

MILJØFORHOLD OG PÅVIRKNINGER FOR RØDLISTEARTER



ARTSDATABANKEN

Redaktører	John Atle Kålås, Snorre Henriksen, Sigrun Skjelseth, Åslaug Viken
Prosjektledelse	John Atle Kålås
Layout	Mona Ødegården/Artsdatabanken
Illustrasjoner av artsgrupper	Ingrid Salvesen
Tilrettelegging av figurer	Snorre Henriksen, Stein Arild Hoem, Sigrun Skjelseth, Mona Ødegården
Tilrettelegging for internet	Skjalg Woldstad
Siteres som	Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. og Viken, Å. (red.) 2010. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim.
Kapitler siteres som (eksempel)	Schartau, A.K., Dolmen, D., Hesthagen, T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegaard, F., Økland, J., Økland, K.A. og Bongard, T. 2010. Ferskvann – I: Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. og Viken, Å. (red.) 2010. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim.
Distribueres av	Artsdatabanken, 7491 Trondheim Fax. 73 59 22 40, tlf. 73 59 21 45 e-post: postmottak@artsdatabanken.no
Opplag	1 000
Trykking	Skipnes AS ISBN-13: 978-82-92838-27-3

Forord



Arter rødlistes etter IUCN sine kriterier når deres risiko for utdøing overstiger et gitt nivå. Dette kan skyldes negative effekter som følge av både menneskeskapte og naturlige påvirkninger. Når det gjelder påvirkninger fra mennesker er arealendringer, forurensning, klimændringer, fremmede arter og beskatning betraktet som de fem største trusler mot jordas mangfold.

At noen arter dør ut og andre kommer til er i utgangspunktet en naturlig del av den langsiktige utviklingen i naturen. I vår tid er det imidlertid betraktet som et omfattende globalt problem at arter dør ut i et urovekkende høyt tempo på grunn av menneskeskapte påvirkninger.

I forbindelse med arbeidet med *Norsk rødliste for arter 2010* er det etter et standardisert system gjort en grov vurdering av aktuelle påvirkningsfaktorer for hver enkelt rødlisteart. Mer enn 100 fagekspertene har deltatt i dette arbeidet. Det er derfor mulig å gi en oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorene mot de truede og nær truede artene i Norge.

Sammenstillingen av kunnskap om miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter i forskjellige typer natur ble startet opp i regi av Artsdatabanken i 2007. Dette

materialet ble publisert som nettartikler i perioden 2008-2010. Disse artiklene er nå oppdatert med data fra *Norsk rødliste for arter 2010*, og publiseres her i bokform.

Arbeidet med boka *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter* har involvert mer enn 30 fagekspertene. Engasjementet og viljen til å bidra har vært stor, og ekspertene har lagt ned et omfattende arbeid og vist stor vilje til samarbeid på tvers av institusjoner og faglig bakgrunn. Artsdatabanken vil rette en stor takk til alle fagekspertene. Vi vil også takke de involverte vitenskapelige institusjoner for at nasjonal spisskompetanse er blitt stilt til rådighet.

Boka *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter* er en sammenstilling av kunnskap som kan være til nytte for forvaltningen av truede og nær truede arter. Samtidig skal den være en allmenn kilde til kunnskap om hvilke miljøforhold artene lever i og hvilke påvirkningsfaktorer som virker negativt inn på arters bestandsutvikling. Artsdatabanken håper at denne sammenstillingen vil bli verdifull i forvaltningen av Norges biologiske mangfold. Videre håper vi at den vil bidra til å spre kunnskap om forhold som påvirker arters risiko for å dø ut, og sette fokus på kunnskapsbehov som bør dekkes i årene som kommer.

Trondheim 9. november 2010

A handwritten signature in black ink that reads "Ivar Myklebust".

Ivar Myklebust
Direktør Artsdatabanken

Innhold



Innledning	7
Marine miljø	13
Eivind Oug, Jakob Gjosæter, Tycho Anker-Nilssen, Torkild Bakken, Jon-Arne Sneli og Jan Rueness	
Kyst og fjæresone	27
Arne Fjellberg, Tor Erik Brandrud, Reidar Elven og Frode Ødegaard	
Jordbruksareal	39
Wendy Fjellstad, Ann Norderhaug og Frode Ødegaard	
Myr, kilde og flommark	51
Asbjørn Moen, Dag Dolmen, Kristian Hassel og Frode Ødegaard	
Skog	67
Ivar Gjerde, Tor Erik Brandrud, Mikael Ohlson og Frode Ødegaard	
Sandområder	79
Frode Ødegaard, Tor Erik Brandrud og Oddvar Pedersen	
Rasmark, berg og bekkekløfter	89
Frode Ødegaard, Hans Blom og Tor Erik Brandrud	
Ferskvann	97
Ann Kristin Schartau, Dag Dolmen, Trygve Hesthagen, Marit Mjelde, Bjørn Walseng, Frode Ødegaard, Jan Økland, Karen Anna Økland og Terje Bongard	
Fjell	107
Gunnar Austrheim, Kari Anne Bråthen, Rolf Anker Ims, Atle Mysterud og Frode Ødegaard	
Svalbard	119
Christian Lydersen, Harald Steen og Inger Greve Alsos	

Innledning



Menneskelig påvirkning er ofte en medvirkende årsak til at arter blir utrydningstruet. I dette innledende kapitlet presenterer vi en grov oversikt over hva som i dag er antatt å være de største truslene mot truede og nær truede artene i norske områder. Deretter gis en kort presentasjon av det som i dag er betraktet som de fem store trusler mot jordas biologiske mangfold: arealendringer, forurensning, klimaendringer, fremmede arter og beskatning. I de påfølgende kapitlene presenteres detaljer om miljøforhold og påvirkninger knyttet til rødlistearter i ulike typer natur i Norge.

Basert på IUCN sine kriterier for rødlisting av arter plasseres arter i rødlistekategorier når deres risiko for utdøing overstiger gitte nivåer (Figur 1)¹. Bestandsreduksjon og oppsplitting av bestander er blant de viktigste årsakene til at arter kommer med på Rødlista. Slike bestandsendringer kan skje som følge av både menneskeskapte og naturlige påvirkninger. Menneskeskapte påvirkninger ser imidlertid ut til å få en stadig større betydning for arters utdøingsrisiko.

I denne boka presenteres informasjon om miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter i ni typer av norsk natur, samt for Svalbard. De naturtyper vi har valgt å presentere her er enten arealer som framstår som klart atskilte enheter, slik som fjell, marine områder, skog, ferskvann osv., eller det er mer særegne areal typer som har mange rødlistearter slik som sandområder og rasmark, berg og bekkeløfter. Målet er å gi et innblikk i hva som er viktige miljøforhold i forskjellige hovedtyper av norsk natur, og hva som i dag er antatt å være de viktigste menneskelige påvirkninger knyttet til våre truede (rødlistekategoriene CR, EN og VU) og nær truede (NT) arter.

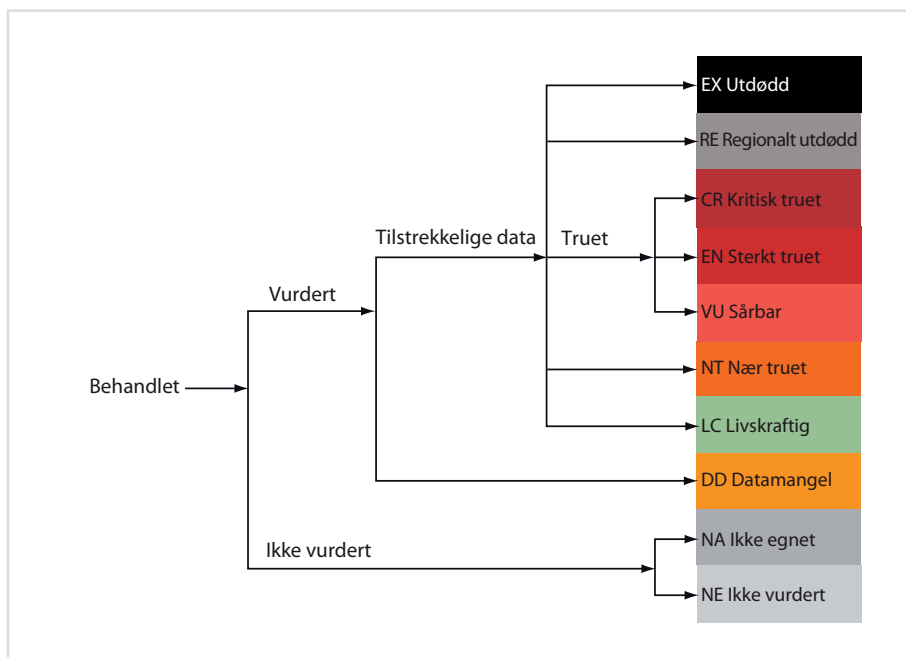


Piggsvinsopp (*Hericium erinaceus*) (CR) lever på skadde partier av gamle trær, først og fremst eik og bok. Størst trussel mot denne arten er antatt å være habitatreduksjon på grunn av at slike trær hogges eller fjernes i forbindelse med utbygging av arealer. Foto: Tove Hafnor Dahl.

Påvirkninger på truede og nær truede arter

I forbindelse med grunnlagsarbeidet til *Norske rødliste for arter 2010* er påvirkningsfaktorer for hver enkelt rødlisteart blitt registrert etter et standard system¹. Det er derfor mulig å lage en samlet oversikt over de viktigste påvirkningene på de truede og nær truede artene i Norge. Her gjengis noen av hovedresultatene fra dette arbeidet, som

Figur 1. Oversikt over IUCN sine kategorier brukt ved rødlistevurdering av arter. Arter i kategoriene RE, CR, EN, VU, NT og DD er definert som rødlistearter, og CR, EN og VU er definert som truede arter. Kategorien LC gjelder for arter med livskraftige bestander, mens NA og NE brukes for arter som ikke er vurdert. Illustrasjon hentet fra *Norsk rødliste for arter 2010*¹.



for øvrig er presentert i *Norsk rødliste for arter 2010*¹.

Hele 87 % av de truede og nær truede artene på Rødlista 2010 har blitt eller blir påvirket negativt av menneskeskapte arealendringer i artenes leveområder (Figur 2). Av de 3682 truede og nær truede artene i Fastlands-Norge og norske havområder er 2061 arter antatt å være negativt påvirket av arealendringer forårsaket av omdisponering av areal i forbindelse med fysiske inngrep som ikke er knyttet til jordbruk eller skogbruk. Eksempel på slike omdisponeringer er boligutbygging, veier, næringsutbygging, masseuttak, utfylling, osv. Videre er 1406 arter antatt å være negativt påvirket av arealendringer knyttet til skogbruksaktivitet, og 661 arter er antatt å være negativt påvirket av jordbruk eller endringer i bruk av jordbruksareal (Figur 3). Størst andel av de truede og nær truede artene er påvirket av arealendringer på land, men arealendringer er også antatt å være den viktigste negative påvirkningsfaktoren i ferskvann (gjelder for 152 av de 267 truede eller nær truede artene) og i marine områder (29 av de 88 truede eller nær truede artene).

På plassen bak arealendring er forurensning antatt å representere størst negativ påvirkning. Dette gjelder for 373 (10 %) av de truede og nær truede artene, og omfatter flest biller og sopp. I denne sammenheng er det økning i tilførsel av næringsemner som er antatt å påvirke flest arter negativt. Dette omfatter både langtransportert og lokal forurensning, inkl. gjødsling,

og gjelder for både landmiljø, ferskvann og marine områder.

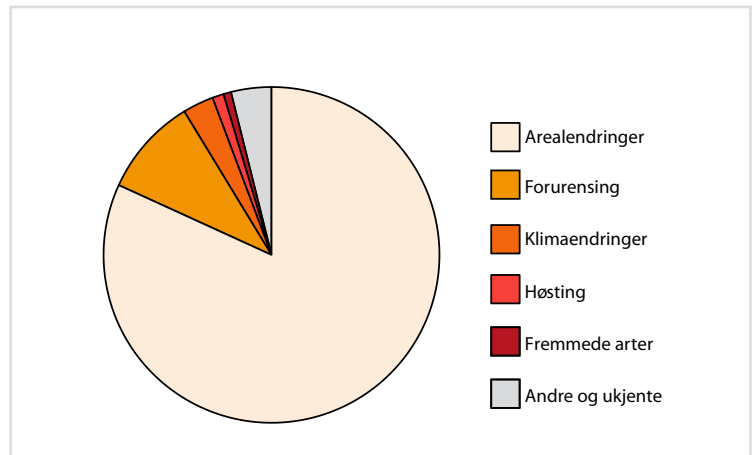
Klimaendringer er angitt som negativ påvirkningsfaktor for 117 (3 %) av de truede og nær truede artene. Dette gjelder i hovedsak karplanter, men også en del moser og lav. Halvparten av disse artene er knyttet til arktiske og alpine habitat. Klimaendringer er angitt som negativ påvirkningsfaktor for en noe større andel av de truede og nær truede artene på Svalbard (11 av 71 arter) enn for Fastlands-Norge.

Beskatning er antatt å påvirke bare 1 % av rødlisteartene. Dette gjelder i stor grad arter som har betydelig økonomisk interesse for mennesker og som kan være nøkkelarter i økosystemet.

Fremmede arter er, slik situasjonen vurderes nå, også i liten grad antatt å være en trussel for de truede og nær truede artene i Norge (< 1 %). På dette området må det imidlertid understrekes at det er store kunnskapsmangler.

Vi har begrenset med detaljert kunnskap om effekter av menneskeskapte påvirkninger på arter. Det bakgrunnsmateriale for påvirkninger på rødlistearter som denne boka bygger på er derfor i stor grad basert på antagelser. I forbindelse med de problemstillinger som omhandles her vil det være svært nyttig med mer kunnskap om sammenhenger mellom påvirkninger og bestandsendringer for arter. Dette gjelder både effekter av enkeltpåvirkninger, og ikke minst effekter når flere påvirkninger virker samtidig.

Figur 2. Arealendringer, forurensning, klimaendringer, høsting og fremmede arter representerer de fem store globale truslene mot biologisk mangfold. I Norge er arealendring den klart viktigste negative påvirkningsfaktoren på truede og nær truede arter. Illustrasjon hentet fra *Norsk rødliste for arter 2010*¹.



