 15-40 km bredt belte langs kysten fra Agderfylkene til og med Nordland. Nordgrensa for denne typen antas foreløpig å ligge i Vestvågøy kommune (Aarrestad mfl. 2011, Kaland & Kvamme 2013). Kulturskapte lyngheier finnes imidlertid langs kysten helt øst til Sør-Varanger. Øst for Lindesnes forekommer kystlyngheier fragmentarisk, bl.a. ved Kragerø i Telemark og Hvaler i Østfold. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 891 forekomster av kystlynghei (D07) med et samlet areal på 958 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 1,1 km².

Betydning for biologisk mangfold

Kystlyngheier er ikke av de mest artsrike naturtypene, men artsmangfoldet viser en betydelig regional variasjon. Flere rødlistede arter innen fugl, karplanter, moser og insekter finnes i naturtypen (Skartveit 2009, Jordal 2014). Hubro (EN) hadde tidligere en større utbredelse, men har i dag de viktigste restbestandene først og fremst i kystlynghei (Jacobsen & Gjershaug 2014).

Kystlynghei er vurdert som sterkt truet i Norsk rødliste for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011).

10.2.3 Boreal hei

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Boreal hei er åpne arealer under den klimatisk skoggrense og er skapt av avskoging og opprettholdt av en kombinasjon av beiting og rydding/hogst, uten at beitebruken har vært så intensiv at det er utviklet kulturmarkseng. Naturtypen er dominert av dvergbusker, særlig dvergbjørk, einer, krekling og røsslyng, samtidig som arter fra kulturmarkseng inngår i varierende grad i feltsjiktet (Larsen 2014). Boreal hei varierer i artssammensetning etter gradienter i rikhet og fuktighet.

I DN håndbok 13 er naturtypen beskrevet som D22 Boreal hei og i framlegg til NiN 2.0 er Boreal hei (T34) foreløpig delt inn i 15 grunntyper.

Utbredelse

Naturtypens utbredelse er mindre. Boreal hei finnes over hele spekteret av regional variasjon utenfor kystlyngheiområdet, med unntak av områdene rundt Oslofjorden (Larsen 2014). Hovedutbredelse er først og fremst knyttet til fjellnære kontinentale områder i Sør-Norge, særlig i seterdaler og tidligere bergverksområder i Nord-Østerdalen, Nord-Gudbrandsdalen, Røros og Oppdal. Norderhaug & Johansen (2011) mener at langvarig beite med tamrein har skapt store arealer med boreal hei i indre strøk fra Sør-Trøndelag til Finnmark. Dvergbuskheiene ned mot kysten av Troms og Finnmark regnes blant flere som boreal hei, samt heiene i Ofoten og Vesterålen. Andre beskriver disse som kystlyngheier (se kapittel 10.2.2).

I Naturbase er det per 23. mars 2015 registrert kun to forekomster av boreal hei (D22) med et samlet areal på 169 dekar. Kun to registrerte lokaliteter viser at boreal hei ikke er et prioritert område for kartlegging. Utbredelsen er betydelig større.

Betydning for biologisk mangfold

Boreal hei er rødlistet i kategorien datamangel (DD), det vil si at kunnskapsgrunnlaget er for dårlig til å angi presis kategori (Norderhaug & Johansen 2011). Artsmangfoldet i boreal hei inneholder elementer både fra fjellhei og semi-naturlig eng. Rødlistearter representert i naturtypen er

for det meste arter som også finnes i semi-naturlig eng, og da gjerne arter med lav toleranse for gjødselstoffer og tråkkslitasje. Boreale heier er naturdokumenter fra en tid med langt mer intensiv bruk av utmarka, særlig knyttet til setring, bergverksdrift og høyereliggende fast bosetting. De kan derfor også betraktes som viktige kulturminner (Norderhaug mfl. 1999, Larsen 2014).

10.3 Ferskvann

Med ferskvann menes her bekker, elver, dammer, innsjøer og systemer av disse, og omfatter i denne sammenheng både frie vannmasser og bunnområder i ferskvann. Vi deler ofte ferskvann inn i to hovednaturtyper, innsjøer og elver. Begge betraktes som naturtypekomplekser iht. Natur i Norge (NiN 2.0, Halvorsen mfl. under utarb.), tidligere landskapsdel i NiN 1.0. Aktive ferskvannsdelta og elvesletter med tilhørende vannforekomster som kroksjøer, flomdammer og meanderende elveparti behandles i denne rapporten i forbindelse med naturtypen åpen flomfastmark (se **kapittel 10.2.1**).

10.3.1 Middels kalkrike og dype lavlandssjøer

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Middels kalkrike innsjøer er innsjøer og tjern hvor kalsiuminnholdet i vannet er ca. 4-20 mg Ca/l. Innsjøtypen er vanlig under marin grense (lavlandet) og finnes ellers i områder med relativt kalkrik berggrunn. Både grunne og dype innsjøer finnes. I denne sammenheng er det de dype, middels kalkrike innsjøene i lavlandet som er mest interessante da mange av de viktigste drikkevannskildene i Norge tilhører denne typen. De middels kalkrike innsjøene i lavlandet omfatter de mest produktive og artsrike innsjøene i Norge (rike kulturlandskapssjøer), men er ofte påvirket av eutrofiering som en følge av næringssalttilførsler fra befolkningssentra og landbruk.

Middels kalkrike innsjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann i NiN 1.0. Innsjøer er i NiN 2.0 sammensatt av flere bunn- og vannmassenaturtypesystemer. I DN-Håndbok 13 dekkes naturtypen av E 15 Middels kalkrik innsjø.

Utbredelse

Middels kalkrike innsjøer finnes spredt over store deler av landet. Lavlandstypen er primært begrenset til områder under marin grense og ellers til områder beliggende < 200 m o.h. med noe kalkrik berggrunn (Blindheim 2011). Typen har tyngdepunkt omkring Oslofjorden, på Jæren, omkring Trondheimsfjorden, og mer spredte forekomster i Nord-Norge. Totalt areal for naturtypen i Norge er anslått til 2500 km², inkludert innsjøer i fjellet (se Mjelde 2014b).

Betydning for biologisk mangfold

De middels kalkrike innsjøene i lavlandet omfatter de mest produktive og artsrike innsjøene i Norge. Flere rødlistede vannplanter (jfr. Kålås mfl. 2010) har sin største utbredelse i denne delnaturtypen, se Mjelde (2014b). Samtidig er dette den naturtypen hvor vasspest (*Elodea canadensis*) har sin største forekomst. En rekke snegle- og musling-arter er knyttet til naturtypen, også flere vann- og våtmarkstilknyttede insekter. Denne naturtypen er sannsynligvis det viktigste habitatet for edelkreps (EN). Dette er rike biotoper for mange vannfuglarter, og takrørbeltene rundt slike innsjøer er viktige biotoper for rødlistede fugler.

Naturtypen inngår i DN-håndbok 13 som viktig naturtype for biologisk mangfold og er rødlistet (VU) etter Lindgaard & Henriksen (2011).

10.3.2 Fisketomme dammer og små innsjøer

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Naturtypen omfatter små innsjøer/tjern (areal 0,001-0,025 km²) uten forekomst av fisk. Også dammer (areal < 0,001 km²) inkluderes dersom de har et permanent vannspeil. Innsjøene er vanligvis grunne og fravær av fisk gir en særegen fauna av virvelløse dyr. Fisketomme små

innsjøer og dammer finnes i alle klimasoner og kalsiuminnholdet kan variere fra de svært kalkfattige (<1 mg Ca/l) til de kalkrike (>20 mg Ca/l). I denne sammenheng er det de fisketomme, små innsjøene i kulturlandskapet som er mest interessante da disse er i en særstilling med tanke på undervisning og nærfriluftsliv. I lavlandet (kulturlandskapet) er kalsiuminnholdet relativt høyt, > 4 mg Ca/l.

Fisketomme dammer og små innsjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann (Halvorsen mfl. 2009). Dammer omfatter normalt kun bunn-natursystemer, mens innsjøer er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (NiN 2.0; Halvorsen mfl. under utarb.).

I DN-Håndbok 13 dekkes naturtypen først og fremst av E15 Middels kalkrik innsjø (se Mjelde 2014b) og E07 Kalksjø (se Mjelde 2014c) med avgrensninger mht. innsjøstørrelse og klimasone.

Utbredelse

Dammer og små innsjøer finnes spredt over store deler av landet. Kulturlandskapstypen er begrenset til lavlandet (< 200 m o.h.) og særlig til områder under marin grense. Typen har tyngdepunkt omkring Oslofjorden, på Jæren, omkring Trondheimsfjorden, og mer spredte forekomster i Nord-Norge.

Betydning for biologisk mangfold

Fisketomme små innsjøer og dammer i kulturlandskapet dekker mange ulike delnaturlyper og utforminger. Mange av innsjøene har et velutviklet helofyttbelte (vannkantvegetasjon) og kransalger (kalksjøer) og annen vannvegetasjon kan forekomme, mens andre innsjøer av denne typen er vegetasjonsfrie.

Flere rødlistede vannplanter (jfr. Kålås mfl. 2010) har sin største utbredelse i denne delnaturlypen (se Mjelde 2014b, c). I kalksjøene (> 20 mg Ca/L) finnes ulike kransalger (Mjelde mfl. 2009, Mjelde 2014c). En rekke snegle- og musling-arter er knyttet til naturtypen, også flere vann- og våtmarkstilknyttede insekter. Dette er rike biotoper for mange vannfuglearter, og takrørbeltene rundt slike innsjøer er viktige biotoper for rødlistede fuglearter.

Fisketomme små innsjøer og dammer i kulturlandskapet inngår blant annet i Kalkrike dammer og tjern som er en viktig naturtype for biologisk mangfold og er rødlistet (EN) etter Lindgaard & Henriksen (2011).

10.3.3 Brakkvannssjøer

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Innsjøer (areal > 0,025 km²), tjern (areal 0,001-0,025 km²) og dammer (areal <0,001 km²) med permanent vannspeil, dvs. som under normale forhold ikke tørrelegges. De tilføres saltvann mer eller mindre regelmessig og vannet er brakt (vann med salinitet 0,5-18 promille). Både vannforekomster med direkte kontakt med havet via bekk/elv og vannforekomster uten utløp til havet, men som ligger såpass nært havet at de mer eller mindre jevnlig tilføres saltvann, f.eks. ved uvær, inkluderes. Brakkvannssjøene ligger ofte 1-3 m over havet. Innsjøtypen antas å være utsatt for både areal- og tilstandsreduksjon, siden de stort sett ligger i områder som er attraktive for bebyggelse og industri.

Brakkvannssjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann (Halvorsen mfl. 2009). Innsjøer er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (NiN 2.0; Halvorsen mfl. under utarb.). I DN-Håndbok 13 er brakkvannssjøer definert som en egen type: Brakkvannssjø (se Mjelde 2014a).

Utbredelse

Innsjøer med brakt vann finnes sannsynligvis langs hele kysten. Typen er registrert bl.a. i Nord-Norge og langs kysten av Sør- og Østlandet. Dette er en svært sjelden naturtype; potensielt areal

anslått til $< 180 \text{ km}^2$. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 113 forekomster av brakkvannspoller med et samlet areal på 42 km^2 . Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 373 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Biologiske forhold i brakkvannssjøer er lite kartlagt, men det biologiske mangfoldet antas å være klart forskjellige fra innsjøer med ferskvann, f.eks. er det noen få arter som bare kan leve i brakt vann, mens andre, både blant ferskvannsarter og marine arter, har ulike toleransegrenser i forhold til salinitet.

Flere rødlistede vannplanter, både karplanter og kransalger, finnes kun i brakkvann (brakkvannsdeltaer, fjorder, brakkvannssjøer), mens andre arter har sin hovedutbredelse i denne naturtypen (se Mjelde 2014a for mer informasjon). Det er gjort funn av brakkvannsreken *Palaemonetes varians* (VU) i brakkvannssjøer på Sørlandet (Dolmen mfl. 2004), og dessuten i Telemark og Vestfold (Kjærstad, pers. med.).