Påvirkningsfaktorene og virkningsmekanismene

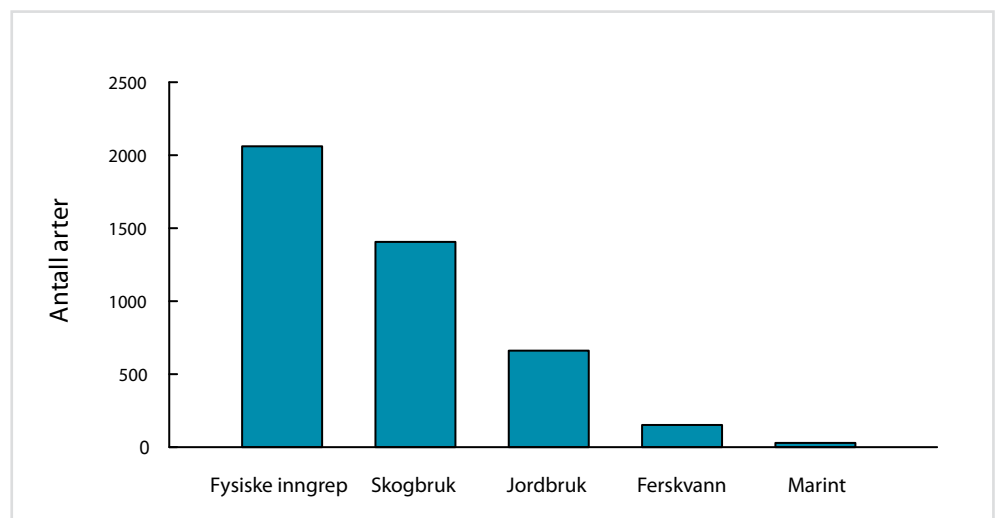
Den mest innlysende effekten av **arealendringer** er at et område endres så mye at det ikke lenger er egnet leveområde for en art. Hvis dette er en arealtype det finnes lite av vil det kunne påvirke en arts risiko for å dø ut. Det finnes imidlertid en rekke mindre tydelige effekter av arealendringer. Dette inkluderer effekter som i utgangspunktet kan virke mindre dramatiske, som endring i habitatkvalitet og oppsplitting av leveområder (fragmentering), men som likevel over tid kan medføre at arter forsvinner.

Redusert habitatkvalitet kan innebære endret solinnstråling, endret fuktighet, dårligere tilgang på næring, sterkere konkurranse med andre arter, dårligere mulighet til å finne skjul osv. I slike tilfeller kan det ta tid før effektene på populasjonene blir synlige. Dette er også ofte tilfelle ved fragmentering av leveområdene,

hvor resultatet kan bli mange små bestander som er atskilt fra hverandre. Da kan enkeltbestander forsvinne mer eller mindre på grunn av tilfeldigheter, og avstanden til neste forekomst kan bli for lang til at arten kan reetablere seg i områder den har forsvunnet fra. Slike forsinkelseeffekter omtales gjerne som utdøingsgjeld. Områder vil også naturlig kunne ha forskjellig kvalitet for arter, og noen områder vil ikke kunne opprettholde sine bestander uten en jevn tilførsel av frø eller individer fra et nærliggende område, gjerne kalt et "kilde"-område. Om slike "kilde"-områder skulle bli ødelagte vil det kunne føre til at arten også kan forsvinne fra nærliggende områder. Dette medfører at det ofte kan være vanskelig å forutsi effekter på det biologiske mangfoldet av mindre inngrep da det er summen av flere inngrep og ikke nødvendigvis enkeltinngrepet alene som gir negative effekter.

At arealendringer er så framtreddende når det gjelder

Figur 3. Arealendringer er angitt som den viktigste negative påvirkningen mot truede og nær truede arter i Norge. Figuren viser antall truede og nær truede arter som er antatt å ha blitt eller blir påvirket negativt av arealendringer for noen utvalgte typer menneskelige påvirkninger i fastmarksmiljø (de tre første søylene), samt samlet antall påvirket av arealendringer for ferskvann og marine områder. Illustrasjon hentet fra *Norsk rødliste for arter 2010*¹.



negativ påvirkning på truede og nær truede arter kommer av at betydelige endringer har funnet sted i Norge de siste 50 år. Dette gjelder både omfanget av fysiske inngrep generelt, og det gjelder arealendringer knyttet til jordbruks- og skogbruksaktivitet.

At en stor andel av de truede og nær truede artene er negativt påvirket av arealendringer forårsaket av fysiske inngrep, skyldes at rødlisteartene ikke er tilfeldig fordelt i landskapet. Flest truede og nær truede arter finnes i de sørøstligste delene av Norge der befolkningstettheten er høyest¹. Dessuten er artene gjerne konsentrert til bestemte arealer som ofte forekommer relativt begrenset, og som sammenfaller med arealer som er eller har vært viktige for mennesker. Dette er gjerne områder med godt klima, områder med rikt jordsmonn, strandsoner, osv.

Forurensning

Forurensning kan virke direkte i form av akutt død, men vanligere er mindre akutte virkning som redusert evne til reproduksjon og redusert overlevelse. Forurensning kan også gi indirekte virkninger som endret kvalitet på leveområder, f.eks. på grunn av tilførsel av nitrogen.

Det er gjennomført omfattende tiltak for å redusere forurensning både nasjonalt og internasjonalt. Gode eksempler er tiltak for å redusere utslipp av svovel til luft, reduserte utslipp av enkelte næringsstoffer til ferskvann og hav, reduserte utslipp av tungmetaller, og forbud mot bruk av enkelte organiske stoffer som har vist seg å gi gifteffekter i miljøet. Forurensning er

imidlertid fortsatt antatt å være en betydelig trussel for flere av våre truede og nær truede arter. For arter som omfattes av Rødlista 2010 er dette i størst grad knyttet til utslipp av nitrogen som gir en gjødseffekt, og organiske miljøgifter som opphopes i næringskjeden og særlig rammer marine arter og arter høyt oppe i næringskjeden.

Klimaendringer

Prognoser for klimaendringer viser at vi kan forvente høyere temperaturer, mer nedbør og flere situasjoner med ”ekstremvær” enn det som har vært vanlig. Forventete endringer er imidlertid forskjellige til forskjellige årstider og i ulike deler av landet, og de prognoser vi har er usikre. Dette medfører at det er svært vanskelig å forutsi effekter av klimaendringer på arter.

De mest aktuelle effektene er i første omgang direkte effekter ved at klimaforholdene endrer seg slik at de overstiger arters toleranse for temperatur eller fuktighet. Andre effekter er indirekte gjennom endrete konkurranseforhold eller næringsnettrelasjoner ved at nye arter kommer til og f.eks. utkonkurrerer arter som finnes i et område. På litt lengre sikt vil klimaendringer også kunne medføre endringer i habitatforhold som gjør at arealer ikke lenger er egnete for arter som nå finnes der, f.eks. som følge av endret snødekke.

At klimaendringer nå er antatt å ha negativ påvirkning på relativt få truede og nær truede arter skyldes at vurderingsperioden for en stor andel av rødlisteartene er kort (10 år). Innenfor et slikt tidsvindu antas det at



Effekten på arter av ett mindre fysisk inngrep kan være liten, men den samlede effekten av flere inngrep i nærliggende områder kan være betydelig. Dette medfører at det ofte kan være vanskelig å forutsi effekter av mindre enkeltinngrep på truede og nær truede artene. Foto: John Atle Kålås.

Av de truede og nær truede artene på Rødlista 2010 er flest arter antatt å ha blitt negativt påvirket av arealendringer forårsaket av fysiske inngrep som bygging av boliger, næringsbygg, veier osv. Nest viktigste negative påvirkning er antatt å være arealendring knyttet til skogdrift. Gjengroing som følge av opphør av beite og slått på gammel kulturmark er også en viktig årsak til at arter er med på Rødlista. Bildet viser gammel kulturmark, en naturtype der det finnes mange rødlistearter. Foto: Åslaug Viken.



et begrenset antall arter har blitt påvirket negativt. I og med at mange av våre rødlistearter har en nordgrense for sin utbredelse hos oss som gjerne er betinget av temperatur, kan et eventuelt mildere klima ha en positiv effekt på en rekke av de artene som er med på Rødlista.

Fremmede arter

Introduksjon av arter som ikke er naturlig hjemmehørende i Norge, er i hovedsak antatt å kunne gi negative effekter på stedegne arter på grunn av endrete konkurranseforhold eller endringer i næringsnettrelasjoner. Det kan også føre til endring i beite eller predasjonstrykk som medfører bestandsreduksjon for stedegne arter. Eksempel på andre effekter er endring i parasittfaunaen som også kan medføre bestandsreduksjon for stedegne arter.

Fremmede arter anses på nåværende tidspunkt ikke å være en umiddelbar trussel for særlig mange av våre truede og nær truede arter.

Beskatning

Beskatning omfatter i denne sammenheng kommersiell høsting av marine arter, bifangst i fiskeriene, myndighetspålagt bestandsregulering, lovlig jakt eller fangst, ulovlig jakt eller fangst eller innsamling til private samlinger. Beskatning kan gi en økt samlet dødelighet i en bestanden og kan dermed medføre bestandsnedgang. Dette kan også indirekte medføre effekter på arter som ikke er beskattet ved endring i konkurranseforhold og næringsnettrelasjoner. Det er ofte vanskeligere å påvise

årsakssammenheng ved slike indirekte effekter. Beskatning er angitt som påvirkningsfaktor for en del av våre marine fisker og våre store rovdyr, men er ellers antatt å ha liten betydning for de aller fleste av våre truede og nær truede arter.

Samvirkende effekter

Når bestander av arter har negativ utvikling er det i mange tilfeller vanskelig å identifisere en enkeltårsak til dette. Ofte må en anta at det er flere faktorer eller samvirkende effekter som er årsaken. Effekten av en enkelt påvirkningsfaktor kan være liten, men den samlede belastningen av flere påvirkninger kan i enkelte tilfeller være større enn summen av enkeltfaktorene. Eksempler på aktuelle sammenhenger er at fremmede arter lettere kan etablere seg i områder som er ustabile på grunn av menneskeskapte arealpåvirkninger, klimaendringer gjør det lettere for fremmede arter å spre seg, endringer i klima kan påvirke skadeomfang av giftige stoff osv. Det er liten kunnskap om slike samvirkende effekter, noe som gjør at det kan være vanskelig å identifisere årsak og dermed også vanskelig å iverksette effektive forvaltningstiltak i tide.

Datagrunnlag

Det tallmateriale som her presenteres om arters forekomst i forskjellige typer natur og om menneskeskapte påvirkninger i kapitlene som følger er hentet ut fra Rødlistebasen (www.artsdatabanken.no) i september 2010. Dette er informasjon som er registrert og system-

atisert i forbindelse med rødlistevurderinger publisert i Norsk rødliste for arter 2010 ¹.

For å beskrive artenes habitattilhørighet (leveområder) er klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN) benyttet². Ved registrering av informasjon om artenes krav til leveområde (habitat) er bare de naturtyper som er viktigst for arten (skal være relevant for mer enn 20 % av bestanden) inkludert. Hvor detaljert habitattilhørighet er klassifisert avhenger av hvor særegne krav den enkelte art har til sitt livsmiljø, og kunnskapsnivået for artene. For en del artsgrupper er angivelsen av arter til habitat foreløpig mindre grundig gjennomført på grunn av manglende kapasitet og tid til rådighet. For mer informasjon om klassifisering av arters habitattilhørighet viser vi til Artsdatabanken sitt nettsted³.

Når det gjelder menneskeskapte påvirkninger er de faktorer som en antar har påvirket, påvirker eller vil komme til å påvirke arten så sterk at den er blitt rødlistet angitt. Det vil si at det er bare påvirkninger som har relevans for kategori plassering i Rødlista for arter 2010 som er angitt. Påvirkningene kan være pågående, det kan være påvirkninger som har skjedd tidligere, eller det kan være antatte framtidige påvirkninger. Påvirkningsfaktorene kan virke direkte på bestandsstørrelsen via økt dødelighet, eller indirekte via f.eks. effekter på mengde av, eller kvalitet på, habitat. Faktorer som påvirker en ubetydelig andel av bestanden eller der omfang er angitt å være ubetydelig (dvs. uten klart målbar effekt eller at effekten er svært forbigående) er ikke tatt med her.

Informasjonen som ligger inne i Rødlistebasen om arters habitattilhørighet og menneskeskapte påvirkninger oppdateres om ny kunnskap blir tilgjengelig. De tall som presenteres i denne boka kan derfor etter hvert avvike noe fra de tall som framkommer ved søk på slik informasjon i Rødlistebasen (www.artsdatabanken.no).

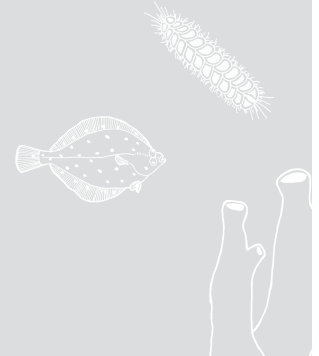
Referanser

1. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
2. 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
3. Artsdatabanken. 2009. Norsk rødliste 2010. Veileder for rødlistevurdering. Versjon 2.1. oktober 2009. Artsdatabanken. Trondheim. www.artsdatabanken.no.

Marine miljø

Utarbeidet av Eivind Oug¹, Jakob Gjosæter², Tycho Anker-Nilssen³, Torkild Bakken⁴, Jon-Arne Sneli⁵ og Jan Rueness⁶

¹Norsk institutt for vannforskning, ²Havforskningsinstituttet, ³Norsk institutt for naturforskning, ⁴NTNU Vitenskapsmuseet, ⁵7343 Vogntill, ⁶Universitetet i Oslo



Marine miljøer omfatter vannmasser og bunn i alle sjøområder fra indre kyst til åpent hav. Brakkvann, som utgjør en blandingssone mellom ferskvann og sjøvann, regnes her med blant marine miljøer. De marine miljøer omfatter en rekke forskjellige naturtyper og økosystemer med ulike miljøbetingelser og forskjellig artssammensetning. Her gis en generell beskrivelse av viktige naturtyper, miljøforhold og påvirkningsfaktorer for rødlistete arter i marine miljøer.

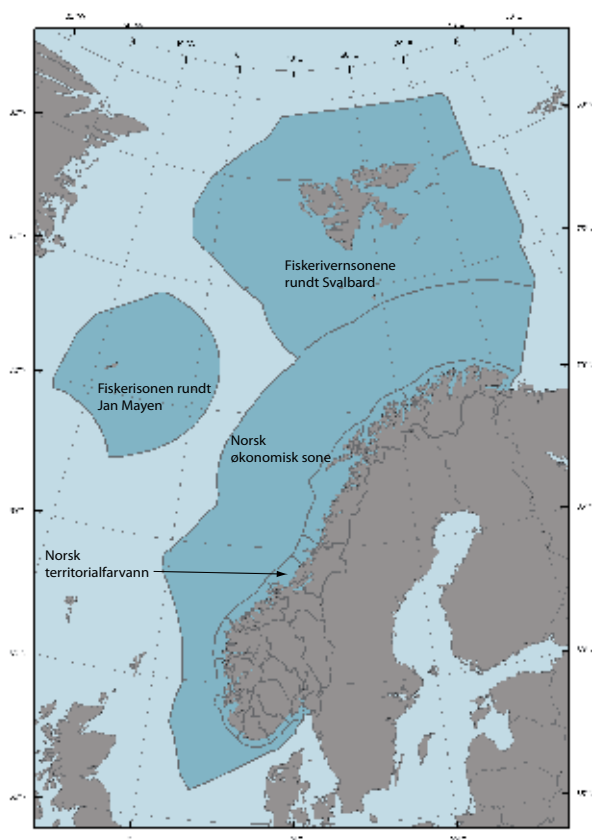
Hele 71 % av jordens areal er dekket av hav. De store verdenshavene omfatter verdens største livsmiljøer med dyp ned til flere tusen meter, maksimalt 11 004 meter i Marianergropen i Stillehavet. Kystområder og grunne hav nær land, som i våre områder inkluderer Nordsjøen og Barentshavet, dekker bare omkring 5 % av dette arealet, men svært mye av havets biologiske produksjon foregår i slike områder. Her er mangfoldet i naturtyper og livsformer stort. Havet utgjør et sammenhengende miljø rundt hele kloden, men bare et fåtall arter har kunnet tilpasse seg forholdene både i kalde og varme sjøområder, eller ved overflaten og på store dyp. For det store flertallet av livsformer er forekomst og utbredelse betinget av temperaturforhold, saltholdighet og dybde. Fauna og flora i våre sjøområder regnes å tilhøre det som betegnes som nordatlantisk arktisk-boreal region^{1,2}.

Havet har fra gammelt av vært fritt for alle. De åpne havområder er internasjonalt område, men i de senere år har alle kyststater fått opprette grenser eller soner langt til havs hvor de har rettigheter til fiske og utnyttelse av ressurser på havbunnen. Norsk territorialfarvann, hvor norsk lov gjelder fullt ut, omfatter indre farvann og sjøområdene ut til territorialgrensen på 12 nautiske



Hav utgjør hele 87 % av norsk areal på den nordlige halvkule. Foto: John Atle Kålås.

mil (22,2 km) utenfor grunnlinjen. Grunnlinjen trekkes mellom ytterpunktene på landformasjoner som stikker opp over vannflaten. Utenfor territorialfarvannet har Norge en økonomisk sone på 200 nautiske mil hvor forvaltning og utnyttelse av ressurser er lagt under norsk myndighet (Figur 1). Sjøarealet innenfor norsk territorialfarvann er drøyt 145 000 km², mens samlet areal innenfor norsk økonomisk sone er 965 000 km² –



Figur 1: Norske sjøområder med økonomiske sone/fiskerisoner. Kilde: Statens kartverks Grensedatabase (ABAS), med manuell redigering av delelinja mot Russland, etter at Delelinjeavtalen ble inngått 15.09.2010.

tilsvarende tre ganger arealet av Fastlands-Norge. Ved Svalbard er det en fiskevernsone og ved Jan Mayen en fiskerisoner på 200 nautiske mil, med et samlet areal på mer enn en million km². Utenfor 200-milssonene har Norge rett til utnyttelse av ressurser på havbunnen på kontinentalsokkelen. Nylig er yttergrensene for norsk kontinentalsokkel blitt fastlagt (mars 2009) gjennom internasjonalt havrettsarbeid³. Med de nye grensene utgjør 200-milssonene og norsk havbunn utenfor dette et samlet areal som er nesten åtte ganger større enn norsk fastland.

Normalt havvann har saltinnhold på omkring 35 g salt per liter sjøvann (saltholdighet på 35). Brakkvann er sjøvann som er oppblandet med ferskvann. Etter et internasjonalt system regnes sjøvann med en saltholdighet på mindre enn 30 som brakkvann⁴, men i Naturtyper i Norge (NiN) (www.naturtyper.artsdatabanken.no) benyttes systemer som har lavere grenser, helt ned til 18⁵. Grensen mot ferskvann settes ved

saltholdighet på 0,5. Sjøsalt består av en rekke stoffer, med størst andel av natrium, magnesium, klor og sulfat. Mens totalkonsentrasjonen varierer med graden av ferskvannsinnblanding, er den relative sammensetningen av sjøsaltene i alt havvann bemerkelsesverdig konstant.

Organismer i havet er utsatt for en rekke ulike menneskeskapt påvirkninger. Dette omfatter forurensninger, forhøyde tilførsler av næringsstoffer (eutrofiering), beskatning ved fiske og fangst, fysisk påvirkning på levesteder, spredning av fremmede arter og klimaendringer. Tradisjonelt har forurensninger, eutrofiering og overbeskatning vært sett på som de fremste truslene, men i de senere årene har det blitt klart at skader på artenes leveområder, i form av innskrenkning eller endring av arealer, er av langt større betydning enn tidligere antatt. Klimaendringer og spredning av fremmede arter innebærer nye trusler som det foreløpig er lite kunnskap om. Endringer i klima kan føre til både økt temperatur og økt innhold av drivhusgassen karbondioksid (CO₂), som kan resultere i en forsuring av havet. Spredning av fremmede arter til norsk kystfarvann synes å øke, delvis som en følge av økt verdenshandel og transport, men også ved at fremmede arter som er etablert i naboland sprer seg videre til norske sjøområder.

Marine miljø og biologisk mangfold

I havet finnes en rekke ulike livsmiljøer. Økologisk er det et hovedskille mellom frie vannmasser (pelagialen) og bunnen (benthalen). De frie vannmasser er et tredimensjonalt livsmiljø med generelt likartede forhold over store områder. Dette medfører at arter som lever fritt i vannmassene har store livsrom og kan være vidt utbredt. I vannmassene lever en rekke mikroskopiske alger og små dyr med liten egen svømmeevne, betegnet som plankton. Disse er næringsorganismer for en rekke arter av fisk og andre organismer på høyere nivå i økosystemet. Mange sjøfugl og marine pattedyr er helt avhengige av produksjonen av næringsorganismer som foregår i de frie vannmassene.

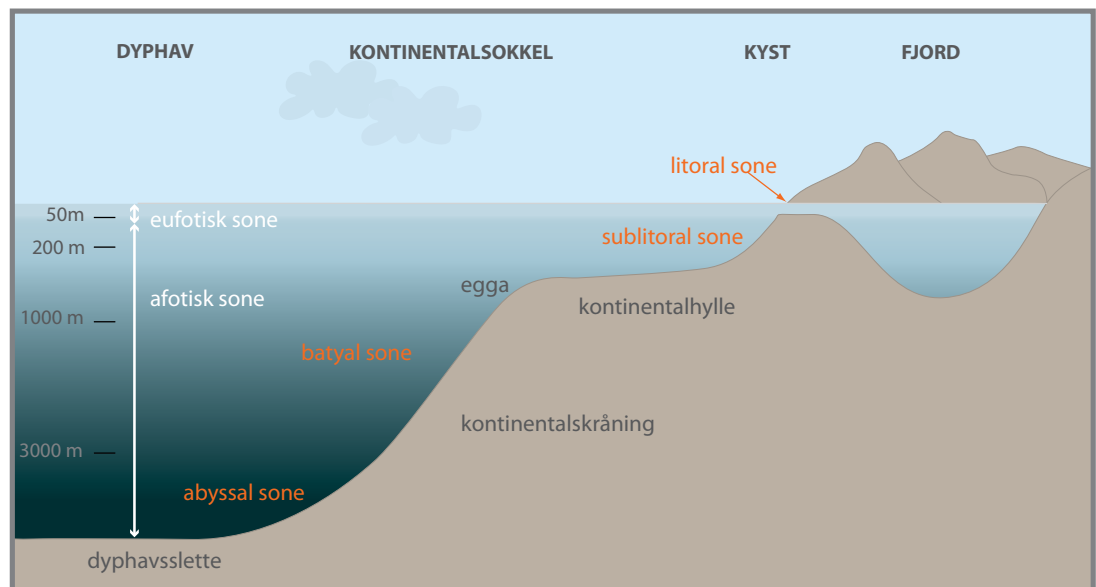
Bunnen representerer helt andre livsmiljøer. Grovt sett kan bunnen deles inn i hardbunn (fast bunn) og bløtbunn (løs bunn), hvor hardbunn omfatter fjell og stein, mens bløtbunn omfatter leire, mudder, sand og grus. Hardbunn finnes på strømrrike og bølgeutsatte steder hvor finmateriale vaskes bort, mens bløtbunn finnes der det er svakere strøm og bølgebevegelser slik at finmaterialet avsettes. Ofte finnes hardbunn i blanding med sand og mudder. Både hardbunn og bløtbunn finnes

fra fjæresonen til store dyp, men grovt sett er det mest hardbunn på grunt vann, og mest bløtbunn på dypere vann. Hardbunn er preget av arter som sitter festet til bunnen og henter sin næring fra vannet omkring. Fra fjæresonen og ned til 30-40 m dyp er bunnen ofte preget av fastsittende alger. Dypere nede dominerer fastsittende dyr som svamp (Porifera), koralldyr (Anthozoa), rur (Sessilia), muslinger (Bivalvia), sekkdyr (Ascidiacea) og mosdyr (Bryozoa). Litt enkelt sagt kan disse betegnes som dyr som sitter i ro og får maten brakt med strømmen. Bløtbunn er preget av organismer som lever fritt på overflaten eller graver seg ned i bunnslammet. På grunt vann kan bløtbunnsområdene være dekket av ålegras (*Zostera* spp.). Hovedtyper av bunnsystemer er nærmere avgrenset og beskrevet i systemet for klassifisering av naturtyper i Norge (NiN).

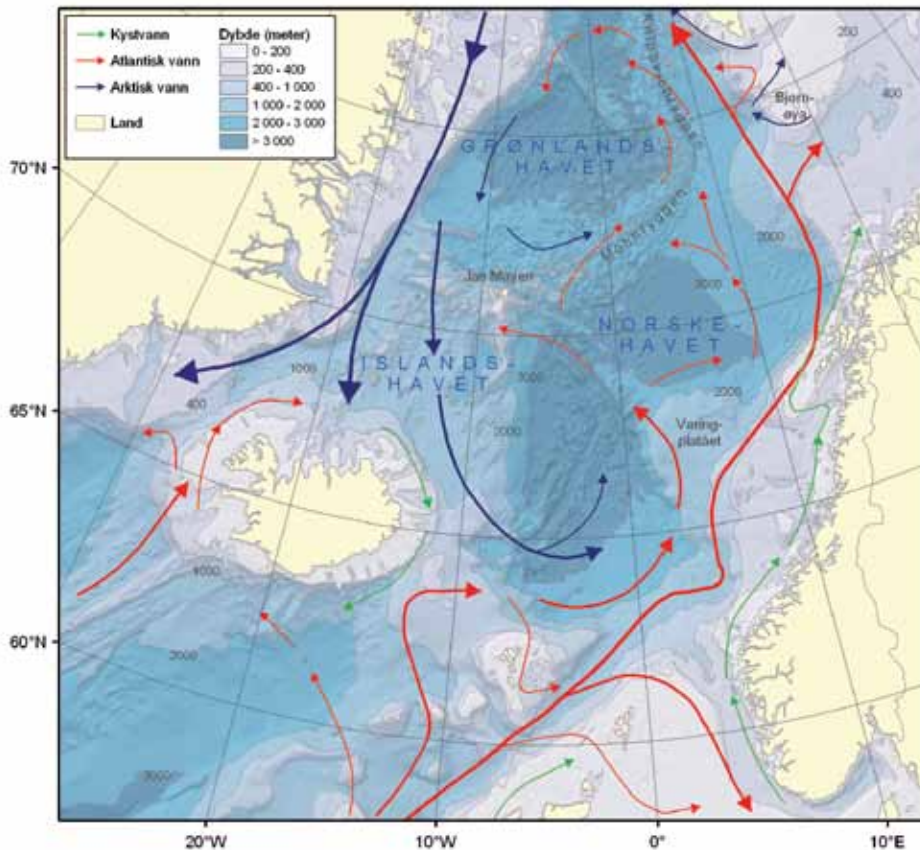
Topografisk kan marine landskap inndeles i fjord, kyst, kontinentalsokkel og dyphav (Figur 2). Fjorder er en naturtype som er karakteristisk for norsk kyst og som bare finnes i noen få andre områder av verden. En typisk fjord er lang og smal, har et dypt fjordbasseng og et grunnere terskelområde ved munningen. Fjordene er gravd ut av isen under istiden og terskelen utgjøres av en morenerygg som ligger der isfronten en gang var. Kystområdene er for det meste grunne, men er preget av store variasjoner i utforming, dybde og bunntyper. I kystområder med skjærgård er det ofte en mosaikk av bunntyper fra fast til løs bunn, fra sterkt strøm- og bølgeutsatte til godt beskyttede miljøer. Kontinentalsokkelen er formet som et undersjøisk flatland som strekker seg fra ytre kyst og opptil flere hundre kilometer fra

land (kontinentalhyllen) som deretter går over til en skråning som leder nedover mot dyphavet (kontinentalskråningen). Sokkelen kan være brutt opp av dype kløfter med mellomliggende grunne bankområder. Ytteravgrensningen for kontinentalhyllen betegnes som eggakanten, eller ofte bare "egga"⁶. I norske sjøområder løper egga fra vest for Stad og nordover til Vesterålen, hvor kontinentalsokkelen er på det smaleste, og videre vest for Svalbard. Dyphav finnes i Norskehavet og i Polhavet nord for Svalbard med dyp på mer enn 4000 m. Dypbassengene i Norskehavet og Polhavet står i forbindelse med hverandre, mens de er adskilt fra dypbassengene lenger sør i Nord-Atlanteren ved en rygg som løper fra Shetland/Færøyene over Island til Grønland (Figur 3)⁷.