Brakkvannssjøer er sannsynligvis en truet naturtype i Norge (se Mjelde 2011), men pga. uklar definisjon og manglende data kunne typen ikke verdi-vurderes i forbindelse med Norsk Rødliste for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). Havstrands-typen undervannseng, som sannsynligvis også er vanlig i brakkvannssjøer, er av Fremstad & Moen (2001) regnet som noe truet (VU) i sin helhet, men med varierende trusselsgrad for de ulike utformingene.

10.3.4 Bekke- og elveløp

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Naturtypen omfatter alle typer elver fra bekker/små elver med nedbørfelt $< 10 \text{ km}^2$ til de største elvene i Norge med nedbørfelt $> 10\,000 \text{ km}^2$. Kalsiuminnholdet kan variere fra de mest kalkfattige til moderat kalkrike, dvs. med kalsiuminnhold på $< 1 - 20 \text{ mg Ca/l}$, mens kalkrike bekker/elver er sjeldent forekommende. I klimatilpasningssammenheng (regulerende økosystemtjenester) er det sannsynligvis de relativt store elvene (nedbørfelt $> 1\,000 \text{ km}^2$) med kalsiuminnhold på $1-20 \text{ mg Ca/l}$ (kalkfattige og moderat kalkrike) som er mest interessante.

Bekke- og elveløp tilhører naturtypekomplekset elv i ferskvann, og kan være sammensatt av flere bunn-naturtypesystemer, kanskje også vannmasse-natursystemer (NiN 2.0; Halvorsen mfl. under utarb.)

I DN-Håndbok 13 dekkes naturtypen delvis av E14 Svært kalkfattig og klar bekk/elv (se Bækken 2015a) og E15 Middels kalkrik bekk i lavlandet (se Bækken 2015b), men disse naturtypene er avgrenset mht. størrelse og enkelte andre forhold som kalsium- og humusinnhold samt klimatisk sone.

Utbredelse

Elver, også de med nedbørfelt $> 1\,000 \text{ km}^2$, er vanlig forekommende over hele landet. De største elvene finnes på Østlandet samt i Finnmark mens Vestlandet har få svært store elver. Kalkfattige elver finnes spredt over hele landet mens moderat kalkrike og kalkrike bekker og elver påtreffes i liten grad på Sør- og Vestlandet. Mens elvene på Vestlandet og langs kysten av Nordland ofte har kort vei fra fjell til fjord, noe som betyr høy vannhastighet og lav vanntemperatur, finnes elver med varierende vannstrømhastighet i de øvrige regionene.

Betydning for biologisk mangfold

Bekke- og elveløp utgjør det viktigste leveområde for edelkreps (*Astacus astacus*), ferskvannsfisk, muslinger (herunder elvemuslingen *Margaritifera margaritifera*) og snegl og dessuten larver av mange insektarter. Av vannplantene er det ikke så mange arter som er tilpasset rennende vann, men enkelte vannmoser samt en rekke begroingsalger er viktige biologiske komponenter i mange bekker og elver om sikten er god og sediment transporten ikke er for stor.

Det biologiske mangfoldet varierer i stor grad med klimatiske forhold, vannhastighet, substrat, vannets innhold av næringssalter, kalk og humusstoffer og varierer mellom ulike regioner pga. biogeografiske gradienter

Det forventes at de moderat kalkrike (4-20 mg Ca/l) bekkene/elvene i lavlandet, og da særlig på Østlandet, har den rikeste floraen og faunaen, blant annet med forekomst av flere rødlistede arter. De kalkrike bekkene (>20 mg Ca/l) er sjeldent forekommende og det finnes lite informasjon fra denne naturtypen (men se Rustadbakken mfl. 2011, Bækken & Eriksen 2012). Det antas imidlertid at kalkkrevende arter av vannplanter, snegler, muslinger og krepsdyr finner gode livsbetingelser her. Samtidig er dette en naturtype som er spesielt utsatt for ulike påvirkninger som overgjødning, kanalisering og forbygning.

Bekker og mindre elver som munner ut i marine områder er ofte svært viktige gyte- og oppvekstområder for sjørret, mens mange av de større elvene er viktige leveområder for laks.

10.4 Våtmark

10.4.1 Palsmyr

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Palsmyrer er subarktiske myrkomplekser med permanent frosne torvhauger (palser). Palsene er skapt av permafrost og reiser seg karakteristisk over den omkringliggende myroverflaten. Palsenes høyde varierer fra under en meter til flere meter og kan ha en overflatedekning på mange hundre kvadratmeter, hvor de større utgjør palsplatåer (Hofgaard 2003, 2004, Øien 2014). Palsmyrer har utviklet seg gjennom siste del av den subatlantiske klimaperiode (ca. 500 f. Kr.-nåtid). Trolig skjedde palsdannelsen i Fennoskandia som en utvidelse av permafrostområdet fra ca. 1300 e. Kr. og fram til slutten av den lille istid (1590-1750) (Vorren 1979).

I NiN 1.0 er palsmyr en landskapsdel-grunntype under hovedtypen Våtmarksmassiv, og inngår også som en av 17 torvmarksformer under landformvariasjon. I DN-håndbok 13 er den en egen naturtype under våtmark, A04 Palsmyr.

Utbredelse

Palsmyrer er karakteristiske og unike trekk på høye, nordlige breddegrader i deler av Fennoskandia, Russland, Canada og Alaska. I Norge er palsmyr mest vanlig i Finnmark og Troms, men forekommer også andre steder med tørt og kjølig klima. På Dovre finnes enkeltforekomster av palser på myrer ned til ca. 1000 m o.h., hovedsakelig på grunn av at lite nedbør og streng vinterkulde som fremmer palsdannelse. Arealene av palsmyrer er imidlertid i betydelig tilbakegang pga. klimaendringer (Hofgaard & Myklebost 2012). I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 34 forekomster av palsmyr med et samlet areal på 20 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 584 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Palsmyr er ikke av de mest artsrike naturtypene, men den er en sjelden naturtype, og Norge har et stort internasjonalt ansvar for å ta vare på palsmyr etter som vi har en vesentlig del av variasjonen av palsmyr i Vest-Europa. Rødlistearter som huldrestarr (VU), lappstarr (VU) og lappmjølke (EN) er funnet i rikere deler av palsmyrkomplekser (Øien 2014), men det kan være en tilfeldig sammenheng i og med at palser dannes både i næringsrike og næringsfattige myrer. Det er foreløpig ikke bevist at enkeltarter foretrekker eller er spesielt knyttet til palsmyrer.

Palsmyr er vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011), og mange forekomster står i akutt fare for å smelte under de klimaforholdene som forventes i framtida. I Europa er palsmyr en av 65 prioriterte naturlige habitattyper i Annex I av EU-direktivet «The Habitat Directive» (2007).

10.4.2 Rikmyr

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Rikmyr er jordvannsmyr med tilsig av mineraler fra omgivelsene og er karakterisert av basekre- vende arter og baserik torv, oftest med et høyt kalkinnhold med pH >6 (Øien 2014). Feltsjiktet på rikmyr er dominert av grasvekster og er relativt urterikt. Botsjiktet domineres av brunmo- ser, mens torvmosene mangler eller bare forekommer spredt. I DN-håndbok 13 er det en egen naturtype A05 Rikmyr og i framlegg til NiN 2.0 kommer den inn under V1 Åpen jordvannsmyr.

Utbredelse

Rikmyr finnes over hele landet, fra kysten til høgjellet, men i låglandet i Sør-Norge er det få in- takte lokaliteter igjen, og forekomstene er små og spredt. Spesielt i låglandet rundt Oslofjorden og i Rogaland er det lite igjen (Øien 2014).

Betydning for biologisk mangfold

Rike myrer er i tilbakegang og er vurdert som sterkt trua (EN) i Norsk rødliste for naturtyper fra 2011. De aller fleste av de rødlistede planteartene som har sin hovedforekomst på myr er knyt- tet til rikmyr, og flere rødlistede karplanter, moser og insekter finnes utelukkende i rikmyr (Øien 2014).

10.4.3 Kilder

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Kilder er oppkommer eller grunnvannsframspring og bekkestrekninger nedstrøms kilder (Øien & Høitomt 2014). De er karakterisert av jevn vannføring og jevn vanntemperatur gjennom hele året og har generelt høyere kalkinnhold enn omkringliggende naturtyper. Selve kilden og kilde- kanten er karakterisert av en spesiell mosevegetasjon dominert av kildemosearter og tuffmo- ser. I DN-håndbok 13 er naturtypen beskrevet som A06 Kilde og kildebekk. I framlegg til NiN 2.0 inngår naturtypen i V4 Kalkkilde.

Utbredelse

Kildene opptre ofte i kontaktsonen fastmark/myrkant, og viktige forekomster gjerne i tilknytning til kalkrike skogstyper og rikmyr. Kildene dekker vanligvis små arealer og opptre som øyer i landskapet. Kilder finnes spredt over hele landet opp til lågalpin vegetasjonssone (LA), men små, ustabile kilder på overgang mot snøleier kan finnes i mellomalpin vegetasjonssone (MA) (Øien & Høitomt 2014).

Betydning for biologisk mangfold

Kildene gir viktig kunnskap om grunnvannet, geologi, klimaforhold m.m og plantelivet gjenspei- ler miljøforholdene på en klar måte (Øien & Høitomt 2014). I låglandsområdene, kan kildene være viktige voksesteder for arter som ellers bare finnes i fjellet eller fjellnære områder og som regionalt er sjeldne eller truet. Stabile kilder i låglandet er sjeldne i de fleste deler av landet, og de ble vurdert som sterkt truet i Fremstad & Moen (2001). I rødlista for naturtyper fra 2011 er den satt til rødlistekategori (DD) pga. manglende kunnskap om naturtypen.

10.5 Skog

10.5.1 Flommarkskog

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Flommarkskog er skog langs elver og innsjøstrender som jevnlig blir oversvømt ved flom. Flom- marka er sterkt påvirket av flomvann, særlig vår- og sommerflommer, men grunnvannstanden kan være høy hele året. Flomvannet tar med seg finkornet materiale av leire, silt og sand som sedimenteres og tilfører næringsstoffer til de oversvømte arealene. I perioder med veldig sterk flom kan elva erodere jordsmonnet og føre løsmasser videre nedover i vassdragene. Dersom erosjonen er for sterk, vil ikke skog kunne etablere seg, og det utvikles åpen flommark (Høitomt 2014). Flommarkskogene varierer regionalt etter klima. Gråor er dominerende treslag i de fleste deler av landet. På Vestlandet kan svartor overta for gråor som skogdannende tre, og opp mot

fjellet og i Nord-Norge overtar bjørk og ulike vierarter. I Nord-Norge finnes en særegen flommarksskog dominert av høyvokste istervierholt med spesielt høyt artsmangfold (Aarrestad mfl. 2010).

Etter NiN er økoklinene vannforårsaket forstyrrelse (VF), Oversvømmelsesvarighet (OV) og kornstørrelse (KO) de viktigste variablene for typens eksistens og variasjon. I NiN 1.0 er den beskrevet under T7 Flomskogsmark, i framlegg til NiN 2.0 som T30 Flomskogsmark, og i DN-håndbok 13 faller den inn under F05 Gråor-heggeskog og delvis F06 Rik sumpskog.

Utbredelse

Flompåvirket oreskog har vid utbredelse og finnes helt nord til Vest-Finnmark, med de nordligste velutviklede forekomstene i Alta og Lakselv (Fremstad 1985a). Skogstypen dekker imidlertid en relativt liten andel av det totale skogarealet, da arealet er redusert gjennom tidligere tiders regulering og kanalisering av vassdrag og oppdyrking av produktive elvesletter. Den regionale variasjonen i naturtypen er stor. Gråorskoger dominerer de fleste steder i landet. Svartorskoger er best utviklet på Vestlandet. I Øst-Finnmark finnes velutviklede utforminger av vierdominerte typer i et miljø som tilsynelatende er veldig likt der gråor vokser lenger sør og vest. Gråor kan også dominere langs vannsig og bekker i svært bratt terreng i frodige ller i Nord-Norge (f.eks. Jacobsen mfl. 2012). Mange slike ller har langt større dekning av gråor enn av bjørk og andre treslag.