Hovedvannmassene i norske farvann kan deles inn i kystvann, Atlantisk vann, Arktisk vann og Norske havsdypvann^{7,6}. I NiN er i tillegg grunt fjordvann og arktisk intermediært vann skilt ut som egne vannmasse typer⁵. Kystvannet omfatter vann i grunne (< 200 m) kystnære områder som oppblandes med ferskvann fra land og strømmer nordover langs kysten (Figur 3). Kystvannet er preget av markerte sesongvariasjoner i temperatur og saltholdighet. Utenfor kystvannet strømmer forholdsvis varmt og salt Atlantisk vann nordover som en forlengelse av den Nord-Atlantiske drift eller "Golfstrømmen". I nord strømmer svært kaldt og salt overflatevann inn i Barentshavet og nordvestre Norskehavet fra Arktis. I Norskehavet er vannmassene dypere enn 600-700 m av arktisk opprinnelse og svært kalde med temperaturer under 0 °C. De store hovedstrøm-



Figur 2: Topografisk og fysisk inndeling av havet.



Figur 3. Dybdeforhold og hovedstrømsystemer i norske kyst- og havområder. Kilde: Havforskningsinstituttet.

systemene drives hovedsakelig av forskjeller i vannets tetthet som følge av forskjeller i oppvarming, avkjøling, avrenning av ferskvann fra landområder og isfrysing. I kystområder er mer lokale strømmer drevet av tidevannsvexlinger, vind og ferskvannstilførsler.

Det foreligger ikke sikre tall for antall flercellede marine arter i norske farvann, men overslag antyder omkring 10 000. Disse inkluderer mer enn 1000 mikroalger, hvorav drøyt 700 lever fritt i vannmassene, nær 500 større flercellede alger, 1000-2000 encellede dyr, 5200 flercellede virvelløse dyr, 270 fisk, 60 fugl og 26 pattedyr^{2,8-11}. I tillegg kommer det en rekke parasitter. Flere av de store og artsrike organismegruppene i havet er fåtallig representert på land og i ferskvann, eller finnes overhodet ikke der. Eksempler er flercellede brunalger og rødalger, og virvelløse dyr som nesledyr, krepsdyr, muslinger og pigghuder. Omvendt er flere av de dominerende gruppene på land, som karplanter og insekter, fåtallig representert i havet. Omkring en firedel av artene lever fritt i vannmassene, mens resten er knyttet til bunnmiljøer.

Mange arter finnes utbredt langs hele Norges kyst. Dette har sammenheng med at havet er forholdsvis

likeartet over store områder og at det ikke er noen markerte sprang i miljøforholdene langs kysten. Det er likevel en tydelig temperaturgradient fra sør til nord⁶. I sør finnes et innslag av varmekjære arter som har sin nordgrense på norskysten, mens det i nord finnes nordlige arter som har sin sydgrense på kysten⁹. Artsrikheten er størst i et område av kysten fra Vestlandet til Nord-Trøndelag. I sør avtar artsrikheten innover i Skagerrak. På Sørlandet og Vestlandet opptrer det regelmessig, spesielt om ettersommeren og høsten, mange gjester av sørlige arter som kommer med fremstøt av varmt vann, men som ikke etablerer seg. Se også Boks 1.

Samlet sett er artsrikheten størst i kystsonen og på kontinentalhyllen, mens den avtar innover i fjordene og nedover kontinentalskråningen mot dyphavet. På bankområdene på kontinentalhyllen er det særlig rik biologisk produksjon, høyt mangfold og ofte store fiskeforekomster. Den rike tilgangen på fisk er næringsgrunnlag for mange sjøfugl og forklarer i stor grad beliggenheten av de største sjøfuglkoloniene. I kystsonen og på sokkelområdene finnes spesielt artsrike organismesamfunn knyttet til større opprettvokste organismer som tare (Phaeophyceae: *Laminaria*),

koralldyr og svamp. Arter innen disse gruppene skaper ”tre-dimensjonale” livsmiljøer som gir skjul og levested for en rekke småarter, som igjen er næring for fisk og mange kystbundne sjøfugl^{12,13}.

På kontinentalskråningen synes artsrikheten å avta kraftig nedover i det kalde dypvannet under 800-1200 m. For eksempel er det bare påvist sju arter av bunnfisk i dypområdet i Norskehavet¹⁴. Trolig gjelder det samme også for andre organismegrupper, men kunnskapen er svært mangelfull. Nyere forskning kan tyde på at bildet ikke er entydig, for eksempel har studier av snegl ikke vist like betydelig nedgang i artsmangfoldet i dypområdet¹⁵.

Viktige miljøfaktorer

Som viktige naturlige faktorer i havet regnes temperatur, saltholdighet, oksygentilgang, lys, næringssalter, is og partikkelinnhold i tillegg til strømforhold og bunntyper på artenes levesteder. Temperatur og saltholdighet er av særlig betydning ved at de i tillegg til i seg selv å være

faktorer, også bestemmer vannets tetthet som setter betingelsene for vannutveksling, sjiktning, omrøring og strøm. I saltvann øker tettheten (tyngre vann) ved økende saltholdighet og synkende temperaturer. Oppvarmet vann med nedsatt saltholdighet vil derfor alltid legge seg som et sjikt over kaldere vann med høyere saltholdighet. I kyst- og fjordstrøk med store årlige temperaturvariasjoner og tilførsler av ferskvann fra elver, vil vannmassene i store deler av året være sjiktet med et markert overflatelag som ligger over lag av kaldere og saltere vann mot bunnen. Spesielt i områder hvor det tilføres mye ferskvann kan det skapes svært stabile sjikt av brakkvann i de øverste meterne mot havoverflaten. Se også Boks 2.

Variasjonene i temperatur er størst i kystområder og på grunt vann. Artene som lever her må derfor være tilpasset store variasjoner. Mot nord og mot dypere vann blir temperaturen lavere samtidig som variasjonene blir mindre. I kystområder hvor sjiktningen av vannmassene kan være særlig fremherskende, fører dette til at det kan

Boks 1. Marin biogeografi

På basis av forekomsten til mer enn 4000 bunnlevende organismer kan norskekysten deles inn i tre hovedområder eller biogeografiske subprovinser².

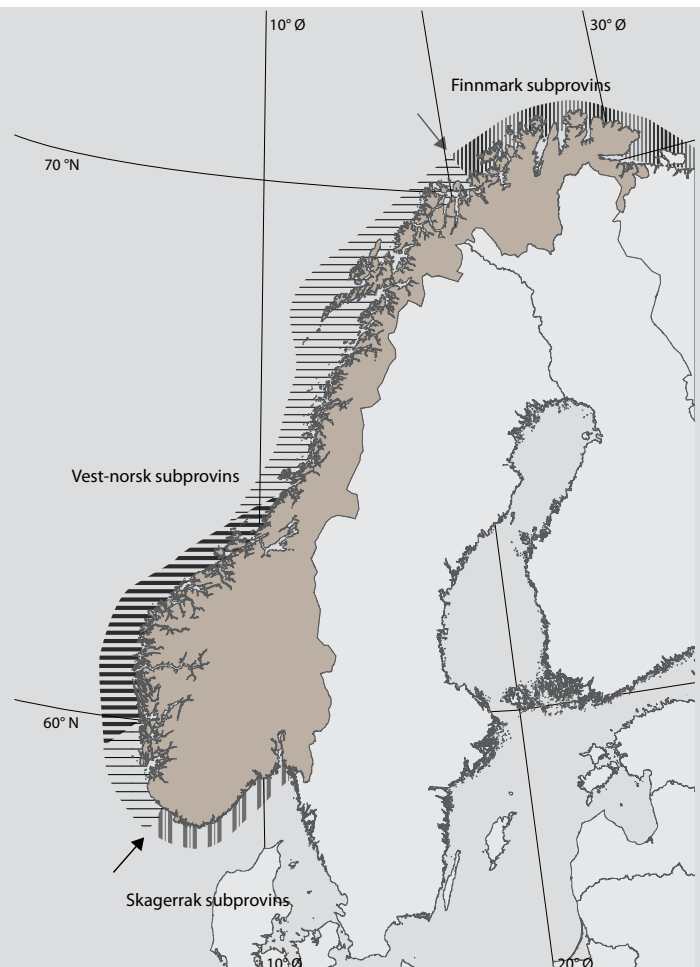
Skagerrak subprovins er preget av arter fra sydlige Nordsjøen og som også finnes i Kattegat/Østersjøen, mens mange arter som forekommer fra Vestlandet og nordover mangler.

Vest-norsk subprovins er preget av høy artsrikhet med forekomst både av sørlige arter som avtar nordover og nordlige arter med lokale bestander i fjorder og poller.

Finnmark subprovins viser en økning i nordlige arter og en vesentlig reduksjon i sørlige arter.

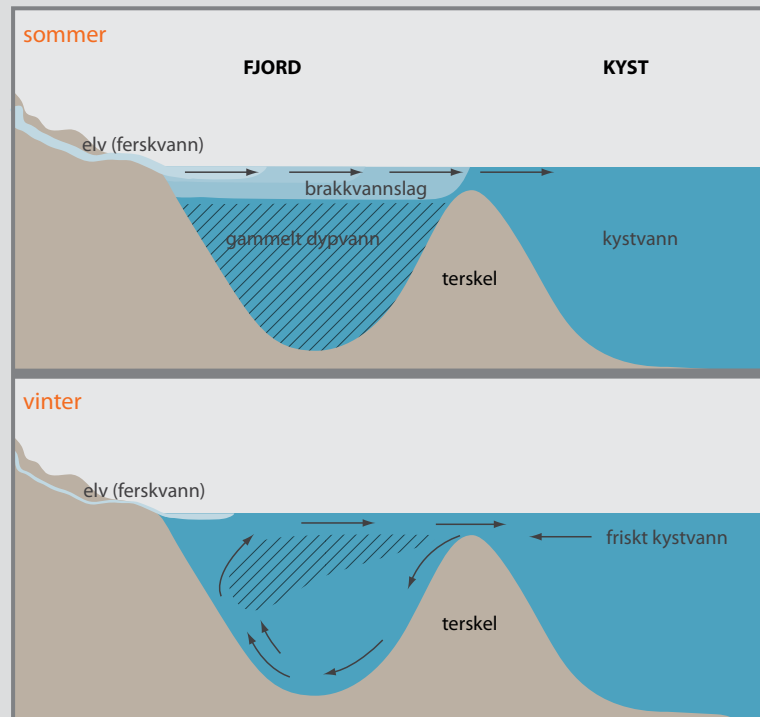
Pilene peker til grensene mellom subprovinserne, som er trukket der de største forandringene finner sted. Tett skravur fra Vestlandet til Nord-Trøndelag markerer området med høyest artsrikhet.

Kart omarbeidet fra Brattegard & Holthe (1995)²



Boks 2. Spesielle naturforhold i fjorder og poller

Fjorder og poller betegner topografiske formasjoner som har et dypbasseng og en grunnere terskel i forbindelsen til åpen sjø utenfor. En poll er en mindre formasjon med svært grunn terskel, i noen tilfeller lavtliggende innsjøer med kontakt med havet. Typisk for fjorder og poller er at vannmassene kan være sterkt sjikket, spesielt der tilrenning av ferskvann skaper et brakvannslag i overflaten. I overflaten og like under brakvannslaget kan vannmassene bli betydelig oppvarmet om sommeren samtidig som dypvannet holder seg kaldt hele året. Utskiftning av dypvannet er forhindret av terskelen og finner bare sted under spesielle betingelser i vinterhalvåret. Enkelte fjorder og mange poller er utsatt for oksygenvikt på grunn av utilstrekkelig vannutskiftning og har naturlig råttent bunnvann. De spesielle temperaturforholdene gir livsbetingelser for krevende arter, både sørlig varmekjære og nordlige, som kan ha isolerte bestander langt fra hovedutbredelsesområdet.



være helt forskjellige plante- og dyresamfunn fra grunt mot dypere vann. Karakteristisk for arter i kaldt vann er at de samtidig som de er tilpasset lav temperatur også krever små temperaturvariasjoner året rundt.

Langs kysten vil sørlige varmekjære arter kunne finnes spredt i lokale miljøer hvor sommertemperaturen kan bli spesielt høy. Spesielt varmekjære arter vil være begrenset til poller og små fjorder hvor temperaturen på grunt vann blir betydelig høyere enn ved kysten utenfor. Dette ble tidligere utnyttet i såkalt ”østerspoller” hvor de spesielle betingelsene ga grunnlag for dyrking av østers (*Ostrea edulis*) (EN)¹⁶. I disse pollene finnes også de varmekjære rødalgene polldokke (*Polysiphonia hemisphaerica*) og pollris (*Gracilaria gracilis*), som trolig har hatt isolerte bestander siden postglasial varmetid. Tilsvarende vil nordlige arter kunne finnes der temperaturen holder seg konstant lav. Slike betingelser finnes i dypere vannlag i poller og fjorder, hvor dypvannet bare kan skiftes ut om vinteren og derved holder lav temperatur året rundt. I Nord-Norge, Trøndelag, på Vestlandet og til dels på Østlandet (Oslofjorden) finnes det slike lokale miljøer som har isolerte bestander av nordlige arter langt syd for sitt hovedutbredelsesområde. I Troms

og Finnmark (Porsangerfjorden) er det kjent lokale bestander av arktiske arter som antas å ha vært isolert siden istiden¹⁷.

I åpne farvann har økende temperatur over siste 10-15 år ført til at flere sørlige arter med nordgrense i Norge har spredd seg nordover. Godt kjente eksempler på slike er strandkrabbe (*Carcinus maenas*), taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og makrell (*Scomber scombrus*)¹⁸. Samtidig innebærer økende temperaturer stress for arter med nordlig utbredelse. I Skagerrak er trolig økt temperatur en medvirkende årsak til tilbakegang for sukkertare (*Saccharina latissima*)^{19,20}.