I lavereliggende områder i Sør-Norge finnes skogskratt av gråselje som blir oversvømt under vår- og sommerflom og har høy vannstand (Aarrestad mfl. 2001). Vierkratt av mandelpil forekommer bare på indre deler av Østlandet og er vanligst i Gudbrandsdalen og Østerdalen. Mandelpilkratt har en noe videre utbredelse som også omfatter Trøndelag og mer sentrale deler av Østlandet (Fremstad 1985b, 1997, Høitomt 2014).

I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 1264 forekomster av gråor-heggeskog (F05) med et samlet areal på 114 km², men mye av dette er liskoger. Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 90 dekar. For rik sumpskog (F06) er det registrert 1407 forekomster, med et samlet areal på 43 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 31 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Artsmangfoldet i flommarksskog har flere fellestrekk med andre fuktige skogmiljøer (Fremstad 1985a). Flommarksskogens substrat gir gode levevilkår for flere sjeldne og rødlistede arter innen biller, lav, moser og sopp, samtidig som de er viktige hekkeplasser for fugl (Bendiksen mfl. 2008). Hønsehauk (NT) er et eksempel på truet fugleart med sterk tilknytning til flommarksskog (Johnsen mfl. 2004). Epifyttiske lavararter har en stor andel av sine voksesteder i flompåvirkede gråorskoger, mens soppen sumpaniskjuke (EN) har de fleste av sine forekomster på ulike vierarter i flommarksskog (Høitomt 2014). Istervier, mandelpil og doggpil er naturlig forekommende vierarter som er mer eller mindre eksklusivt knyttet til flompåvirket mark i Norge.

Doggpilkratt og mandelpilkratt er vurdert som nær truet (NT) i rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011) på grunn av sterkt arealreduksjon og få lokaliteter. Gråseljekratt ble vurdert som truet vegetasjonstype i Aarrestad mfl. (2001).

10.5.2 Edellauvskog med alm og ask

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Edellauvskog er skog med varmekjære løvtrær på tørr, frisk eller fuktig fastmark (Fremstad 1997). De varierer i rikhet fra middels næringskrevende til sterkt kalkkrevende skogstyper. Treslagene alm og ask går inn i de rike skogtypene som har mange kravfulle arter til både næring og varmt klima. Mens alm har sin hovedutbredelse i middels fuktige rasmarker og løsmasselier, både på finere jordsmonn og i mer blokkmarkspreget terreng, har ask en mer tilknytning til finere jordsedimenter på fuktig, frisk jord (Fremstad 1997, Aarrestad 2002). Edellauvskoger med alm

og ask kommer inn under Alm-lindeskog (D4), Gråor-almeskog (D5), Or-askeskog (D6) og Varmekjær kildeløvskog (E3) i Fremstad (1997), norske vegetasjonstyper. I DN-håndbok 13 finnes edellauvskoger med ask og alm i naturtypene F01 Rik edellauvskog. I NiN 1.0 og framlegg til NiN 2.0 faller skogstypene inn under henholdsvis T23 og T4 Fastmarksskogsmark under flere undernaturtyper.

Utbredelse

Edellauvskoger med alm finnes i indre strøk av Vestlandet, på Østlandet i Trøndelag og Nordland. Alm er det edellauvskogstreet som går lengst mot nord til Salten. Askeskogene har sin hovedutbredelse i midtre og indre fjordstrøk Vestlandet nord til Møre og Romsdal, og på Østlandet nord til Mjøsygdene (Fremstad 1997). I Naturbase er det per 23. mars 2015 registrert 5146 forekomster av F01 Rik edellauvskog med et samlet areal på 407 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 79 dekar. Her må det nevnes at Rik edellauvskog omfatter flere andre edellauvskogstyper enn de med ask og alm.

Betydning for biologisk mangfold

Edellauvskoger med ask og alm huser et høyt antall arter, særlig sopp og planter, og naturtypen er et viktig leveområde for mange fuglearter. Edellauvskog er oppført som truet vegetasjonstype i Fremstad & Moen (2001). Her finnes det et betydelig antall rødlistearter innenfor både insekter, sopp, lav, moser, karplanter (Kålås mfl. 2011).

10.5.3 Granskog og lavrik barskog

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13

Granskog inngår i en rekke naturtyper og undernaturtyper. I DN-håndbok 13 utgjør gran en viktig bestandsdel i gammel barskog (F08), bekkekløft og bergvegg (F09) og kyst-granskog (F11). Lavrik barskog er snevrere definert. Også den kommer inn under gammel barskog (F08).

Utbredelse

Samlet finnes disse to barskogstypene i nesten hele landet. Vanlig gran er stedvis dominerende treslag nord til Rana med spredte bestander til Beiarn og Saltdal i Nordland. Sibirgran danner spredte bestander i indre Finnmark. Furu er vanlig i hele landet, men lavrik barskog er begrenset til østlige arealer, da spesielt Hedmark og Finnmark.

Betydning for biologisk mangfold

Barskoger har et rikt artsmangfold. Flere rødlistede arter av insekter, fugl, karplanter, lav og moser er knyttet til granskog eller lavrik barskog (Kålås mfl. 2011).

10.5.4 Skogbekkekløft

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Skogbekkekløft er naturtype som finnes i daler og fjell kløfter som gravd ut av elver under skog-grensa. Den kan inneholde elementer av gammelskog, rik skog, rasmark, berg, og/eller fosse-røykmiljøer. Naturtypen er således en natursystemkomplekstypen som inneholder mange natursystem-komponenter (Hofton 2014). Bekkekløfter er en geomorfologisk og topografisk betinget landskapsdel-hovedtype i framlegg til NiN 2.0 og kan inneholde flere naturtyper bl.a. under T4 Fastmarksskogsmark og T14 Fosseng. I DN-håndbok 13 danner den en egen enhet under F09 Skogbekkekløft.

Utbredelse

Bekkekløfter finnes i hele landet. Områder med størst antall, utforminger, variasjonsbredde og variasjon i biologisk mangfold finnes hovedsakelig i de store dalførene på indre Østlandet (Telemark, Buskerud, Oppland, Hedmark), men også i indre deler av Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, samt i deler av Nordland. Kjernerregioner for bekkekløfter er spesielt Tokke-distriktet (Te), Numedal og Hallingdal (Bu), Gudbrandsdalen (Op), Sunndal-Oppland (MR, ST) og midtre deler av Gauldalen (ST) (Hofton 2014). I Naturbase er det per 24. februar 2015

registrert 1264 forekomster av bekkekløft og bergvegg (F09) gråor-heggeskog (F05) med et samlet areal på 114 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 90 dekar.

Betydning for biologisk mangfold

Bekkeskogkløfter er en av de mest varierte naturtypene med et rikt utvalg av naturtyper på lavere nivå som gammel granskog, gammel furuskog, gammel lavlands-blandingsskog, kalkbarskog, kalkgranskog, rik barskog, kalkskog med boreale lauvtrær, rik boreal lauvskog, gammel boreal lauvskog, rik edellauvskog, gammel edellauvskog, regnskog med fosserøysamfunn, flomskog, fosseberg og fosse-eng, berg og rasmark (Hofton 2014). Den store naturvariasjonen gir grunnlag for et særdeles artsrikt miljø med et betydelig antall rødlistearter. I de 659 bekkekløftområdene som ble undersøkt i bekkekløftprosjektet av Evju mfl. (2011) ble det påvist 416 rødlistearter av karplanter, moser, sopp og lav.

Naturtypen er utsatt for vannkraftutbygging og skogbruk og østlige/kontinentale er rødlistet som NT (Lindgaard & Henriksen 2011), samtidig som flere rødlistede naturtyper kan opptre som elementer i bekkekløftene.

10.5.5 Nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Naturtypen omfatter her stabile fattige bjørkeskoger i nordboreal sone klassifisert som lavskog, bær- og lyngdominert skog med innslag av småbregner der bjørka opptre i fjellbjørkutforming (A1-A5 i Fremstad 1997). Der den grenser mot fjell kalles den ofte for fjellbjørkeskog, men i Troms og Finnmark er det også en vanlig skogtype ut mot kysten. Fattig nordboreal bjørkeskog tilsvarende flere grunntyper under natursystemhovedtype Fastmarksskogsmark T23 i NiN 1.0, særlig blåbærskog (1), småbregneskog (2), lyngskog (11) og lavskog (21). Naturtypen omfattes ikke av DN-håndbok 13. Nordlig boreal bjørkeskog er unik i internasjonal sammenheng og naturtypen har større skogstypevariasjon i Norge enn i våre naboland. Det er dermed en viktig norsk ansvarsskogtype (Bendiksen mfl. 2008).

Utbredelse

Nordboreal lavrik og lyngrik bjørkeskog finnes i Vest- og Nord-Norge utenfor granas utbredelsesområde, samt i fjellnære områder langs hele fjellkjeden. I disse regioner danner den stabile til semistabile klimakssamfunn. Typen dominerer nordboreal sone og finnes i Nord-Norge fortrinnsvis i indre daler i Troms, indre Finnmark samt nordøstlige kystnære strøk i Finnmark. I det nasjonale satellittbaserte vegetasjonskartet for Norge (SatVeg, Johansen 2009) utgjør de tre fattigste lauvskogstyper (lavrik bjørkeskog, kreklingbjørkeskog og blåbær- og småbregnebjørkeskog) i overkant av 35.000 km², tilsvarende 27% av det totale arealet klassifisert som skog i Norge.

Betydning for biologisk mangfold

Nordboreal bjørkeskog utgjør i kraft av sin store og sammenhengende utbredelse et viktig habitat for dyr med store arealkrav slik som jerv, sammen med noen av våre viktigste jaktbare viltarter, slik som lirype, elg og hare. Naturtypen som helhet er den boreale lauvskogtypen som har flest forekomster av rødlistearter (Bendiksen mfl. 2008). De fleste av disse er imidlertid tilknyttet den rikeste høgstauteskogtypen. De fattige typene som er vurdert her, har generelt sett lav artsrikdom og få rødlistearter, men mange organismegrupper er mangelfullt utredet. Et omfattende naturlig forstyrrelsesregime i fattig, nordboreal bjørkeskog i form av snøras og i særlig grad utbrudd av bjørkemålere, gjør at disse skoger lokalt kan ha svært høyt innhold av død ved med stor tilknyttet biodiversitet av saproxyle arter (Vindstad mfl. 2014).

10.6 Fjell

Fjell omfatter i denne sammenheng naturtyper over den klimatiske skoggrensa i lav-, mellom- og høyalpin sone (Moen 1998), med unntak av myr, kilder og vannsystemer. For alle naturtypene som er beskrevet nedenfor, så er de kalkrike områdene spesielt viktige for biologisk mangfold. Samlet sett er det registrert opp imot 1000 kalkrike områder i fjellet i Naturbase. Disse har et samlet areal på bortimot 2200 km². For naturtypene nevnt nedenfor er også ikke-kalkrike områder viktig. Siden kartleggingen i fjellet har vært lavt prioritert, antar vi at det samlede arealet er mye større.

10.6.1 Lavrike rabber og lavheier

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Rabber og lavheier er knyttet til mark som vanligvis mangler eller har et tynt og ustabilt snødekke om vinteren. De finnes på avgrensede koller eller flater med lite snødekke og er betydelig mer utsatt for vind enn lesidene. Artene som vokser på rabber (og i mindre grad på lavheier), må tåle store temperaturvekslinger gjennom året, være vindherdige og tilpasset lav jordfuktighet. Karakteristiske planter er kortvokste, forvedede arter, tørketålende graminider, moser og lav. Lavheiene er lavrike lesider som typisk er dominert av kvitkrull. I Fremstad (1998) er disse samlet under rabbevegetasjon og vi har for enkelthets skyld valgt å ta den med her og ikke under lesider. Tilsvarende vegetasjon finner vi også under tregrensa, se f.eks. omtale av lavrik lauvskog. Disse kan ha et mer permanent snødekke gjennom vinteren.

Naturtypen tilsvarer flere grunntyper under natursystemhovedtype T14 Rabbe i framlegg til NiN 2.0. Kalkrike utforminger inngår i DN-håndbok 13 under C01 Kalkrike områder i fjellet.

Utbredelse

Rabber og lavheier finnes i hele fjellkjeden på vindutsatte og tørre områder, hovedsakelig i lavalpin sone, men kan også forekomme i nedre del av mellomalpin sone og under skoggrensa på steder med ekstremt vindfullt klima. Areal er ukjent. I en kommune som Karasjok, som er kjent for sine lavheier, dekket lavrike naturtyper omtrent 490 km² i 2006 (Tømmervik mfl. 2009). Dette utgjør omtrent 9 % av kommunens landareal. I 1980 dekket lavrike naturtyper imidlertid omtrent 800 km². Det vil si at det var en reduksjon på ca. 39 % i løpet av 26 år.

Betydning for biologisk mangfold

De viktigste verdiene er knyttet til kalkrike områder. Rabber i kalkrike fjellområder er artsrike og inneholder flere regionalt sjeldne arter (Aarrestad 2014). Naturtypen er også voksested for mange rødlistearter, både karplanter og lav (Kålås mfl. 2010). Naturtypen inngår i DN-håndbok 13 som viktig naturtype for biologisk mangfold, men er ikke rødlistet etter Lindgaard & Henriksen (2011).

10.6.2 Fjellhei og lesider

Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN

Fjellheier og lesider finnes i områder med relativt god klimatisk beskyttelse og voksemuligheter for busker, bærlyngarter, graminider og urter. Heiene er flatere, mens lesidene ofte er sterkt skrånende. Særlig i lesidene er plantene tilpasset et tykt snødekke som gir god beskyttelse mot vindslitasje og lave temperaturer, og plantene har en relativt lang vekstsesong. Samtidig sikrer snøsmeltingen en god og stabil markfuktighet. Lesidene har således de mest gunstige økologiske forhold i fjellet for plantevekst og størst biomasseproduksjon. Vegetasjonen varierer fra frodige, fuktige høgstaude- og viersamfunn til noe tørrere lågurt- og grasdominerte samfunn. Naturtypen tilsvarer flere grunntyper under natursystemhovedtype T3 Fjellhei, leside og tundra i framlegg til NiN 2.0. Kalkrike utforminger inngår i DN-håndbok 13 under C01 Kalkrike områder i fjellet.

Utbredelse

Heier og lesider finnes i hele fjellkjeden i skråninger mellom rabber og snøleier, hovedsakelig i lavalpin sone, men kan også forekomme under skoggrensa på steder med ekstremt klima. Areal er ukjent, men dekker trolig størst areal av alle naturtyper i fjellet.

Betydning for biologisk mangfold

De viktigste verdiene for biologisk mangfold er knyttet til kalkrike områder (Aarrestad 2014). Fjellheier og lesider i kalkrike fjellområder er svært artsrike og kan inneholde regionalt sjeldne arter med rødlisteforekomster, særlig karplanter (Kålås mfl. 2010). Naturtypen inngår i DN-håndbok 13 som viktig naturtype for biologisk mangfold, men er ikke rødlistet etter Lindgaard & Henriksen (2011).

10.6.3 Snøleier**Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN**

Snøleier kjennetegnes først og fremst ved et langvarig snødekke som begrenser vekstsesongens lengde og som beskytter vegetasjonen mot lave temperaturer vinterstid. Viktig er også sommertemperaturer, hydrologi, jordflyt (solifluksjon) og det trykk som snøen utøver på plantene. Snøleiene varierer i artssammensetning fra engpregede utforminger i nedre deler av lesider med relativt tidlig snøutsmelting (tidlige snøleier) til sene og ekstremt sene snøleier i forsenkninger i landskapet. Jordsmonnet er enda fuktigere enn i lesidene, da snøsmelting ut over sommeren bidrar med en langvarig tilgang på vann (Aarrestad 2014).

I tillegg inkluderer vi arktisk-alpine, grunne våtmarker bestående av sand- og grusflater uten eller med lite innhold av organisk materiale. Snødekket er ikke langvarig, men flatene holdes svært fuktige fordi smeltevann fra snøfonner renner over marka store deler av sommeren (Halvorsen et al 2009). Artsmangfoldet har likhetstrekk med myr og kildeområder, snøleier og flommark. Moser kan dominere, men det dannes ikke noe torvlag.

Naturtypen tilsvarer natursystemhovedtype T30 Snøleie i NiN 1.0 og T7 Snøleie i NiN 2.0. Kalkrike utforminger inngår i DN-håndbok 13 (CO1 Kalkrike områder i fjellet). De ekstremt våte snøleiene og snøleiekilder nedenfor seint utsmeltete snøfonner i arktisk alpine områder er i tillegg til NiN 2.0 klassifisert som egen naturtype under våtmarksystemer (V6 Våtsnøleie og snøleiekilde).

Utbredelse

Snøleier finnes i hele fjellet, men kan også forekomme under skoggrensa på steder med ekstremt klima og langvarig snødekke. Sesongfuktige snøleier er mest utbredt i skråninger, mens konstant våte snøleier finnes i forsenkninger. Tidlige til sene snøleier finnes som oftest langs en og samme topografisk gradient, mens ekstremsnøleiene er mer knyttet til større søkk i nordvendte skråninger eller høyt til fjells. Areal er ukjent. Arktisk-alpine grunne våtmarker (ekstremt våte snøleier) finnes nedenfor seint utsmeltete snøfonner, bare på høyfjellet.

Betydning for biologisk mangfold

De viktigste verdiene for biologisk mangfold er knyttet til kalkrike områder (Aarrestad 2014). Snøleier i kalkrike fjellområder er artsrike og inneholder regionalt sjeldne arter. Naturtypen har også flere kalk- og basekrevende rødlistearter, særlig i rike moderate til sene snøleier (Fremstad 1997; Kålås mfl. 2010). Naturtypen inngår i DN-håndbok 13 som viktig naturtype for biologisk mangfold, men er ikke rødlistet etter Lindgaard & Henriksen (2011).

10.7 Ravinedal**Naturtypebeskrivelse og relasjon til DN-håndbok 13 og NiN**

En ravinedal er en mindre, men skarp V-dal gravd ut av bekk eller elv i finkornede løsmasser av silt eller leire (Erikstad & Janson 2014). Naturtypen (landskapsdel 10, Ravinedal (NiN 1.0)) opptrer der det er tykke lag av kvartære løsmasser og finnes i hovedsak knyttet til tre typer løsmas-

ser: marine leirer, bresjømateriale og morene. Ravinedal er i utgangspunktet en geotop og vurderes først og fremst som et geomorfologisk system. Naturtypen er klassifisert som et naturkompleks (NiN 1.0: landskapsdel) og kan inneholde ulike andre naturtyper og natursystemer. Vanlige naturtyper som kan finnes i en ravinedal er elv/bekk, kilde, leirskredgrop samt ulike utforminger av kulturmark knyttet til beite, samt ulik skogsmark. I DN-håndbok 13 er den beskrevet som G07 Ravinedal. Områder med ravinedaler, særlig i marin leire er også viktige jordbruksområder og gjennom perioden 1960-1990 har svært store områder med ravinedaler blitt omformet ved bakkeplanering og nydyrking (Erikstad 1992).

Utbredelse

De best utviklede ravinene med til dels store og sammensatte systemer av ravinedaler finnes på marine avsetninger og er særlig dominerende i Trøndelag og på Østlandet, der de er et viktig landskapselement i jordbrukslandskapet. (Erikstad & Janson 2014). Ravinedaler finnes også utenfor glasifluviale brerandavsetninger, breelvavsetninger og bresjøsedimenter og på morenejord. I Naturbase er det per 24. februar 2015 registrert 59 forekomster av ravinedaler (G07) med et samlet areal på 21 km². Gjennomsnittlig størrelse på forekomstene er 361 dekar. Alle de registrerte forekomstene er i Akershus og Sør-Trøndelag.

Betydning for biologisk mangfold

Ravinedalene er et viktig landskapselement i jordbrukslandskapet på marine avsetninger. Marin leire er næringsrik og områdene med ravinedaler i marin leire er frodige. Her vokser skog svært raskt, særlig gråor-heggeskog. Tette trekroner og kontinuerlig vanntilførsel i elveløpet bidrar til at fuktigheten ikke fordampes. Miljøet er fuktig og arts mangfoldet er høyt, særlig hos moser, sopp, lav og insekter. Gråor og hegg er dominerende treslag (gråor-heggeskog), og skogstypen har svært høy tetthet av fugl, særlig spurvefugler. De fleste marine ravinedaler har tidligere vært brukt som beitemark, men disse er nå i ferd med å gro igjen. Gjengrodde ravinedaler i kulturlandskapet er i dag således skjermede "oaser" for flere hjorteviltarter og fungerer som viktige spredningskorridorer, bl.a. i bynære strøk. Naturtypen er oppført i rødlisten som sårbar (VU).

10.8 Urban natur – natur i byer

Grønn infrastruktur i urbane områder består av alle naturlige, semi-naturlige og kunstige nettverk av multi-funksjonelle økologiske systemer innenfor, rundt og mellom byområdene, på alle romlige skalaer (Tzoulas mfl. 2007). Gómez-Baggethun mfl. (2013) utvider begrepet til å omfatte "økologisk infrastruktur" for å fange opp den rollen som vann og vegetasjon i, eller i nærheten av bymiljø, spiller for å levere økosystemtjenester på ulike romlige skalaer (bygning, gate, nabolag, og region). Deres konseptet inkluderer alle 'grønne og blå områder' (vegetasjon og vann) som kan finnes i urbane og peri-urbane områder, inkludert parker, kirkegårder, hager og verft, urbane parseller, urbane skoger, enslige trær, grønne tak, våtmarker, bekker, elver, innsjøer og dammer (EEA 2011). I tillegg til grønne områder har andre strukturer, som grønne tak og vegger, fått betydelig oppmerksomhet både i Norge og internasjonalt. Disse strukturene er gitt et spesielt fokus i tette byggesoner i storbyer for å forbedre kapasiteten å kontrollere overvann for å regulere byens mikroklima og av estetiske grunner (Iannaccone mfl. 2014, Miljødirektoratet 2015).

I denne rapporten er det lagt vekt på naturlige eller semi-naturlige elementer av grønn og blå infrastruktur, dvs. resthabitater av skog, enger, beitemarker, våtmarker, dammer, bekkedrag og kystnære naturtyper som forekommer i de urbane og peri-urbane områder (Blindheim & Bendiksen 2004). For eksempler av naturlige og semi-naturlige resthabitater henvises det til kartlegging av 250 lokaliteter i Oslo kommune (Blindheim & Bendiksen 2004).