De fleste marine arter krever høy og stabil saltholdighet, men generelt kan arter på grunt vann og i fjæra tåle ganske mye variasjon i saltholdigheten. Få arter klarer imidlertid vedvarende lav saltholdighet. Som en følge av dette er brakvannsområder generelt artsfattige. I tillegg til de få marine artene som kan tåle lav saltholdighet, finnes noen få ”ekte” brakvannsformer som er spesielt tilpasset og bare finnes der. Ved svært lav saltholdighet kan det i brakvann også finnes enkelte ferskvannsararter som kan tåle svakt saltvann. Brakvann finnes i poller og fjorder som mottar ferskvann, ved

store elveutløp og i innsjøer nær havet som tidvis mottar saltvann, men dette er en lite utbredt naturtype i Norge.

Oksygen i vannet tilføres fra luft og fra fotosyntese fra planter i havet. På større dyp enn der fotosyntese kan finne sted (> 30-40 m), kan oksygen bare tilføres ved vertikalomrøring eller utskiftning av vannmassene. Tilgang på oksygen er helt avgjørende for alle høyere organismer i vann. I delvis lukkede systemer som fjorder og poller kan dette bli kritisk. Hvis oksygenet brukes opp, utvikles hydrogensulfidgass som gir ”råtten” tilstand i bunn og vannmasser og er giftig for alle høyere organismer. Dette forekommer naturlig i mange fjorder og poller hvor utskiftning av dypvann er begrenset på grunn av terskelen.

Lys er nødvendig for planteproduksjon. I norske farvann finnes tilstrekkelig lys for planteproduksjon ned til 30-40 m dyp, men i kystområder med tilførsler av slam og partikler med ferskvann svekkes lyset raskere. Dette er samtidig nedre voksegrense for fastsittende alger. Den delen av vannsøylen med tilstrekkelig lys for planteproduksjon kalles den eufotiske sonen (Figur 2). Vannmassene under denne betegnes som den afotiske sonen. De dypest levende fastsittende alger er for det meste røde kalkalger som danner overtrekk på fjell og stein. Størst algeproduksjon foregår fra havoverflaten og ned til 15-20 m dyp. Store fastsittende alger som tang og tare står for en betydelig produksjon av organisk materiale. Taren er i tillegg en høstbar ressurs for alginatindustrien¹². Den store produksjonen har også betydning for økosystemer som ligger utenfor den grønne kystsonen. Dels skylles mengder av tang og tare opp på strendene hvor de gir opphav til tangvoller som

huser et mangfold av terrestriske organismer, og dels føres store mengder tang og tare ut på dypt vann hvor de nedbrytes og gir grunnlag for en rik produksjon av smådyr. I de frie vannmassene foregår produksjonen ved mikroskopiske alger. I perioder med sterk algevekst (”groe”) tar sjøen farge av de mest framtrepende artene.

Alle alger krever næringssalter i form av nitrogen- og fosforforbindelser for vekst. Generelt er innholdet av næringssalter høyt på dypere vann hvor organisk materiale nedbrytes. Næringssaltene bringes til overflaten i vinterhalvåret når vannmassene er minst sjiktet og omrøres. Dette gir grunnlag for ny produksjon når lyset tiltar utover våren og vannmassene blir mer stabile ved økning av overflatetemperaturen.

Andre viktige naturlige faktorer for organismer er strømforhold, partikkelavsetning og is. Strøm oppstår som følge av tetthetsforskjeller mellom ulike vannmasser, tidevann og vind⁶. Strøm er avgjørende for utformingen av bunnforholdene (fast bunn, løs bunn) og følgelig hvilke arter som kan opptre. På hardbunn er mange fastsittende arter avhengig av god strøm for å få brakt til seg næring. Særlig utviklete organismesamfunn med mange arter og høye tettheter finnes på steder med sterk strøm, for eksempel i trange sund og innløpet til poller. Godt kjente eksempler på steder med svært rike organismesamfunn er Saltstraumen ved Bodø og innløpet til Nordåsvannet i Bergen. Strøm er også viktig for spredning av arter. Mange bunnorganismer har larvestadier som lever fritt i vannmassene før de søker til bunnen, som for eksempel mange muslinger (Bivalvia) og snegl (Gastropoda), flerbørstemark (Polychaeta), krepsdyr (Crustacea) og pigghuder (Echinodermata).

Sjøtre (*Paragorgia arborea*) (NT) bygger opprette busk- og trelignende kolonier som kan bli 2-4 meter høye, men de vokser svært langsomt. Arten er utsatt for direkte skader som oppstår i tilknytning til fiske med bunntål og bunnline. Foto: www.UW-Photo.no Rudolf Svensen.



Hos mange arter kan det planktoniske larvestadiet være opptil flere uker. For alle disse artene er det larvene, og ikke de voksne individene, som er viktige for spredning og utbredelse.

Partikkelavsetning er en viktig faktor i enkelte kystområder hvor slam som tilføres i bekker og elvevann utfelles i sjøen og avsettes på bunnen. Slammet kan overdekke eller forhindre utvikling av enkelte organismer, og kanskje særlig være til hinder for kimplanter av alger og larver av fastsittende bunndyr. I fjorder på Sør- og Østlandet har det i de senere årene vært en økning i slamtilførselene, trolig som følge av økt jorderosjon gjennom milde vintre uten frost i bakken. Økt slamtilførsel kan være en årsak til tilbakegang for sukkertare i Skagerrak²⁰.

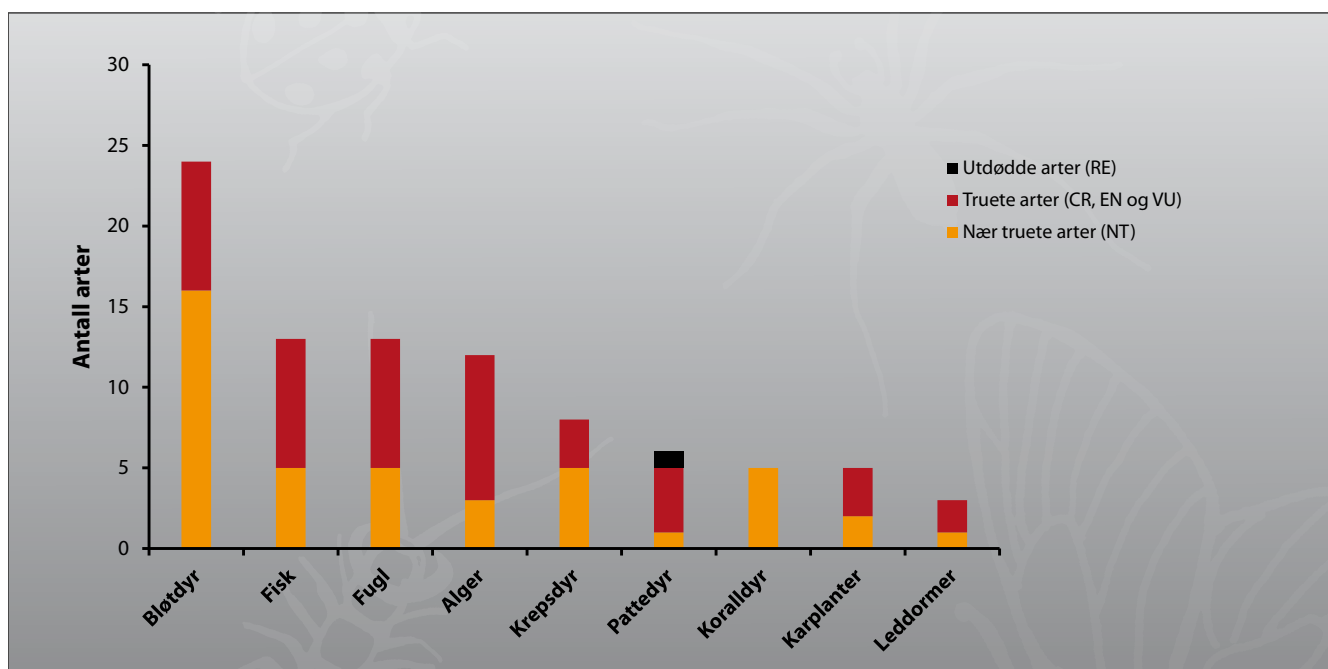
Is er naturlig nok viktig for organismer i strandsonen (litoralsonen) ved at isen kan knuse og skade disse. Mange arter i strandsonen har naturlig ”frostvæske” og tåler å fryse inne, men de tar skade dersom isen brytes opp og skurer langs land²¹. I arktiske områder er sjøis dessuten substrat for et eget samfunn av alger, krepsdyr og fisk²².

Fugl og sjøpattedyr er langt mindre avhengige av fysiske faktorer i havet enn hva som er tilfelle for alger, invertebrater og fisk. De fleste sjøfugler har en svært godt isolerende fjærdrakt, og er forholdsvis tolerante

for temperatursvingninger. Mange er svært mobile og tilgang på næring og egnete hekkeområder bestemmer i stor grad deres utbredelse. For sjøfugl er kystens topografi viktig. Øyer og bratte klipper gir beskyttelse mot landlevende pattedyr som mink (*Neovison vison*), oter (*Lutra lutra*) (VU) og andre predatorer som ellers ville være en betydelig trussel for egg og unger. God kunnskap om eget nærmiljø har vist seg å være en viktig suksessfaktor, og hos de fleste artene vil de voksne fuglene vende tilbake for å hekke på samme sted år etter år.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Bare omkring 3 % (88 arter) av alle truede og nær truede arter forekommer i marint miljø²³. Det er flest bløtdyr (24 arter), etterfulgt av fisk (13 arter), fugl (13 arter), alger (12 arter) og krepsdyr (8 arter) (Figur 4). Av de 52 hekkende fugleartene som helt eller delvis er knyttet til det marine miljø, er altså 25 % truet eller nær truet. Blant fisk er det flest truede og nær truede arter av bruskfisk (haier og skater), men kommersielt utnyttete og vanlige arter som ål (*Anguilla anguilla*) (CR), blålange (*Molva dypterygia*) (EN) og vanlig uer (*Sebastes marinus*) (EN) er rødlistet fordi bestandene har vært i tilbakegang de senere år. Blant algene er det spesielt kransalgene



Figur 4: Antall utdødde, truete og nær truete arter i marint miljø, fordelt etter ulike artsgrupper (totalt 89 arter). Utdødde arter (RE) er arter som er antatt dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).

Forurensninger, eutrofiering og overbeskatning har blitt sett på som de fremste truslene mot marine arter. I de senere årene har det imidlertid blitt klart at skader på artenes leveområder, i form av endring av arealer, er av langt større betydning enn tidligere antatt. Dette gjelder særlig for fjordbasseng, poller og brakkvannsområder.

Foto: Andrea H. Kålås.



som omfatter mange rødlistearter. Alle kransalgene med forekomst i brakkvann (10 arter) er rødlistet. Av de øvrige tre truede eller nær truede algene er to knyttet til fjæresonen. Bare 3 % av de vurderte marine virvelløse artene er klassifisert som truede eller nær truede. Denne lave andelen skyldes i stor grad mangelfull kunnskap både om enkeltarter og om grupper, som medfører at det ikke er grunnlag for å gjøre rødlistevurderinger av disse²⁴.

Påvirkningsfaktorene som har betydning for flest truede eller nær truede marine arter er arealendringer, overgjødning (eutrofi) og beskatning. Arealendringer og overgjødning er spesielt av betydning for alger og virvelløse dyr, mens beskatning er av betydning for fisk og pattedyr. Det er bare for få arter at forurensninger og klimaendringer vurderes som trusler. I begge tilfeller kan dette ha sammenheng med at kunnskapen om virkninger på artene er mangelfull i mange av gruppene. Både forurensninger og klima kan imidlertid ha betydelige indirekte effekter gjennom påvirkning på økologiske nøkkelarter og artssamfunn. Mekanismene i dette, og hvordan endringer i økosystemene har konsekvenser for de enkelte artene som lever der, er imidlertid mangelfullt forstått i marine systemer.

For sjøfugl viser dagens overvåking at mange arter sliter i våre farvann²⁵ (www.seapop.no). En av de viktigste årsakene er sviktende reproduksjon over flere år. I mange tilfeller ser dette ut til å være en indirekte effekt av klimatiske endringer i havet som påvirker tid, sted og omfang av produksjon på lavere trofisk nivå, f.eks.

raudåte (*Calanus finmarchicus*) og andre pelagiske krepsdyr. Dette har igjen store konsekvenser for produksjon av små stimpfisk som lodde, sild, sil og brisling som er særlig viktige som mat for sjøfugl i våre områder. Menneskeskapte påvirkninger bl.a. gjennom arealbeslag, oljesøl, miljøgifter og fiskeri har også betydning, men den innbyrdes viktigheten av de ulike påvirkningene er dårlig kjent²⁶.

Arealpåvirkninger

Arealpåvirkninger omfatter alle former for påvirkninger som berører artenes levesteder og som kan ha innvirkning på rekruttering, vekst, næringsgrunnlag og behov for beskyttelse. Arealpåvirkninger er angitt som viktig påvirkningsfaktor for 30 arter. Spesielt mange arter av alger og invertebrater berøres direkte fordi mange finnes på godt beskyttede steder i kystsonen, i fjordbasseng og poller, eller i brakkvann, hvor de har bestander som synes å være isolerte. Dette er arealer som er under press fra menneskelige aktiviteter som mudring i strandsonen, anleggelse av båthavner, veganlegg og fritidsbebyggelse. Spesielt i områder med mye hyttebygging og fritidsaktiviteter kan det nå synes som om mange lokaliteter er utsatt for nedbygging eller allerede er nedbygget, selv om det finnes lite statistikk som kan dokumentere dette. Mange godt beskyttede poller med utviklet brakkvannslag trues ved åpning av innløpet fordi økt vannutskiftning vil føre til høyere saltholdigheter i vannet. Dette kan i og for seg være gunstig for vannkvalitet og resultere i økt artsantall, men det virker

negativt for arter som er særlig tilpasset i brakvannslaget.