11 Referanser

- ACIA 2005. Arctic Climate Impact Assessment. – Cambridge University Press.
- Alm, T. 2003. Notes on economic plants. On the uses of *Zostera marina*, mainly in Norway. - Economic Botany 57: 640-645.
- Artmann, M. 2014. Assessment of soil sealing management. Responses, strategies, and targets toward ecologically sustainable urban land use management. - AMBIO 43: 530-541.
- Artsdatabanken 2015. Natur i Norge. - <http://www.artsdatabanken.no/NaturiNorge>.
- Aune, S., Hofgaard, A. & Söderström, L. 2011. Contrasting climate- and land-use-driven tree encroachment patterns of subarctic tundra in northern Norway and the Kola Peninsula. - Canadian Journal of Forest Research - Revue Canadienne De Recherche Forestiere 41: 437-449.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2009. Klimaendringer og Norges vegetasjon. Hvordan påvirkes vegetasjonsmodeller av ulike klimascenarier? - NINA Rapport 524. 24 s.
- Bakkestuen, V., Arrestad, P.A., Often, A., Stabbetorp, O. & Wilmann, B. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010. – I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 702. s. 17-25.
- Balmford A., Rodríguez A.S.L., Walpole M., ten Brink P., Kettunen M., Braat L. & de Groot R. 2008. Review on the economics of biodiversity loss: Scoping the science. ENV/070307/2007/486089/ETU/B2. Final Report. - European Commission, Cambridge, UK, 259 s.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W, Stier, A.C. & Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. - Ecological Monographs 81:169-193.
- Beaumont, N.J., Jones, L., Garbutt, A., Hansom, J.D. & Toberman, M. 2014. The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. - Estuarine Coastal and Shelf Science 137: 32-40.
- Beldring, S., Engeland, K., Roald, L.A., Sælthun, N.R. & Vokso, A. 2003. Estimation of parameters in a distributed precipitation-runoff model for Norway. Hydrol. - Earth Systems Science 7: 304-316.
- Bendiksen, E., Brandrud, T.E., Røsok, Ø., Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T.H., Jordal, J.B., Klepsland, J.T. & Reiso, S. 2008. Boreale lauvskoger i Norge. Naturverdier og udekket vernebehov. - NINA Rapport 367: 331 s.
- Bennie, J., Kubin, E., Wiltshire, A., Huntley, B. & Baxter, R. 2010. Predicting spatial and temporal patterns of bud-burst and spring frost risk in north-west Europe: the implications of local adaptation to climate. - Global Change Biology 16: 1503-1514.
- Berg, B.S. & Munkejord, A.A. 1991. Forsvinner Jærestrendene? - Årsrapport for miljøvern avdelingen ved Fylkesmannen i Rogaland, s 19-26.
- Birkinshaw, S.J., Bathurst, J.C., Iroume, A. & Palacios, H. 2011. The effect of forest cover on peak flow and sediment discharge, an integrated field and modelling study in central-southern Chile. - Hydrological Processes 25: 1284-1297.
- Bjerke, J.W. 2011. Winter climate change: Ice encapsulation at mild subfreezing temperatures kills freeze-tolerant lichens. - Environmental and Experimental Botany 72: 404-408.
- Bjerke, J.W. & Tømmervik, H. 2008. Observerte skader på nordnorske planter i løpet av vår og sommer 2006: omfang og mulige skader. - Blyttia 66: 90-96.
- Bjerke, J.W., Strann, K.-B., Skei, J.K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. - I: Nybø, S. (red.): Naturindeks for Norge 2010, s. 94-108. DN-utredning 3-2010.
- Bjerke J.W., Bokhorst S., Zielke M., Callaghan T.V., Bowles F.W. & Phoenix G.K. 2011. Contrasting sensitivity to extreme winter warming events of dominant sub-Arctic heathland bryophyte and lichen species. - Journal of Ecology 99: 1481-1488.

- Bjerke J.W., Bokhorst S., Callaghan T.V., Zielke M. & Phoenix G.K. 2013: Rapid photosynthetic recovery of a snow-covered feather moss and *Peltigera* lichen during sub-Arctic midwinter warming. - *Plant Ecology & Diversity* 6: 383-392.
- Bjerke, J.W., Karlsen, S.R., Høgda, K.A., Malnes, E., Jepsen, J.U., Lovibond, S., Vikhamar-Schuler, D. & Tømmervik, H. 2014. Record-low primary productivity and high plant damage in the Nordic Arctic Region in 2012 caused by multiple weather events and pest outbreaks. - *Environmental Research Letter* 9: 084006.
- Björk, R.G. & Molau, U. 2007. Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39: 34-43.
- Blaschke P., Hicks D. & Meister A. 2008. Quantification of the flood and erosion reduction benefits, and costs, of climate change mitigation measures in New Zealand. - Blaschke and Rutherford Environmental Consultants for MfE. Wellington, New Zealand, 76 s..
- Blindheim, T. & Bendiksen, E. 2004. Status for kartlegging og verdisetting av naturtyper i Oslo kommune, juni 2004. - Siste Sjanse and Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Oslo, Norway.
- Blindheim, T. 2011. Faktaark for verneevaluering på naturtypenivå: Rik kulturlandskapssjø (E08). - I: Blindheim, T., Thingstad, P.G. & Gaarder, G. (red.) 2011. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. NINA-rapport 539.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Callaghan, T.V., Melillo, J., Bowles, F. & Phoenix G.K. 2008. Impacts of extreme winter warming in the sub-Arctic: growing season responses of dwarf-shrub heathland. - *Global Change Biology* 14: 2603-2612.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Callaghan, T.V. & Phoenix G.K. 2009. Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. - *Journal of Ecology* 97: 1408–1415.
- Bokhorst, S., Bjerke J.W., Street L.E., Callaghan T.V. & Phoenix G.K. 2011. Impacts of multiple extreme winter warming events on sub-Arctic heathland: phenology, reproduction, growth, and CO₂ flux responses. - *Global Change Biology* 17: 2817-2830.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Preece, C. & Phoenix, G.K. 2012. Ecosystem Response to Climatic Change: The Importance of the Cold Season. - *Ambio* 41 (Suppl. 3): 246-255.
- Bollingmo, T. 2014a. Store klimaskader på kystlynghei. – Humleskolen. <http://humleskolen.no/nyheter/store-klimaskader-pa-kystlynghei/>.
- Bollingmo, T. 2014b. Krise for blåbær, tyttebær, krtekling og røsslyng. – Humleskolen. <http://humleskolen.no/nyheter/krise-for-blabaer-tyttebaer-krekling-og-rosslyng/>.
- Borgstrøm, R., Hjelset, S. & Ravndal, J. 1990. Karpe reproducerer i Norge. - *Fauna* 43: 2-6.
- Borgstrøm, R. 2001. Relationship between spring snow depth and growth of brown trout *Salmo trutta* in an alpine lake: Predicting consequences of climate change. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33: 476-480.
- Borgstrøm, R. & Museth, J. 2005. Accumulated snow and summer temperature – critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). - *Ecology of Freshwater Fish* 14: 375-384.
- Borner, A.P., Kielland, K. & Walker, M.D. 2008. Effects of simulated climate change on plant phenology and nitrogen mineralization in Alaskan arctic tundra. - *Arctic Antarctic and Alpine Research* 40: 27-38.
- Boyd, J. 2007. Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? - *Ecological Economics* 61: 716-723.
- Bratli, H. 2014. Strandeng og strandsump. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Utpublisert.
- Brisson, C.P., Coverdale, T.C. & Bertness, M.D. 2014. Salt marsh die-off and recovery reveal disparity between the recovery of ecosystem structure and service provision. - *Biological Conservation* 179: 1-5.

- Bruun, P. 1954. Coast erosion and the development of beach profiles. - Technical Memorandum, vol. 44. Beach Erosion Board, Corps of Engineers, 82 pp.
- Bruun, P. 1962. Sea-level rise as a cause of shore erosion. - Proceedings of the American Society of Civil Engineers. Journal of the Waterways and Harbors Division 88: 117-130.
- Bruun, P., 1983. Review of conditions for use of the Bruun Rule of erosion. - Coastal Engineering 7: 77– 89.
- Bullock, A. & Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. - Hydrology and Earth System Sciences 7: 358-389.
- Bækken, T. & Eriksen, T E. 2012. Økologisk tilstand i Lenavassdraget og Heggshuselva i Østre og Vestre Toten kommuner 2011, basert på bunndyrsamfunn. - NIVA Rapport 6367.
- Bækken, T. 2015a. Svært kalkfattig og klar bekk/elv. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). Utkast til faktaark av 7.1.2015.
- Bækken, T. 2015b. Middels kalkrik bekk. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). Utkast til faktaark av 7.1.2015.
- Carter, T.R. 1998. Changes in the thermal growing season in Nordic countries during the past century and prospects for the future. - Agricultural and Food Science in Finland 7: 161-179.
- Coastal Conservancy 2012. Vulnerability from sea level rise and extreme events. - Coastal Conservancy.
- Cooper, J.A.G. & Lemckert, C. 2012. Extreme sea-level rise and adaptation options for coastal resort cities: A qualitative assessment from the Gold Coast, Australia. - Ocean & Coastal Management 64: 1-14
- Costanza, R., Mitsch, W.J & Day, J.W. 2006. A new vision for New Orleans and the Mississippi delta: applying ecological economics and ecological engineering. - Frontiers in Ecology and the Environment 4: 465-472.
- Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martinez, M.L., Sutton, P., Anderson, S.J. & Mulder, K. 2008. The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. - Ambio 37: 241-248.
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E. mfl. 2001. Global change and Arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? - Journal of Ecology 89: 984-994.
- Cornelissen, J.H.C., Quested, H.M., Gwynn-Jones, D., Van Logtestijn, R.S.P., De Beus, M.A.H., Kondratyuk, A., Callaghan, T.V. & Aerts, R. 2004. Leaf digestibility and litter decomposability are related in a wide range of subarctic plant species and types. - Functional Ecology 18: 779-786.
- Cornelissen, J.H.C. & Makoto, K. 2014. Winter climate change, plant traits and nutrient and carbon cycling in cold biomes. - Ecological Research 29: 517-527.
- Crawford, R.M.M. 2000. Ecological hazards of oceanic environments. - New Phytologist 147: 257-281.
- Daily, G.C. (red.) 1997. Nature's services: The social dependence of natural ecosystems. - Island Press.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. - DN-håndbok 13, 2. utgave 2006 (oppdatert 2007).
- Direktoratet for Naturforvaltning 2013a. Kulturmark og klima. En kunnskapsoversikt. - DN-utredning 7-2013.
- Direktoratet for naturforvaltning 2013b. Faggrunnlag for kystlynghei. - Faggrunnlag for trua arter og naturtyper i Norge. DN, Trondheim.
- Dolmen, D., Hindley, J.D. & Kleiven, E. 2004. Distribution of *Palaemonetes varians* (Leach) (Crustacea, Decapoda) in relation to biotope and other caridean shrimps in brackish waters of southern Norway and southwestern Sweden. - Sarsia 89: 8-21.

- DSB 2010. Samfunnssikkerhet i arealplanlegging. Kartlegging av risiko og sårbarhet. - TEMA. Direktoratet for samfunnssikkerhet, Oslo, 10: 34 s.
- EEA 2011. Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. - European Environmental Agency.
- Eikenæs, O., Njøs, A., Østdahl, T. & Taugbøl, T. 2000. Flommen kommer. Sluttrapport fra HYDRA - et forskningsprogram om flom. - Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo.
- Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R. mfl. 2014. Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change Working Group III. Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D., Björk, R.G., Björkman, A.D., Callaghan, T.V., Collier, L.S., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H.C. Day, T.A. Fosaa, A.M., Gould, W.A., Grétarsdóttir, J., Harte, J., Hermanutz, L., Hik, D.S., Hofgaard, A., Jarrad, F., Jónsdóttir, I.S., Keuper, F., Klanderud, K. Klein, J.A., Koh, S., Kudo, G., Lang, S.I., Loewen, V., May, J.L. Mercado, J., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I.H., Oberbauer, S.F., Pieper, S., Post, E., Rixen, C., Robinson, C.H., Schmidt, N.M., Shaver, G.R., Stenström, A., Tolvanen, A., Totland, Ø., Troxler, T., Wahren, C.-H., Webber, P.J., Welker J.M. & Wookey, P. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. - Ecology Letters 15: 164-175.
- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. - Miljøverndepartementet Rapp. T-451. 357 s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M. & Fredriksen, K.E. 1988a. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. A. Generell innledning. Beskrivelse for region Sør-Helgeland. - Økoforsk Rapport 1988-2A. 334 s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988b. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelser for regionene Nord-Helgeland og Salten. - Økoforsk Rapp. 1988-2B. 418 s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988c. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. C. Beskrivelser for regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen. - Økoforsk Rapp. 1988-2C.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988d. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D. Kriterier og sammendrag. - Økoforsk Rapp. 1988-2D.
- Endrestøl, A. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for strandmaurløve *Myrmeleon bore*. - NINA Rapport 889. 84 s.
- Erikstad, L. 1992. Recent changes in the landscape of the marine clays, Østfold, southeast Norway. - Norsk geogr. Tidsskr. 46: 19-28.
- Erikstad, L. 2014. Aktivt marint delta. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert notat.
- Erikstad, L. & Jansson, U. 2014. Ravinedal. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Everard, M., Jones, L. & Watts, B. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. - Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 20: 476-487.
- Evju, M., Hofton, T.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Bendiksen, E., Blindheim, T. & Blumentrath, S. 2011. Naturfaglige registreringer av bekkekløfter i Norge. Sammenstilling av registreringene 2007-2010. - NINA Rapport 738.
- Favero-Longo, S.E. & Piervittori, R. 2009. Lichen-plant interactions. - Journal of Plant Interactions 5: 163-177.
- Field, C.B., Barros, V.R. mfl. 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- Field, C.B., Barros, V.R. mfl. 2014b. IPCC Technical summary. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - IPCC, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Flæte, O., Bardalen, A., Dalen, L., Drange, H., Gjærum, I., Hanssen-Bauer, I., Hisdal, H., Hovelsrud, K.G., Karlsen, J., Larssen, S.A., Nyeggen, E., Ottesen, P., Pedersen, S., Petkovic, G., Sundby, S., Vennemo, H. & Aanestad J. 2010. Adapting to a changing climate. Norway's vulnerability and the need to adapt to the impacts of climate change. - NOU. Norwegian Ministry of the Environment, Oslo, 296 s.
- Follestad, A. & Lorentsen, S.-H. 2007. Sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl. - NINA Rapport 270. 23 s.
- Follestad, A., Evju, M. & Ødegaard, F. 2011. Effekter av klimaendringer for havstrand. - NINA Rapport 667. 74 s.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Sloreid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. - NINA Rapport 535. 214 s.
- Fremstad, E. 1985a. Flommarksskog og -kratt. - Blyttia 43: 154-160.
- Fremstad, E. 1985b. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen. Botaniske undersøkelser 1. Inventering av flommarkene langs Lågen. - Økoforsk Rapport 1985-3. 184 s.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 029: 1-172.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12. 279 s.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2001-4.
- Galbraith, H., Jones, R., Park, R., Clough, J., Herrod-Julius, S., Harrington, B. & Page, G. 2005. Global Climate Change and Sea Level Rise: Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds. - USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R. & Pauleit, S. 2007. Adapting cities to climate change: the role of the green infrastructure. - Built Environment 33: 115–133.
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S., Theuray, N. & Lindley, S.J. 2008. Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning. - Landscape and Urban Planning 87: 210-222.
- Gjershaug, J.O., Rusch, G.M., Öberg, S.C.H. & Qvenild, M. 2009. Alien species and climate change in Norway. An assessment of the risk of spread due to global warming. - NINA Rapport 468. 55 s.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. & Kremer, P. 2013. Urban Ecosystem Services. – I: T. e. a. Elmqvist, editor. Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment, s. 175-251. - Springer.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barancok, P., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Fernandez Calzado, M.R., Kazakis, G., Krajci, J., Larsson, P., Mallaun, M., Michelsen, O., Moiseev, D., Moiseev, P., Molau, U., Merzeouki, A., Nagy, L., Nakhutsrishvili, G., Pedersen, B., Pelino, G., Puscas, M., Rossi, G., Stanisci, A., Theurillat, J.-P., Tomaselli, M., Villar, L., Vittoz, P., Vogiatzakis, I. & Grabherr, G. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. - Nature Climate Change 2: 111-115. doi: 10.1038/NCLIMATE1329.
- Gudleifsson, B.E. 2009. Ice encasement damage on grass crops and alpine plants in Iceland – impact of climate change. - I: Gusta, L., Wisniewski, M. & Tanino, K. (red.): Plant Cold Hardiness: From the Laboratory to the Field, s. 163-172. CAB International, Wallingford.
- Haase, D. 2009. Effects of urbanisation on the water balance - A long-term trajectory. - Environmental Impact Assessment Review 29: 211-219.

- Haase, D., Haase, A. & Rink, D. 2014. Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. - *Landscape and Urban Planning* 132: 159-169.
- Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F. & Seppelt, R. 2012. Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: an Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region. - Germany. *Ecology and Society* 17.
- 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 - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. - *Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkell 1: 1-210. Artsdatabanken.*
- Halvorsen et.al. under utarb. *Naturtyper i Norge versjon 2.0, - Artsdatabanken.*
- Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E.J., Roald, L.A., Børsheim, K.Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., Sundby, S., Vasskog, K. & Ådlandsvik, B. 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning. - Norsk klimasenter, Oslo.
- Miljøministeriet 2012. Klimatilpasning. Havet eroderer kyster og flytter sand og sten. - <http://www.klimatilpasning.dk/sektorer/kyst/erosion.aspx>.
- Heijmans, M.M.P.D, Van der Knaap, Y.A.M., Holmgren, M. & Limpens, J. 2013. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. - *Global Change Biology* 19: 2240-2250.
- Hietala, A.M. & Solheim, H. 2012. Klimavinnerne. Almesyke - aggressiv tredreper svekket av norsk klima. - *Norsk Skogbruk* 58(9): 36.
- Hofgaard, A. 2003. Effects of climate change on the distribution and development of palsa peatlands: background and suggestions for a national monitoring project. - *NINA Project Report* 21: 1-32.
- Hofgaard, A. 2004. Etablering av et overvåkingsprosjekt på palsmyrer. - *NINA Oppdragsmelding* 841: 1-32.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2012. Overvåking av palsmyr. Første gjenanalyse i Goatheluoppal, Vest-Finnmark. Endringer fra 2006 til 2011. - *NINA Rapport* 841: 1-48.
- Hofgaard, A., Tømmervik, H., Rees, G. & Hanssen, F. 2013. Latitudinal forest advance in northernmost Norway since the early 20th century. - *Journal of Biogeography* 40: 938-949.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2014. Overvåking av palsmyr. Første gjenanalyse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark. Endringer fra 2008 til 2013. - *NINA Rapport* 1035: 1-49.
- Hofton, T.H., Reiso, S., Blindheim, T. & Gaarder, G. 2010. Bekkekløfter (F09). - Fakta-ark i Blindheim, T., Thingstad, P.G., Gaarder, G. (red.). *Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter.* - *NINA Rapport* 539.
- Hofton, T.H. 2014. Skogbekkekløft. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Holm, Aa.S. & McKinnon, K. 2000. Alternative næringskilder i økologisk landbruk. En studietur med spesiell vekt på bruk av tang og tare. - *NORSØK-rapport*.
- Holm, Aa.S. 2002. N-dynamikk ved aerob nedbryting av makroalger. - Hovedfagsoppgave, Institutt for Jord- og vannfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Holten, J.I., Frisvoll, A.A. & Aune, E.I. 1986a. Havstrand i Møre og Romsdal. Flora, vegetasjon og verneverdier. - *Økoforsk Rapp.* 1986-3A. 253 s.
- Holten, J.I., Frisvoll, A.A. & Aune, E.I. 1986b. Havstrand i Møre og Romsdal. Lokalitetsbeskrivelser. - *Økoforsk Rapp.* 1986-3B. 184 s.
- Hov, Ø. Cubasch, U., Fischer, E., Höppe, P., Iversen, T., Kvamstø, N.G., Kundzewicz, Z.W., Rezacova, D., Rios, D., Santos, F.D., Schädler, B., Veisz, O., Zerefos, C., Benestad, R., Murlis, J., Donat, M., Leckebusch, G.C. & Ulbrich, U. 2013. Extreme Weather Events in Europe: preparing for climate change adaptation. - *The Norwegian Academy of Science and Letters, Norwegian Meteorological Institute.*

- Høitomt, T. 2014. Flommarkskog. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Iannaccone, G., Imperadori, M. & Masera, G. 2014. Smart-ECO Buildings Towards 2020/2030. Innovative technologies for resource efficient buildings. - Politecnico di Milano Springer, Milano, Italy.
- IPCC 2013. Summary for Policymakers. - I: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Jacobsen, K.-O., Bjerke, J.W., Strann, K.-B., Tømmervik, H. & Frivoll, V. 2012. Tunnel gjennom Nordnesfjellet og trafikksikring i Manndalen, Kåfjord kommune. Konsekvensutredning, deltema naturmiljø. - NINA Rapport 831: 1-41.
- Jacobsen, K.O. & Gjershaug, J.O. 2014. Oppdatering av faggrunnlaget til handlingsplanen for hubro. - NINA Minirapport 491: 42 pp.
- Jalkanen, R. 1997. Repeated red belts at Lusmavaara, western Lapland. - Finnish Forest Research Institute, Research Papers 623: 91-95.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. - Journal of Animal Ecology 77: 257-264.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-arctic birch. - Global Change Biology 17: 2071-2083.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - Ecosystems 16: 561-575.
- Johansen, B. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. - Norut Rapport 4/2009. 87 s.
- Johnsen, B.O., Brabrand, Å., Jansen, P.A., Teien, H.-C. & Bremset, G. 2008. Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*. Rapport fra ekspertgruppe. - Utredning for DN 2008-7.
- Johnsen, S.I. & Vrålstad, T. 2010. Introdusert signalkreps og krepsepest i Norge – historikk, konsekvenser og tiltak. - Vann 02-2010: 213-221.
- Johnsen, T., Strann, K.-B., & Frivoll, V. 2004. Registrering av hønsehauk i Troms. Karlsøy, Tromsø, Balsfjord, Målselv og Bardu kommuner. - NINA Minirapport 97. 51 s.
- Jordal, J.B. 2014. Kystlynghei. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert notat.
- Kaland, P.E. & Vandvik, V. 1998. Kystlynghei. - I: Framstad, E. & Lid, I.B. (red): Jordbrukets kulturlandskap. Universitetsforlaget. Oslo.
- Kaland, P.E. & Kvamme, M. 2013. Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. - Miljødirektoratet rapport M23-2013. 103 s.
- Karlsen, S.R., Jepsen, J.U., Odland, A., Ims, R.A., Elvebakk, A. 2013. Outbreaks by canopy feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understorey plant communities. - Oecologia 173: 859-870.
- Keuper, F., Dorrepaal, E., Van Bodegom, P.M., Aerts, R., Van Logtestijn, R.S.P., Callaghan, T.V. & Cornelissen, J.H.C. 2011. A Race for Space? How *Sphagnum fuscum* stabilizes vegetation composition during long-term climate manipulations. - Global Change Biology 17: 2162-2171.
- Keuper, F., Parmentier, F.-J., Blok, D., van Bodegom, P.M., Dorrepaal, E., van Hal, J.R., van Logtestijn, R.S.P. & Aerts, R. 2012. Tundra in the rain: Differential vegetation responses to three years of experimentally doubled summer precipitation in Siberian shrub and Swedish bog tundra. - Ambio 41 (suppl. 3): 269-280.
- Kimmins, J.P. 2004. Forest ecology. A foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. - Prentice Hall, New Jersey, USA.