Det er i nyere tid også blitt klart at beskyttede steder i kystsonen er viktige gyte- og oppvekstområder for kystbestander av fisk. For tiden pågår det et møysommeligg arbeid med kartlegging av gyteområder for torsk (*Gadus morhua*) i kystsonen for å dokumentere hvor disse finnes. En rekke andre arter, såvel kommersielle som ikke-kommersielle, synes å være knyttet til spesielle leveområder i hele eller deler av sitt livsforløp. Kunnskap om slike områder er mangelfull. For kysttorskens vurderes det nå å innføre bevaringsområder som dekker gyte- og oppvekstområder for å bedre rekrutteringen til bestanden²⁷.

Mange steder vil sjøfugl være ekstra utsatt fordi de påvirkes av inngrep både på land og i sjøen. Ikke bare trenger de uforstyrrede hekke- og hvileplasser, men i nærområdene må de også ha fri tilgang til gode forekomster av byttedyr.

I ytre kystområder og i åpent hav kan viktige leveområder skades ved fiske med bunntrål og anleggelse av konstruksjoner på havbunnen. Tråling med tung bunnredskap kan ødelegge bunnen slik at bunndyrsamfunnene endrer karakter. Skjør eller habitatdannende bunnfauna som korallrev, korallskoger og svampsamfunn er mest sårbare for slik påvirkning. Korallene er saktevoksende, slik at gjenoppbygging av ødelagte rev og korallskoger kan ta svært lang tid. Slike bunndyrsamfunn bidrar til å gi bunnen en tredimensjonal struktur og er generelt artsrike. I tillegg til sin egenverdi er de viktige som nærings- og oppvekstområder for mange arter bunnfisk. I de senere årene har det blitt en økende forståelse for at korallskoger og svampsamfunn (fiskernes "sopp"), som ofte har vært betraktet som lite verdifulle og nærmest til plage for trålfiskere, er viktige for å sikre rekrutteringen til mange fiskeslag²⁸.

Forurensning

Forurensning og eutrofiering er angitt som viktig påvirkningsfaktor for 17 av de truede eller nær truede artene. Eutrofiering (overgjødning) gjelder for 12 arter og er først og fremst et problem i kystområder som ligger nær til områder med tett befolkning eller intensivt jordbruk, men i Skagerrak er langtransporterte næringsalter fra Østersjøen og sydlige Nordsjøen medvirkende²⁹. Ved eutrofiering fører et overskudd av næringsalter til økt plantevekst som medfører redusert sikt i vann og begroing av hurtigvoksende alger (ofte grønnalger) i strandsonen og på brygger. I vannet

svettes lysgjennomgangen, som i sin tur fører til at nedre voksegrense for alger reduseres^{30,12}. I strandsonen vil hurtigvoksende arter utkonkurrere flerårige tangarter og mange arter knyttet til normale tangsamfunn. I tillegg fører den økte planteproduksjonen til økt nedfall av organisk materiale til dypere områder³¹. Dette kan overbelaste bunndyrsamfunnene i berørte områder. De samlede konsekvensene av eutrofi kan være ganske uoversiktlige fordi endringene i vegetasjon og bunndyrsamfunn vil påvirke næringsgrunnlag og oppvekstområder for arter på høyere nivå i økosystemet, som fisk og sjøfugl.

Forurensning fra miljøgifter har vært og er fortsatt et stort problem i mange kyst og fjordområder^{32,29}. Enkelte norske fjorder med gammel tungindustri har vært blant de mest forurensede sjøområdene i verden, men tiltak gjennom mange år, som rensing av utslipp, innføring av nye og mer miljøvennlige prosesser og opprydning i spesielt forurensede områder, har bidratt til å redusere problemene. På den annen side oppdages det stadig "nye" miljøgifter fra nye produkter som kan ha uoversiktlige virkninger. I nordområdene er det spesielt problemer med miljøgifter som langtransporteres i luft og med havstrømmer og som kommer inn i de arktiske næringskjedene hvor de ender opp i sjøfugl, sel (*Phocidae*) og isbjørn (*Ursus maritimus*) (VU).

Beskatning

Direkte og indirekte påvirkninger av beskatning er angitt som viktig påvirkningsfaktor for 26 arter. Beskatning er av størst direkte betydning for fisk (se også Boks 3) og pattedyr. Overbeskatning er primært et problem for kommersielt utnyttede arter, men også ikke-kommersielle arter som fanges som bifangst eller skades av fangstaktiviteten kan rammes. For fiskespisende sjøfugl kan den indirekte effekten av overbeskatningen være betydelig. Dette gjelder spesielt når små fiskearter som fuglene spiser (f.eks. arter i sil-familien (*Ammodytidae*) og lodde (*Mallotus villosus*), fiskes ned, eller når uttaket blir så stort at det får konsekvenser for produksjon av ungfisk. Et godt eksempel er overfisket av norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*) på slutten av 1960-tallet. Sammenbruddet i denne bestanden førte til langvarig hekkesvikt i en rekke sjøfuglbestander og er spesielt godt dokumentert for lundene på Røst som ble redusert med 70 % på et par tiår (se www.seapop.no/no/locations/rost/). Sjøfugl rammes også ved drukning i garn og andre skader fra fiskeredskaper. En utilsiktet effekt av fiske er også såkalt "ghost fishing", hvor redskaper som mistes blir stående å fiske i måneder eller år.

Klimaendringer

Klimaendringer er angitt som viktig påvirkningsfaktor for ni truede eller nær truede arter. Ved økt sjøtemperatur vil arter med nordlig utbredelse påvirkes direkte ved at utbredelsesområdet reduseres og livsbetingelsene blir dårligere. Dette er allerede anført som en årsak til nedgang for sukkertaren i Sør-Norge. Samtidig kan det inntre endringer i økosystemene ved at sydlige arter etablerer seg og konkurrerer ut stedege arter. Indirekte

kan dette ha betydelig konsekvenser for en rekke arter ved at livsmiljøet forandres. Samlet sett er det imidlertid stor usikkerhet knyttet til omfang og rekkevidde av klimaeffekter på økosystemene³³. For tareskogen kan økt sjøtemperatur i verste fall få fatale konsekvenser¹⁹. De fleste tareartene er tilpasset et relativt kaldt klima og har markerte øvre toleransegrenser for temperatur. Britiske forskere antyder at ved en økning i sommertemperaturen på omkring 4 °C vil alle de store tareartene

Boks 3. Forholdet mellom IUCN sine kriterier for rødlisting og ICES sine referansepunkt

Flere kommersielt utnyttede fiskearter som forvaltes gjennom reguleringer av fisket er med på Norsk rødliste for arter 2010. Dette gjelder vanlig uer (*Sebastes marinus*) (EN), pigghå (*Squalus acanthias*) (CR), blålange (*Molva dypterygia*) (EN) og håbrann (*Lamna nasus*) (VU^o). For disse artene er det nedgang i bestanden som er grunnlaget for rødlistingen. Forvaltningen av marine fiskearter i Norge skjer på bakgrunn av metoder og kriterier utviklet av Det internasjonale havforskningsråd (ICES, se www.ices.dk). ICES sine kriterier tar sikte på å forvalte fiskebestandene på en måte som gir optimalt utbytte og samtidig holde bestandene på et så høyt nivå at det er lønnsomt å høste av dem. I 2008 gjorde ICES sin arbeidsgruppe for fiskeøkologi (WGFE) en vurdering av sammenhengen mellom IUCN sine rødlistekriterier og ICES sine kriterier for bestandsforvaltning ("referansepunkter"). Gruppen påpekte at de to vurderingssystemene bygger på litt ulike prinsipper der IUCN i sterkere

grad inkluderer bestandsnedgang for sine vurderinger, mens ICES baserer seg mer på nedre grenseverdier. Gruppen konkluderte med at det i hovedsak likevel er godt samsvar mellom de to vurderingsmåtene, og at det er lite sannsynlig at en art vil bli karakterisert som truet basert på IUCN sine kriterier uten at den også ligger utenfor det ICES anser som sikre grenser for å opprettholde bestanden og ha godt reproduksjonspotensiale³⁶. Det at de to metodene bruker litt ulik tilnærming gjør også at de kan supplere hverandre og derved gi et bredere kunnskapsgrunnlag for de som fattet beslutninger om marin fiskeforvaltning. En egen arbeidsgruppe i ICES har senere fremholdt at bruk av IUCN-kriteriene synes å være problematisk for beskattede og aktivt regulerte bestander. Dynamikken til slike bestander kan lett lede til falske faresignaler, men kan også medføre en betydelig risiko for at signaler som indikerer reell fare blir oversett^{37,38}.



Vanlig uer (*Sebastes marinus*) er klassifisert som sterkt truet (EN) på grunn av en bestandsreduksjon på 50-80 % i løpet av de siste 24 årene. Det foregår kommersielt fiske på uer, og i 2008 ble det av norske fartøy landet ca. 8000 tonn uer. Foto: Alf Jacob Nilsen/Bioquatic Photo www.biophoto.net

forsvinne fra store deler av vest-Europa og Sør-Norge. I tillegg til sukkertare er det allerede påvist tilbakegang for butare (*Alaria esculenta*) i Skagerrak som knyttes til økt temperatur. Økt temperatur, mer vind og mer tilførsel av ferskvann til kystområdene vil ha konsekvenser for strømforhold og vannutskifting i fjorder og poller. Dette vil spesielt kunne true kaldtvannsarter med isolerte bestander i fjordbassenger da økt vintertemperatur vil føre til dårligere utskifting av bunnvannet. Som nevnt tidligere kan indirekte effekter av klimatiske endringer også være viktig når det gjelder bestandsnedgang for våre sjøfuglarter²⁶.

Fremmede arter

Introduksjon og spredning av fremmede arter har økt betydelig de siste 30 år. Det skyldes særlig økning i skips-trafikk mellom ulike havområder med stadig raskere skip og tømning av ballastvann. Men også akvakultur basert på fremmede arter har skapt problemer ved uønsket spredning, og ved spredning av andre organismer som utilsiktet har fulgt med. Problemene kan oppstå ved at fremmede arter konkurrerer ut stedegne arter eller endrer deres leveområder. I Norge har problemer med spredning av fremmede arter stort sett vært beskjedne til nå, men i de senere ti-årene er det kommet inn flere nye arter som øker sine leveområder i betydelig grad, for eksempel japansk drivtang (*Sargassum muticum*) i Sør-Norge og kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) i Finnmark. Begge disse artene har spredd seg fra naboland hvor de har vært opprinnelig introdusert. I norske farvann er det nå kjent omkring 50 fremmede marine arter³⁴. Det er flest fremmede arter innen gruppene mikroalger, fastsittende alger og invertebrater. De fleste har spredd seg fra naboland. Ved klimaendringer (økt temperatur) kan ytterligere arter som er introdusert til naboland og skaper problemer der, spre seg til Norge, såkalte ”dørstokk-arter”. En fremmed art som nylig har kommet inn på Skagerrak-kysten er stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*), som i de senere år har bredt seg raskt og ukontrollert i Vadehavet, danske farvann og på den svenske vestkysten³⁵. Fremmede arter er angitt som trussel mot fire av de truede eller nær truede marine artene på Rødlista 2010.

Referanser

- Ekman, S. 1967. Zoogeography of the Sea. Sidgwick & Jackson, London.
- Brattegard, T. og Holthe T. (red.). 1995. Kartlegging av egnede marine verneområder i Norge. Tiltråding fra rådgivende utvalg. DN utredning 1995-3.

- Utenriksdepartementet 2009. Kontinentalsokkelen: spørsmål og svar. Utenriksdepartementet. Internett: www.regjeringen.no
- Venice system 1959. The final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. Archo Oceanography Limnology 11: 243–248
- 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Sætre, R. (red.). 2007. The Norwegian coastal current: oceanography and climate. Tapir forlag, Trondheim.
- Blindheim, J. 2004. Oceanography and climate. I: Skjoldal, H. R. (red.), s. 65-96 The Norwegian Sea ecosystem. Tapir, Trondheim.
- Rucess, J. 1977. Norsk algeflore. Universitetsforlaget, Oslo.
- Brattegard, T. og Holthe, T. (red.). 2001. Distribution of marine, benthic macroorganisms in Norway. A tabulated catalogue. Oppdatering av utredninger for DN utredning 1997-1. DN research report 2001-3.
- Bakken, T., Såstad, S. og Aagaard, K. (red.). 2005. Opprettelse av norsk artstesaurus. Utredning for Artsdatabanken. Artsdatabanken, Trondheim.
- Thronsdén, J., Hasle, G. R. og Tangen, K. 2007. Phytoplankton of Norwegian coastal waters. Almatel forlag AS, Oslo.
- Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. og Tufteland, G. (red.). 1998. Kystøkologi. Universitetsforlaget, Oslo.
- Fosså, J. H. 2008. Ikke-kommersielle bestander. Kap 2.6 Økosystem Norskehavet. Havets ressurser og miljø 2008. Fisker og Havet, særnummer 1-2008.
- Bjelland, O. og Holst, J. C. 2004. Other fish species and fish communities. I: Skjoldal, H.R. (red.). The Norwegian Sea Ecosystem. Tapir forlag, Trondheim.
- Høisæter T. 2010. The shell-bearing, benthic gastropods on the southern part of the continental slope off Norway. Journal of Molluscan Studies 76: 234-244.
- Klavness, D. og Johansen, S. W. 1990. Østerspollene langs norskekysten: Særegne biotoper for marine alger. Blyttia 48: 27-31.
- Soot-Ryen, T. 1951. New records on the distribution of marine Mollusca in northern Norway. Astarte 1: 1-11.
- Nøttestad, L. 2010. Holy mackerel – hva skjer med makrellens vandringsmønster? Havforskningsrapporten 2010: 45-48.
- Husa, V., Steen, H. og Åsen, P. A. 2007. Hvordan vil makroalg-samfunnene langs norskekysten påvirkes av økt sjøtemperatur? Kap. 1.3 Forvaltning av kysten. Kyst og havbruk 2007: 23- 27.
- Moy, F., Christie, H., Steen, H., Stålnacke, P., Aksnes, D., Alve, E., Aure, J., Bekkby, T., Fredriksen, S., Gitmark, J., Hackett, B., Magnusson, J., Pengerud, A., Sjøtun, K., Sørensen, K., Tveiten, L., Øygarden, L. og Åsen, P. A. 2009. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008. NIVA rapport 5709.
- Gulliksen, B., Hop, H. og Nilsen, M. 2009. Benthic life. I: Sakshaug, E., Johnsen, G. og Kovacs, K. M. (red.), s 339-372. Ecosystem Barents Sea. Tapir forlag, Trondheim.
- Arndt, C. E., Gulliksen, B., Lønne, O. J. og Berge, J. 2009. Sea-ice fauna. I: Sakshaug, E., Johnsen, G. og Kovacs, K.M. (red.), Ecosystem Barents Sea. s. 303-322. Tapir forlag, Trondheim.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjølseth, S. (red.).

2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
24. Oug, E., Bakken, T. og Snøli J.-A. 2007. Marine invertebrater i ny norsk rødliste – vurderinger og kunnskapsmangler. Fauna 60: 50-61.
25. Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. og Anker-Nilssen, T. 2006. The status of seabirds breeding in mainland Norway. Atlantic Seabirds 8: 97-126.
26. Anker-Nilssen, T. og Strøm H. 2011. Nytt klima for sjøfugl? Ottar (i trykk)
27. Gjøsæter, J. 2010. Torsk – norsk kysttorsk sør for 62 °N. Havforskningsrapporten 2010: 154.
28. Buhl-Mortensen, L., Hodnesdal, H. og Thorsnes, T., (red.). 2010. Til bunns i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten: ny kunnskap fra MAREANO for økosystembasert forvaltning. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim.
29. Miljøstatus i Norge 2010. Tema: hav og vann. Internett: www.miljostatus.no
30. Rueness, J. og Fredriksen, J. 1991. An assessment of possible pollution effects on benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. Oecologia 17: 223- 235.
31. Berge, J., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S. H., Gitmark, J., Holth, T. F., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Nilsson, H. C., Rohrlack, T., Sørensen, K. og Walday, M. 2010. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009. NIVA rapport 5985.
32. Miljøverndepartementet. 2002. Stortingsmelding 12, 2001-2002. Rent og rikt hav. Miljøverndepartementet, Oslo.
33. Loeng, H. (red.). 2008. Klimaendringer i Barentshavet. Norsk Polarinstitut rapportserie 126.
34. Gederås, L., Salvesen, I. og Viken, Å. (red.). 2007. Norsk svarteliste 2007. Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken, Trondheim.
35. Direktoratet for naturforvaltning 2010. Mulige effekter av etablering av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Norge. DN utredning 2010-1.
36. ICES. 2008. Report of the Working Group on Fish Ecology (WGFE), 3-7 March 2008, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/LRC:04.
37. ICES. 2009a. Report of the Workshop on analytical methods for evaluation of extinction risk of stocks in poor condition (WKPOOR1), 18-20 May 2009, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009\ACOM:29.
38. ICES. 2009b. Workshop for the Exploration of the Dynamics of Fish Stocks in Poor Conditions (WKPOOR2), 24-27 August 2009, Bergen, Norway. ICES CM 2009\ACOM:49.

Kyst og fjæresone

Utarbeidet av Arne Fjellberg¹, Tor Erik Brandrud², Reidar Elven³ og Frode Ødegaard²

¹3145 Tjøme, ²Norsk institutt for naturforskning, ³Universitetet i Oslo



Den norske kysten er som naturtype sammensatt, og framfor alt lang. Inkludert fjorder og bukter har Fastlands-Norge 21 300 km kystlinje. Når strandlinjen langs øyene også regnes med kommer vi opp i 57 000 km. I denne artikkelen omhandles området fra fjæra (lavvann) og innover så langt som effekten av bølger, salt, næringsstoffer og vind er vesentlig for artsutvalg og fysisk utforming av habitatet. Artikkelen gir en oversikt over miljøforhold, artsamfunn med hovedvekt på rødlistearter, og de viktigste trusler slike områder er utsatt for.

Kontaktsonen mellom land og hav er en urgammel naturtype med en ubrutt historie så langt tilbake som de to elementene vann og land har eksistert. Arter som lever i tilknytning til strender kan derfor ha gjennomgått en lang evolusjon under miljøbetingelser som kan synes voldsomme med bølger, oversvømmelse, erosjon, vind, forflytning av løsmasser og høyt saltinnhold. Imidlertid er mange av disse påvirkningene forutsigbare og overkommelige. Det er flo og fjære hvert døgn, stormer hver vinter og regelmessig tilførsel av næringsrikt substrat i form av tang og annet oppskyll. Dette åpner for stor grad av spesialisering som muliggjør sameksistens av mange arter på et lite område, og er noe av forklaringen på at vi har en så artsrik flora og fauna knyttet til fjæresone og kyst. Dette inkluderer arter som ikke lever i noen andre naturtyper.

Kontinuitet i tid og rom er viktig for utformingen av strandsamfunnene. Det samme er den skarpe soneringen vi opplever på strender. Tidevannsbeltet har arter som må tåle opphold under vann eller som kan forflytte seg hurtig, forstranda har opphopning av næringsrikt driftmateriale, arter som tolererer høyt saltinnhold og en



Vi har en lang og mangfoldig kyst, og strandlinjen utgjør hele 57 000 km når øyer inkluderes. Her et utsnitt fra Rødøy i Nordland. Foto: Snorre Henriksen.

og annen stormflo. Bakstranda har sanddyner og annen fastmark med mer stabile samfunn der påvirkningen av saltblåst og vindtransportert materiale likevel er sterk. Denne habitatgradienten kan ha en bredde på noen få meter til noen hundre meter, avhengig av topografi og vindforhold. Sett ovenfra blir disse mest havpåvirkete delene likevel ikke stort mer enn konturlinjen på kartet. Men i dette naturmiljøet lever det noe på hver eneste



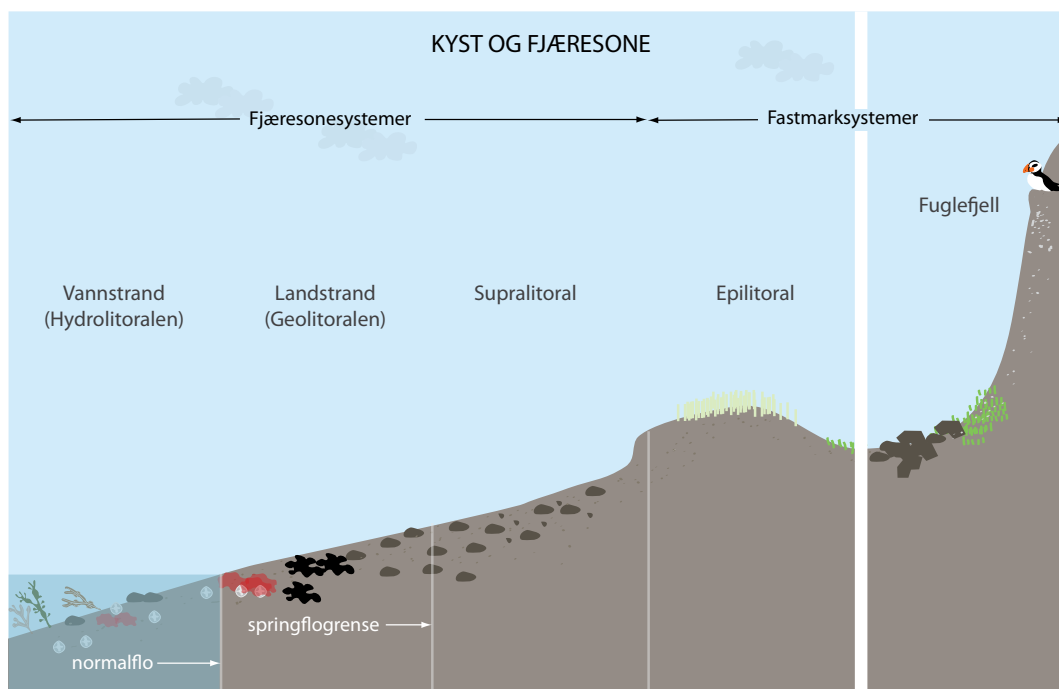
Snutebillen *Sitona griseus* (EN) er hos oss bare kjent fra sandstrendene i området Lista-Jæren. Arten er knyttet til gyvel (*Cytisus scoparius*) og rundbelg (*Anthyllis vulneraria*) og kan være i tilbakegang på grunn av endringer i vegetasjonssammensetningen i sanddynene på Jæren. Foto: Arne Fjellberg.

meter.

Topografi, berggrunn, substrat, strøm, bølgeeksponering og vind avgjør hvilken utforming stranda får. Denne artikkelen omfatter naturtyper tilhørende de to hovedtypegruppene fjæresonesystemer og fastmarks-systemer i Naturtyper i Norge (NiN, www.naturtyper.artsdatabanken.no). Grensen mellom disse to gruppene går ved øvre normale flomål eller så langt opp som

effekten av bølger og sjøsprøyt er merkbar på plante- og dyreliv. På fast fjell vil grensen ofte markeres ved opphør av salttolerante arter som lavene marbek (*Verrucaria maura*) og messinglav (*Xanthoria parietina*), og nedre forekomst av mindre salttolerante moser og karplanter. Nedad begrenses fjæresonen mot saltvannssystemene ved grensa for laveste normale vannstand. Fjæresonesystemene omfatter flere ulike hovedtyper av natur, hvorav følgende er aktuelle i vår sammenheng: fjæresone-skogsmark, driftvoll, fjæresone-vannstrand på fast bunn, strandberg, stein-, grus- og sandstrand, strandeng og strandsump. Hver av disse er videre oppdelt i mange grunntyper karakterisert ved ulikheter i substrat, fuktighet, saltholdighet, berggrunn, vegetasjon og andre fysiske forhold. Grunntypene er den laveste enheten vi opererer med i naturtypeinndelingen. Fastmarks-systemene har en tilsvarende inndeling i et antall hovedtyper hvor følgende er aktuelle i denne sammenheng: kystnær grus- og steinmark, sanddynemark, nakent berg, fuglefjell, fuglefjell-eng og åpen grunnlendt naturmark i lavlandet. Til en viss grad vil også kulturmarkseng og kystlynghei grense opp til og inngå i de arealtype som inkluderes her. Disse hovedtypene er videre oppdelt i et større antall grunntyper. Her anvender vi denne naturtypeinndelingen og refererer til grunntyper og hovedtyper slik de er definert i NiN.

I store områder rundt tettsteder ved kysten er strender i naturtilstanden nedbygd og erstattet med



Figur 1. Kyst og fjæresone inkluderer både fjæresone- og fastmarks-systemer. Fuglefjell er indirekte påvirket av havet gjennom gjødsel fra fugl som lever av marin næring. Epilitoral sone er landområder som ikke regelmessig påvirkes av bølgeslag, mens supralitoral sone er utsatt for både bølger og sjøsprøyt. Hydro- og geolitorale soner er i ulik grad helt dekt av sjøvann.

menneskeskapt installasjoner som boliger, havneanlegg, industriområder, marinaer, tilrettelagte strender, campingplasser og parkeringsplasser. I landdistriktene er store strandarealer tatt i bruk som beite eller gjort om til annen kulturmark. Gjengroing truer åpne områder der beite tidligere var vanlig. Naturtypen er derfor stykket opp, leveområder er fragmentert, og mange arter har svært spredte og sårbare forekomster. Likevel er det generelle bildet at mange spesialiserte arter i kyst og fjæresonen har en vidstrakt utbredelse. Dette skyldes ganske sikkert deres store spredningsevne. Havet er en spredningsvei, ikke en barriere.

Biologisk mangfold i kyst og fjæresonen

Et felles karaktertrekk for de havpåvirkete områdene er tilførselen av ekstra næring med opprinnelse i havet. Gjødning fra sjøfugl stammer fra havet. Tang skylles på land, brytes ned og vaskes tilbake til sjøen. I mellomtiden sirkulerer næringen i den lokale flora og fauna der artsutvalget bestemmes av biotiske og abiotiske faktorer samt geografisk plassering. Den store artsutskiftningen fra nederst til øverst i fjæresonen er hovedgrunnen til at fjæresonen skiller ut som én blant fem natursystem-hovedtypegrupper (Figur 1). I forhold til tidevannet kan vi inndele fjæresonen i *vannstrand* (under vann mer enn halve tida) og *landstrand* (over vann mer enn halve tida). Vannstranda, den nedre delen av stranda, vil på fast grunn (fjell, store steiner, blokker) være preget av tang, tare, blåskjell og rur – det vil si marine arter som tåler en del opphold over vann. Landstranda, den øvre delen av stranda, er preget av landlevende arter som tåler regelmessig opphold under vann (mange insekter og andre småkryp, div. salttolerante karplanter). Slike områder kan også deles inn i hydrolitoralen, tilsvarende det normale tidevannsbeltet, geolitoralen fra normal flo til springflogrensa, og supralitoralen over dette igjen så langt som sjøsprøyt og materialtransport fra stranda er merkbar. Over supralitoralen ligger epilitoralen som hører til fastmarkssystemene. I epilitoralen gir salttransport i form av salttrøyk en merkbar effekt på artsutvalget.

Fjæresonesystemene

På rene sandstrender med liten innblanding av grus og stein (**sand-forstrand**) er livsbetingelsene såpass ekstreme at svært få høyere organismer kan leve i overflaten i tidevannsbeltet. Sanden vaskes fram og tilbake, og bare arter som kan gå ned i sanden kan etablere faste bestander. De fleste av disse er små marine organismer (krepsdyr, børstemark, etc.) som enten graver seg fram

eller lever i mikroskopiske hulrom mellom sandkorna. I geolitoralsonen, dvs. over tidevannsbeltet, finner vi imidlertid en velutviklet flora og fauna. De fleste av plantene er ettårige vekster som spirer og setter frø i løpet av sommeren, f.eks. tangmelder (*Atriplex*) og strandreddik (*Cakile maritima*), eller som har dype nok rotsystemer til å klare seg gjennom perioder med voldsomt vær, f.eks. strandarve (*Honckenya peploides*) og strandkveke (*Elytrigia juncea*). De store sandstrendene og sanddyneområdene på Jæren og Lista har ofte en geolitoral av betydelig bredde. De kan se nokså artsfattige ut på overflaten, men nedi sanda er det et yrende liv knyttet til driftmateriale som er skyllet i land ved tidligere springflo. Her finnes mange spesialiserte biller og spretthaler, blant annet den merkelige kortvingen *Phytosus balticus* (VU) som i Norge bare er kjent fra Lista-Jæren, og spretthalen *Paraxenylla norvegica* som ble oppdaget ny for vitenskapen på Jæren i 2009¹.

Sandstrender kan ha betydelige mengder akkumulert driftmateriale (tangvoller) øverst i geolitoralen, men ofte er slike driftrender ustabile og skylles vekk i ekstremvær (ettårs-driftvoll). Driftrender som akkumuleres gjennom flere år kan imidlertid utvikle en rik flora og fauna (høgurt-driftvoll, lågurt-driftvoll). Slike tangvoller kan ha betydelig volum og tilbyr et vekstsubstrat og en næringsmengde som utnyttes av en rekke plantearter. Tangvoller tilknyttet de store sandstrendene og sanddyneområdene har flere spesialiserte planter som mangler, eller er sjeldne på stein- og grusstrender, f.eks. sølvmelde (*Atriplex laciniata*) på Sørvestlandet, sandnattlys (*Oenothera ammophila*) (VU^o) på Jæren, sandslirekne (*Polygonum raii*) og ishavsreddik (*Cakile maritima* ssp. *islandica*) i store



Kortvingen *Phytosus balticus* (VU) lever i nedgravd tang på sandstrendene på kyststrekningen Lista-Jæren. Arten kan ikke fly og har derfor dårlig spredningsevne. Den var kun kjent fra eldre funn, men ble gjenopptaget i 2009. Foto: Arne Fjellberg.



Ved Lomsesanden i Farsund finnes store områder med sanddynekompleks. Dette er et habitat og et område i Norge som er viktig for mange rødlistearter. Foto: Arne Fjellberg.

delar av Midt- og Nord-Norge. Tangvollene på Sørøstlandet har et vesteuropeisk innslag som ikke strekker seg langt mot nord, f.eks. strandvortemjolk (*Euphorbia palustris*). Mer utbredt er robuste flerårige planter som gåsemure (*Potentilla anserina*) og saftstjerneblom (*Stellaria crassifolia*). Tangvollene i Finnmark og til dels i Troms har nordlige, russiske innslag med bl.a. kolamelde (*Atriplex lapponica*) (NT), russekjeks (*Conioselinum tataricum*), strandreverumpe (*Alopecurus arundinaceus*) og vasshøymol (*Rumex aquaticus*).

I relativt fersk, fuktig og lite nedbrutt tang er faunaen ofte dominert av tanglopper, tangfluer og fåbørstemark. I mer nedbrutte tangvoller med rikelig hulrom når strandfaunaen sitt største mangfold med et mylder av biller, midd, spretthaler, edderkopper, tovinger, årevinger og andre insekter. Strandflatbukedderkoppen (*Haplodrassus minor*) (CR) har sin eneste kjente norske forekomst i slike tangvoller på Tjøme i Vestfold. Slike arealer er også særdeles viktige som næringsøksområder for mange av vadefuglene som passerer Norge på sitt vår- og høsttrekk.

Stein-forstrand med grus og stein av varierende størrelse har en langt høyere artsdiversitet enn sandstrender. Større steiner ligger stabilt og flyttes ikke fram og tilbake av tidevann og bølger. Hulrommet under slike steiner har et forbløffende rikt liv, noe unger har vært klar over til alle tider. Steinene kan være bevokst av blåskjell, rur, børstemark, tang og andre alger som tåler tørkeperiodene under lavvann. En rekke insekter og andre småkryp har spesialisert seg på denne

sonen. Spretthaleslekten *Archisotoma* har flere arter som kommer fram og beiter alger ved lavvann, mens de søker skjul under steiner når leveområdet oversvømmes ved høyvann. Flere edderkopper, kortvingen *Micralymma marinum* og løpebilla *Aepus marinus* har fast tilhold under fjæresteiner der de bl.a. jakter på spretthaler. Omvendt er det mange krepsdyr, børstemark og andre marine organismer som opererer ved høyvann og skjuler seg ved lavvann. Tidevannets rytme har en sterk effekt på arter knyttet til fjæra. Fjærmyggen *Clunio marinus*, en av de få insektene med larver som lever i saltvann, klekkes og svermer i løpet av noen få timer bare når lavvannet i en springflofase (nymåne/fullmåne) inntreffer om ettermiddagen². Stein- og grusstrender har ofte stabile driftreder med en rik flora av storvokste stauder (høgurt-driftvoll) som er nøkkelarter for en rekke pollen- og nektarsøkende insekter. Ett eksempel er krushøymole (*Rumex crispus*), hvor ulike arter av snutebiller som utnytter ulike deler av planta (røtter, blader og stengler).

Strandberg består av fast fjell eller grove steinblokker i øvre delen av fjæresonen som er dekket av vann mindre enn halve tida. Bølgeaktiviteten og mangel på egnet vekstsubstrat begrenser artsutvalget. Under høyvannslinja finnes ofte fastsittende rur (*Balanus*) og et svart belte av laven marebek (*Verrucaria maura*). Over høyvannslinja finnes gjerne et iøyenfallende belte av den oransje messingglaven (*Parmelia aureola*). I bergsprekker i den øvre delen finner flere arter av mose, lav og karplanter fotfeste, f.eks. fjørekoll (*Armeria maritima*)

og strandkjempe (*Plantago maritima*). Faunaen følger plantene, og forsenkninger og sprekker med akkumulert driftmateriale kan ha store mengder skrukke troll, edderkopper og spretthaler. Den nattaktive steinspretten (*Petrobius maritimus*) er en av våre få representanter for insektordenen Microcoryphia, og er et karakterdyr på strandklipper langs hele kysten. Kalkberg i øvre delen av fjæresonen har et karakteristisk artsutvalg og er skilt ut som egen grunntype (øvre kalkstrandberg).

Smådammer på strandberg har mange salttolerante arter av planter og småkryp. På bunnen av slike dammer kryper den lille svarte spretthalen *Cryptopygus clavatus*, den eneste arten av spretthaler som kan leve lange perioder under vann. Vannkalven *Hydroglyphys geminus* finnes nesten utelukkende i slike dammer. I ekstremtsalte dammer er det nesten bare saltfluer (Ephydriidae) som kan leve.

Strandeng og strandsump er områder på løs bunn i fjæresonen. Strandenger finnes gjerne på beskyttede steder med så lite strøm at finmateriale ikke vaskes bort. Fuktig finmateriale pakkes ofte tett sammen og danner fin grobunn for plante- og dyreliv. "Sivbelter" av høye gras og grasliknende planter forekommer mange steder. Dominerende planter er flere arter av saltgress (*Puccinellia*), rødsvingel (*Festuca rubra*), mange arter av starr (*Carex* spp.) og saltsiv (*Juncus gerardi*). De fleste strandengene i Sør-Norge er avhengige av beite (tidligere slått) for å opprettholde en slik lavvokst vegetasjon. Ellers gror de igjen med ofte mannshøye sumpplanter, spesielt takrør (*Phragmites australis*). I Nord-Norge og delvis i Midt-Norge er de mindre avhengige av beite. Strandengplantene i Norge hører i hovedsak til to geografiske grupper, en vesteuropeisk og en arktisk. De vesteuropeiske preger strendene nord til Troms og flekkvis i Vest-Finnmark mens de arktiske har hovedtyngden i Finnmark der flere arter har sin eneste Vest-Europeiske forekomst.

Denne natursystem-hovedtypen spenner over betydelig variasjon med hensyn til oversvømmingsvarighet, fuktighetsforhold og saltholdighet, noe som gir grunnlag for oppdeling i en rekke grunntyper. Strandeng og strandsump er hekkeområder for mange fuglearter som her finner rik tilgang på insektføde. Dette inkluderer bla. rødlisteartene storspove (*Numenius arquata*) (NT) og vipe (*Vanellus vanellus*) (NT). Insekfaunaen har også her mange arter som ikke lever i andre naturtyper, bla. sivgresshoppen (*Conocephalus dorsalis*) (NT) og flere arter tovinger som er knyttet til takrør (*Phragmites*). Flere arter rødlistete biller er knyttet til naturtypen. På beita stran-

deng – som var langt vanligere i tidligere tider – finnes mange kortvokste lyskrevende småplanter som fort skygges ut i mer tett vegetasjon. Her kan nevnes arter som dverggyllen (*Centaurium pulchellum*) (VU), tusengyllen (*Centaurium litorale*) (EN), strandrødtopp (*Odontites vernus* ssp. *litoralis*) (VU), vipestarr (*Carex extensa*) (VU) og jordbærkløver (*Trifolium fragiferum*) (EN). På mudderflater som er mer eller mindre dekket av salttolerante planter (halofyttvegetasjon) lever en rekke spesialiserte insekter, bl.a. tunnelgravende arter av billeslekten *Bledius* med tilhørende predatorer.

Strandengene er opprinnelig naturmark, men langvarig bruk i form av beite og slått gir de et større eller mindre preg av kulturmark. I et langvarig tidsperspektiv fører landhevingen til at de går ut av fjæresonen og over til fastmarkssystemene.

Fjæresone-skogsmark består av havpåvirkede områder hvor det kan vokse trær. Fjæresone-skogsmark dekker som regel små arealer og finnes gjerne innerst i grunne bukter i øvre del av stranda, nær eller over høyvannsgrensen, men likevel sterkt påvirket av saltvann gjennom sjøsprøyt. Skogen dannes oftest av svartor (*Alnus glutinosa*), og natursystem-hovedtypen har to grunntyper der den ene er veldrenert fjæresone-skogsmark og den andre er fjæresone-fuktskogsmark.

Fastmarkssystemene

Fastmarkssystemene starter med epilitoralsonen, og selv om dette er områder over sjøsprøytsonen er effekten av vinddrevet salt og driftmateriale likevel merkbar her.

Sanddynemark er en hovednaturtype som jevnlig må tilføres ny sand (oftest fra havet) for å opprettholdes.



Ulveedderkopp *Arctosa perita* (VU) kikker ut fra sin silkeforete tunnel i sanddynene ved Brusand i Hå kommune. Denne rødlistete sandspesialisten har spredte forekomster fra Stavanger til Larvik. Foto: Arne Fjellberg.

Mesteparten av den sanda som vinden blåser innover land, faller raskt ned igjen. Jo større avstanden er til havet, desto mindre sand vil bli transportert innover med vinden. De store sanddynene ytterst mot havet er så ustabile at få planter kan vokse der, men sanddynemarka blir mer stabil innover der det gradvis bygger seg opp et jordsmonn hvor "vanlige" planter lettere kan vokse. Aller innerst utvikler sanddynemarka seg etter hvert til skogsmark, hvis den ikke blir dyrket opp. Sanddynemark finnes på relativt sterkt vindutsatte kyststrekninger langs store deler av norskekysten. Sanddynene har fem grunntyper som danner en gradient fra dynefronten og innover. Hvite (ustabile) dyner ligger ytterst og har mye løs sand som ikke er dekket av vegetasjon. Sanda stabiliseres av grove gras som strandrug (*Leymus arenarius*) og marehalm (*Ammophila arenaria*) med dype rotsystemer. Strå og blad er stive og står over vinteren, noe som gjør at de fanger opp flyvesand hele året. Dersom denne grasveggen skades eller fjernes, blåser sanda raskt bort og vi får vegetasjonsløse erosjonspartier. Både flora og fauna er karakterisert av spesialiserte arter. Blant soppene finner en flere arter knyttet til marehalm. Dynesprøsopp (*Psathyrella ammophila*) (VU) er eksempel på en slik art. Faunaen i de ustabile primærdynene er forbløffende rik med mange arter, særlig biller, som har morfologiske tilpasninger for å ta seg fram i løs sand. Flere spretthaler ser ut til å leve på råtnede røtter og bladrester av marehalm og strandrug dypt nede i sanda. En ny art for vitenskapen, *Xenyllodes psammo* (VU), ble funnet i dette habitatet på Jærstrendene i 2009³. Edderkopper representerer predatorsjiktet blant småkrypene i

sanddynene. Den sjeldne arten *Arctosa perita* (VU) sitter normalt og speider i åpningen på sine silkeforete tunneler i dyneforkanten. Når den rykker ut på sanda, viser den en nesten perfekt kamuflasjefarge som går i ett med underlaget.

I bakkant av de hvite dynene blir vind og sandflukt mindre voldsom, og plantene får mulighet til å danne et mer stabilt dekke med dominans av marehalm og spredte urter, blant andre strandflatbelg (*Lathyrus japonicus*). Dette er de grå (stabile) dynene. Manglen på bunnsjøkt og tendens til utvasking av sanda er opphav til den karakteristiske grå fargen. De brune (etablerte) dynene får større innslag av gras og urter på bekostning av marehalm, og mose og lav dekker større partier. Humuslag dannes i sanda. Diversiteten for planter blir dramatisk høyere enn i de hvite og grå dynene. Stabiliserte sanddyner kan være blant de mest artsrike naturtypene i mange områder, spesielt der hvor sanda har et høyt innslag av skjellfragmenter (skjellsand). Artstall pr. kvadratmeter på 50-60 er notert i dyneområder i Nord-Norge. Artsutvalget er imidlertid mest rekruttert fra landsiden, dvs. med få planter som er spesialiserte til slike områder. Et par unntak finnes, spesielt sandskjegg (*Corynephorus canescens*) (VU) og strandtorn (*Eryngium maritimum*) (EN), nå i hovedsak begrenset til Lista. Vegetasjonen i de brune dynene kan ha mange utforminger. I sør har den mange felles trekk med såkalt tørrbakkevegetasjon, i nord ofte med fjellvegetasjon. Reinroseheier preger mange stabiliserte sanddyner i Nord-Norge, ofte med innslag av nokså eksklusive fjellplanter og i Øst-Finnmark med et



Arter kan ha mange tilpasninger til sitt miljø. Her ser vi et tomt strandsneglhus som er tatt i bruk av murerbia *Osmia spinulosa*. Etter at sneglehuset er fylt opp med pollen og nektar for 2-3 larver, tetter hunnbia åpningen med opptygd plantemørtel. Arten er knyttet til havstrender. Foto: Arne Fjellberg.



Sjøfugl som lunde (*Fratercula arctica*) (VU) transporterer store mengder næringsemner fra havet og inn på