- Klanderud, K. 2005. Climate change effects on species interactions in an alpine plant community - Journal of Ecology 93: 127-137.
- Klanderud, K., & Totland, Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. - Ecology 86: 2047-2054.
- Klanderud, K. & Totland, Ø. 2007. The relative role of dispersal and local interactions for alpine plant community diversity under simulated climate warming. - Oikos 116 no.8: 1279-1288, doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15906.x.
- Klein, D.R. & Shulski, M. 2009. Lichen recovery following heavy grazing by reindeer delayed by climate warming. - Ambio 38: 11-16.
- Klimatilpasning i norske kommuner 2008. Humus og farge i drikkevannskilder. - http://www.klimakommune.no/drikkevann/Humus_og_farge_i_drikkevannskilder.shtml.
- Klimatilpasning i norske kommuner 2009. Studie av elveslettene ved Flisa i Åsnes kommune. - Faktaark. http://www.klimakommune.no/naturmiljo/Studie_av_elveslettene_ved_Flisa_i_snes_kommune.shtml.
- Kozlov, M.V., van Nieukerken, E.J., Zverev, V. & Zvereva, E.L. 2013. Abundance and diversity of birch-feeding leafminers along latitudinal gradients in northern Europe. - Ecography 36: 1138-1149.
- Kozlov, M.V., Stekolshchikov, A., Söderman, G., Labina, E., Zverev, V. & Zvereva, E.L. 2015. Sap-feeding insects on forest trees along latitudinal gradients in northern Europe: a climate-driven pattern. - Global Change Biology 21: 106-11.
- Kronholm, K. & Stalsberg, K. 2009. Klimaendringer gir endringer i skredhyppigheten. - NORKLIMA. CICERO, Oslo, 3-09: 34-36.
- Kvamme, M., Kaland, P.E. & Brekke, N.G. 2004. Conservation and Management of North European Coastal Heathlands. Case study: The Heathland Centre, Lygra, Western Norway. - Heathguard, The Heathland Centre, Norway.
- Kudo, G. & Hirao, A.S. 2006. Habitat-specific responses in the flowering phenology and seed set of alpine plants to climate variation: Implications for global-change impacts. - Population Ecology 48: 49-58.
- Kullman, L., 2001. 20th century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. - Ambio 30.
- Kullman, L. 2008. Thermophilic tree species reinvade subalpine Sweden - early responses to anomalous late holocene climate warming. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 40: 104-110.
- Kystdirektoratet 2014. Kystbeskyttelsesmetoder. - <http://kysterne.kyst.dk/kystbeskyttelsesmetoder.html>.
- Kystdirektoratet 2015. Hvad er kystfodring?. - <http://kysterne.kyst.dk/hvad-er-kystfodring.html>.
- Kytöviita, M.M. & Stark, S. 2009. No allelopathic effect of the dominant forest-floor lichen *Cladonia stellaris* on pine seedlings. - Functional Ecology 23: 435-441.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjeseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge.
- Langlet, O. 1929. Några egendomliga frosthärjningar i tallskog, jämte ett försök att klarlegga de-ras orsak. - Svenska Skogsföreningens Tidskrift 27: 423-461.
- Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. 2006. Seagrasses: Biology, ecology and conservation. - Springer, Dordrecht. 691 s.
- Larsen, B.H. 2014. Boreal hei. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Lawrence, D & Hisdal, H. 2011. Hydrological projections for floods in Norway under a future climate. - NVE Report no. 5 - 2011. 42 s.

- Lee, J. A. & Caporn, S.J.M. 1998. Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. - *New Phytologist* 139: 127-134.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindhjem, H. & Magnussen, K. 2012. Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge - NINA Rapport 894. 80 s.
- Loretsen, S.-H., Sjøtun, K. & Grémillet, D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. - *Biological Conservation*. 143: 2054-2062.
- Lu, C.-x., Yu, G., Xiao, Y. & Xie, G.-d. 2013. Wind tunnel simulation and evaluation of soil conservation function of alpine grassland in Qinghai-Tibet Plateau. - *Ecological Economics* 86: 16- 20.
- Lund, M., Bjerke, J.W., Drake, B.G., Engelsen, O., Hansen, G.H., Parmentier, F.J.W., Powell, T.L., Silvennoinen, H., Sottocornola, M., Tømmervik, H., Weldon, S. & Rasse, D.P. 2015. Low impact of dry conditions on the CO₂ exchange of a Northern Norwegian blanket bog. - *Environment Research Letter* 10 025004. doi:10.1088/1748-9326/10/2/025004
- Lundberg, A. 1989. Havstrand i Hordaland. Flora og vegetasjon. - Direktoratet for naturforvaltningRapp. 1989-9. 286 s.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994a. Havstrand på Sørøstlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. -NINA Forskningsrapport 047. 222 s.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994b. Havstrand på Sørlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. - NINA Forskningsrapport 059. 127 s.
- Løvås, S.M. & Tørum, A. 2001. Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. - *Coastal Engineering* 44: 37–63.
- MA 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. - Press I. UN, Washington, DC. 86 s.
- Matheussen, B., Kirschbaum, R.L., Goodman, I.A., O'Donnell, G.M. & Lettenmaier, D.P. 2000. Effects of land cover change on streamflow in the interior Columbia River Basin (USA and Canada). - *Hydrological Processes* 14:867-885.
- McDonald, R.I., Weber, K., Padowski, J., Florke, M., Schneider, C., Green, P.A., Gleeson, T., Eckman, S., Lehner, B., Balk, D. Boucher, T., Grill, G. & Montgomery, M. 2014. Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. - *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 27: 96-105.
- McKinnon, K., Holm, A.S. & Henriksen, T. 2004. Tang som gjødsel. Praktiske erfaringer og forsøk. - NORSØK-rapport.
- Mellingsæter, H. 2012. Oslo tørster etter mer drikkevann. - <http://www.osloby.no/nyheter/Oslo-torster-etter-nett-mer-Drikkevann-6955048.html> (sist besøkt 15.4.2015).
- Michelsen, O., Syverhuset, A., Pedersen, B. & Holten, J.I. 2011. The impact of climate change on recent vegetation changes on Dovrefjell, Norway. – *Diversity* 3: 91-111, doi: 10.3390/d3010091.
- Miljødirektoratet 2015. Klimatilpasning. Grønne tak er effektiv klimatilpasning. - http://www.miljodirektoratet.no/no/Klimatilpasning_Norge/Bibliotek/Erfaringer/Gronne-tak-er-effektiv-klimatilpasning/.
- Miljøverndepartementet 2009. Lov 2009-06-19 nr 100: Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). - Klima og miljødepartementet, Oslo.
- Miljøverndepartementet 2013. Klimatilpasning i Norge. - Meld.St.33 (2012-2013). Klima og miljødepartementet, Oslo.
- Mjelde, M. 2014a. Brakkvannsjø. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). - Utkast til faktaark av 30.11.2014.
- Mjelde, M. 2014b. Middels kalkrik innsjø. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). - Utkast til faktaark av 30.11.2014.
- Mjelde, M. 2014c. Kalksjø. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). - Utkast til faktaark av 30.11.2014.

- Mjelde, M., Langangen, A., Hegge, O. & Bækken, T. 2009. Handlingsplan for kalksjøer. - DN-rapport 6-2011.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & Vesley, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. - *Nature* 450: 537-540.
- Mosquera, G.M., Lazo, P.X., Celleri, R., Wilcox, B.P. & Crespo, P. 2015. Runoff from tropical alpine grasslands increases with areal extent of wetlands. - *Catena* 125: 120-128.
- Moy, F. 2007 (red.). Statusrapport nr. 2-2006 fra Sukkertareprosjektet. - SFT-rapport TA-2232/2006. NIVA-rapport 5344. 64 s.
- Moy, F., Christie, H. & Steen, H. 2006. Redusert forekomst av Sukkertare. – Kyst og havbruk: 36-41.
- Museth, J. & Johnsen, S. 2011. Klimatilpasning I norske kommuner. Kommunenenes dilemma. Biologisk mangfold lert beskyttelse av landbruksareal og bebyggelse? – Faktaark. http://www.klima-kommune.no/naturmiljo/Kommunenenes_dilemma.shtml.
- Myrstad, L., Nordheim, C.F. & Einan, B. 2014. Rapport fra Vannverksregisteret. Drikkevannsstatus (data 2009 og 2010). - Folkehelseinstituttet, Oslo.
- Natho, S., Venohr, M., Henle, K. & Schulz-Zunkel, C. 2013. Modelling nitrogen retention in floodplains with different degrees of degradation for three large rivers in Germany. - *Journal of Environmental Management* 122: 47-55.
- Norsk institutt for skog og landskap 2014. Store vinterskader på bartrær langs kysten. - Faktaark. (http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2014/store_vinterskader_paa_bartraer_langs_kysten).
- NOU 2004. Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold — (Naturmangfoldloven). - Norges offentlige utredninger 2004: 28, Oslo. 839 s.
- NOU 2013. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. - Norges offentlige utredninger 2013: 10, Oslo. 430 s.
- Nielsen, A., Yoccoz, N.G., Steinheim, G., Størvik, G.O., Rekdal, Y., Angeloff, M., Pettorelli, N., Holand, O. & Myrnes, A. 2012. Are responses of herbivores to environmental variability spatially consistent in alpine ecosystems? - *Global Change Biology* 18: 3050-3062.
- Niemelä, J., Saarela, S.R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S. & Kotze, D.J. 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: A Finland case study. - *Biodiversity and Conservation* 19: 3225-3243.
- Nilsen, L.S. & Moen, A. 2009. Coastal heathland vegetation in central Norway. - *Nordic Journal of Botany* 27: 523-538.
- Nilsen, L.S., Johansen, L. & Velle, L.G. 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. - *Applied Vegetation Science* 8: 57-64.
- Nilssen, K. J. 2006. Røya på Svalbard. Biologi, forvaltning og framtid. ISBN 82-92807-00-4.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. 1999. Skjøtselshåndboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget. 204 s. + vedlegg.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. 2011. Kulturmark og boreal hei. - I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.). Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim, s. 81-86.
- NVE 2014. Hvordan ta hensyn til klimaendringer i arealplanleggingen. - Faktaark (<http://www.nve.no/Global/Publikasjoner/Publikasjoner%202014/Faktaark%202014/Fakta-ark-260314%20.pdf>).
- Nybø, S., Strann, K-B., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Hagen, D. & Hofgaard, A. 2009. Tilpasninger til klimaendringer i Nord-Norge og på Svalbard. Vurdering av vernebehovet og terrestriske økosystemers evne til å binde karbon. - NINA Rapport 436. 43 s + vedlegg.

- Odland, A., Røsberg, I., Aarrestad, P.A. & Blom, H.H. 1990. Floristic, vegetational and successional patterns on a glacio-fluvial floodplain (sandur) in Jostedal, Western Norway. – NINA Forskningsrapport 14: 1-89.
- Olje- og energidepartementet 2012. Hvordan leve med farene – om flom og skred - Meld. St. 15 (2011–2012) Melding til Stortinget.
- Olsen, S.L. 2014. Climate change and biotic interactions in plant communities: effects on plant recruitment and growth, population dynamics and community properties” - PhD thesis. Dept. of Ecology and Natural Resource Management. NMBU-Ås.
- Olsen, S.L. & Klanderud, K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. - *Oikos* 123: 71-78.
- Pachauri, R.K. & Meyer L.A.(red) 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp
- Pauli, P., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R.F., Ghosn, D., Holten, J.I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollár, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Ulf Molau, U., Mesa, J.J., Nagy, L., Pelino, G., Puşcaş, M., Rossi, G., Stanisci, A., Syverhuset, A.O., Theurillat, J.-P., Tomaselli, M., Unterluggauer, P., Villar, L., Vittoz, P., Grabherr, G. 2012. Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. - *Science* 336: 353-355. DOI: 10.1126/science.1219033.
- Pearl, H.W. & Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. - *Science* 320: 57-58.
- Pearl, H.W. & Huisman, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion for harmful cyanobacterial blooms. - *Environmental Microbiology Reports* 1: 27-37.
- Pedersen, O. 2009. Strandplanter på vandring - om nye, langdistansespredte havstrandplanter, spesielt på Lista. - *Blyttia* 67: 75-94.
- Pedersen, O. 2014. Kystnær sandyne. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Pihlstrøm, O. 2013. Store frostskader på blåbærlyng og einer. Frostskader gir dårlig bærår. – *Stavanger Aftenblad* 29.5.2013, forside + 4-5, samt online. <http://www.aftenbladet.no/nyheter/lokalt/ja-eren/Store-frostskader-pa-blabarlyng-og-einer-3185957.html>.
- Plan- og bygningsetaten. 2010. Grøntplan for Oslo. Kommunedelplan for den blågrønne strukturen i Oslos byggesone. - Oslo kommune, 104 s.
- Poff, N.L. 2002. Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. - *Philosophical Transactions of the Royal Society A- Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 1497-1510.
- Price, K. 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. - *Progress in Physical Geography* 35: 465-492.
- Prosser, C.D, Burek, C.V., Evans, D.H., Gordon, J.E., Kirkbride, V.B., Rennie, A.F. & Walmsley, C.A. 2010. Conserving geodiversity sites in a changing climate: management challenges and responses. - *Geoheritage* 2:123-136.
- Putkonen, J. & Roe, G. 2003. Rain-on-snow events impact soil temperatures and affect ungulate survival. *Geophysical Research Letters* 30, 1188, doi:10.1029/2002GL016326.
- Reinvang, R., Barton, D. & Often A. 2014. Verdien av urbane økosystemtjenester: Fire eksempler fra Oslo. - *Vista Analyse AS. Rapport nr. 2014/46*.
- Rinde, T. 1998. A flexible hydrological modelling system using an object-oriented methodology. - Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim.
- Rusch, G.M. 2012. Klima og økosystemtjenester. Norske økosystemers potensiale for avbøting og tilpasning til klimaendringer. - NINA Rapport 792. 43 s.

- Rustadbakken, A., Eriksen, T. & Bækken, T. 2011. Fisk og bunndyr i Vigga; undersøkelser i forbindelse med vurdering av flomsikringsalternativer gjennom Brandbu i Gran kommune. - NIVA Rapport 6162.
- Saltveit, S.J. (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. - Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Sandvik, S.M., Hegaard, E., Elven, R. & Vandvik, V. 2004. Responses of alpine snowbed vegetation to long-term experimental warming. - *Ecoscience* 11: 150-159.
- Sandvik, S.M. & Odland, A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. - *Nordic Journal of Botany* 32: 377-384.
- Schartau, A.K., Dolmen, D., Hesthagen, T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegård, F., Økland, J., Økland, K.A. & Bongard, T. 2010. Ferskvann. - I: Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red). Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter, s 97-106. Artsdatabanken, Trondheim.
- Schöb, C., Kammer, P.M., Choler, P. & Veital, H. 2009. Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. - *Plant Ecology* 200: 91-104.
- Sekse, T. 2012. Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer. - Norsk Vann Rapport 190/2012, 48 s.
- Seymour, R.J., Tegner, M.J., Dayton, P.K. & Parnell, P.E. 1989. Storm wave induced mortality of giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, in Southern California. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28: 277-292.
- Sivertsen, K. 1985. Taretråling en mulig årsak til økt erosjon av sandstrender på Jærkysten. - NDH-rapport, ISSN 0333-497X, ISBN 82-7314-087-3, Nordland Distriktshøgskole. 6 s.
- Skogsaktuelt 2014. Erfarenheterna av stormen Gudrun summeras. - <http://www.skogsaktuellt.se/?p=46412&pt=108&m=1422>. Sist besøkt 2015-03-04.
- Solberg, S., Andreassen, K., Antón Fernández, C., Børja, I., Čermák, J., Dalsgaard, L., Eklundh, L., García, M., Gessler, A., Godbold, D., Hentschel, R., Kayler, Z., Madsen, P., Nadezhdina, N., Rosner, S., Světlík, J., Tollefsrud, M.M., Tveito, O.E. & Øyen, B.-H. 2013. Grantørkeprosjektet. Slutt-rapport. - Rapport fra Skog og landskap 22/13: V, 27 s.
- Solheim, H. 2008. Climate change risks on forest in Norway: pathogens. I: Hantula, J., Henttonen, Niemelä, P., Vapaavuori, E. & Linder, S. (red.): Network of climate change risks on forests (Fo-Risk), 1 p. SNS Workshop, Aug. 29, 2008, Umeå, Sverige.
- Solheim, H. & Venn, K. 2003. Red belts. Occurrences in Norway in 2002. - I: Thomsen I.M. (red.): Forest health problems in older forest stands. Skov & Landskab Rapport 13-2003: 58-64.
- Solheim, H. 2012a. Klimavinnerne. Rødbandsoppen – den røde fare. – Norsk skogbruk 58(5): 34.
- Solheim, H. 2013a. Granrust - en gammel kjenning i nye omgivelser. I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 7. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Solheim, H. 2013b. Einertørke - en ny sjukdom i Norge? I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 14-15. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Solheim, H. & Vuorinen, M. 2011. Ny soppsjukdom på furu - Rødbandsjuke er påvist i Norge. - Skog-eieren 2011(1): 26-28.
- Solheim, F., Fossdal, C.G. & Hietala, A.M. 2013. Rotkjuke. Granas verste fiende. I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 4. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Solheim, H. & Timmermann, V. 2012. Askeskuddsyke – I rask spredning. – Skog 2012(8):28-29.
- Skartveit, J. 2009. Det kryp og kravlar i lyngen - dyrelivet på kystlyngheia. - Naturen 2009-2.
- Stabbetorp, O.E. & Skarpaas, O. 2001. Levedyktighetsanalyse av sjeldne plantearter. I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Bevaring av biodiversitet – fra gener til landskap. - NINA-Temahefte 17: 73-78.

- Stocker, T.F., Qin, D. mfl. (red.) 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Sæbø, A., Håland, Å., Mortensen, L. & Skre, O. 2001. Influence of Nitrogen and Winter Climate Stresses on *Calluna vulgaris* (L.) Hull. - *Annals of Botany* 88: 823-828.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. - *The Scientific World* 1: 427-442.
- TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity 2011. TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Mangement. www.teebweb.org.
- Thylen, A. 2014a. Driftvoll. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Thylen, A. 2014b. Åpen flommark. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Tema Nord 2009. Signs of Change in Nordic Nature. - Nordic Council of Ministers 2009:551, Copenhagen.
- Thiet, R., Doshas, A. & Smith, S. 2014. Effects of biocrusts and lichen-moss mats on plant productivity in a US sand dune ecosystem. - *Plant and Soil* 377: 235-244.
- Timmermann, V., Solheim, H. Clarke, N., Aas, W. & Andreassen, K. 2012. Skogens helsetilstand I Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2012. - Rapport fra Skog og Landskap 12/2013. 39 s.
- Timmermann, V. 2014. Skogens helsetilstand. - Bærekraftig skogbruk i Norge 2014. Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 133-141.
- Tveraabak, L.U. 2004. Lowland *Calluna* heath vegetation along the coast of North Trøndelag and Nordland, Norway: present state, development and changes during the last 4-5000 years. - Dr.scient.-avhandling. Universitetet i Tromsø.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kázmierczak, A., Niemela, J. & James, P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. - *Landscape and Urban Planning* 81: 167-178.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E. & Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36: 322-331.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Riseth, J.Å., Karlsen, S.R., Solberg, B. & Høgda, K.A. 2009. Above-ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957-2006. - *Forest Ecology and Management* 257: 244-257.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W. & Tombre, I. 2010. Landskapsendringer i Vesterålen 1985-2005. - *Ottar* 281: 3-7.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. - *Fungal Ecology* 5: 3-15.
- van Wijk, M., Clemmensen, K.E., Shaver, G.R., Williams, M., Callaghan, T.V., Chapin III, F.S. mfl. 2004. Long-term ecosystem level experiments at Toolik Lake, Alaska, and at Abisko, northern Sweden: generalisations and differences in ecosystem and plant type responses to global change. - *Global Change Biology* 10: 105-123.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Måren, I.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. - *Journal of Applied Ecology* 42: 139-149.
- Velle, L.G. 2012. Fire as a management tool in coastal heathlands: a regional perspective. - Dissertation for the degree of philosophia doctor (PhD). University of Bergen.

- Velle, L.G., Nilsen, L.S. & Vigdis, V. 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. - *Applied Vegetation Science* 15: 119-128.
- Velle, L.G. & Vandvik, V. 2014. Succession after prescribed burning in coastal *Calluna* heathlands along a 340-km latitudinal gradient. - *Journal of Vegetation Science* 25: 546-558.
- Vindstad, O.P.L., Schultze, S., Jepsen, J.U., Biuw, M., Kapari, L., Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. (2014). Numerical responses of saproxylic beetles to rapid increases in dead wood availability following geometrid moth outbreaks in sub-arctic mountain birch forest. - *PLOS ONE* 01/2014 9(6):e99624.
- Vitasse, Y., Lenz, A. & Körner, C. 2014a. The interaction between freezing tolerance and phenology in temperate deciduous trees. - *Frontiers in Plant Science* % article 541.
- Vitasse, Y., Lenz, A. Hich, G. & Körner, C. 2014b. Earlier leaf-out rather than difference in freezing resistance puts juvenile trees at greater risk of damage than adult trees. - *Journal of Ecology* 102: 981-988.
- Vorren, K.-D. 1979. Recent palsa datings, a brief survey. - *Norsk geogr. Tidsskr.* 33: 217-219.
- Vorren, K.-D. 2005a. Farm development at the Arctic cereal limit in northern Norway - continuity and discontinuities. - *Vegetation History and Archaeobotany* 14: 161-170.
- Vorren, K.-D. 2005b. Stone Age settlements at Sørøya, sub-arctic Norway: impact on the vegetation. *Vegetation History and Archaeobotany* 14: 1-13.
- Vorren, K.-D. 2009. Farm development in the Malangen Area, northern Norway - a pollen-analytical case study. - *Acta Borealia* 26: 156-174.
- Walker, M.D., Wahren, C.H., Hollister, R.D., Henry, G.H.R., Ahlquist, L.E., Alatalo, J.M. mfl. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 1342-1346.
- Wilson, D., Hisdal, H., Lawrence, D. 2010. Has streamflow changed in the Nordic countries? – Recent trends and comparisons to hydrological projections. - *Journal of Hydrology* 394: 334-346.
- Wong, W.K., Beldring, S., Engen-Skaugen, T., Haddeland, I. & Hisdal, H. 2011. Climate change effects on spatiotemporal patterns of hydroclimatological summer droughts in Norway. - *Journal of Hydrometeorology* 12: 1205-1220.
- Ødegaard, F. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplan for spesielle sandområder. - NINA Rapport 810. 57 s.
- Ødegaard, F. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for strandmurerbie *Osmia maritime*. - NINA Rapport 846. 37 s.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S., Sverdrup-Thygeson, A. 2011a. Sandområder -et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II – NINA Rapport 712. 82 s.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Erikstad, L., Evju, M., Fjellberg, A., Gjershaug, J.O. & Often, A. 2011b. Faglig grunnlag for handlingsplan for sanddynemark. - NINA Rapport 809. 55 s.
- Øien, D.-I. 2014. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Øien, D.-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2015. Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1: 1-122.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. - NINA Rapport. 702: 24-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 840: 30 -38.

- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 952: 27-37.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 952: 38-44.
- Aarrestad, P.A. 2002. Vegetation - environment relationships of broad-leaved deciduous forests in Hordaland county, western Norway. - *Ilicifolia* 3: 1-90.
- Aarrestad, P.A. 2009. Trusler for kystlyngheiene. - I Nilsen, L.S., (red.) *Naturen*. Nr 2. Universitetsforlaget, Oslo, s. 112-16.
- Aarrestad, P.A., Brandrud, T.E., Bratli, H. & Moe, B. 2001. Skogvegetasjon. - I: E. Fremstad & A. Moen (red.). *Truete vegetasjonstyper i Norge*. - NTNU, Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk Serie, 2001-4. s 15-44.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, Jarle W., Often, A., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Tømmervik, H. & Økland, T. 2010. Karplanter. – I: DN Utredning 4-2010. Datagrunnlag for naturindeksen s. 35-50. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Gaarder, G., Jordal, J.B. & Stabbetorp, O. 2011. Kystlynghei (D07) s. 67-68 I: Blindheim, T., Thingstad, P.G. & Gaarder, G. (red.). *Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter*. - NINA Rapport 539.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. Myklebost, H. Often, A. Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. s. 17-22.
- Aarrestad, P.A., Bongard, T., Johnsen, S.I., Myklebost, H., Often, A., Olstad, K. & Reitan, O. 2013. Kartlegging av ferskvannsfauna, naturtyper og artsmangfold i forbindelse med flomsikringstiltak i Kvam, Nord-Fron kommune - Effekter av planlagte tiltak på biologisk mangfold – NINA Rapport 995. 40 s + vedlegg.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. 107 s.
- Aarrestad, P.A. 2014. Rik fastmark fjellet. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. Myklebost, H., Stabbetorp, O.E. & Often, A. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen 2013. I Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 1036. s. 17-33.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2781-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger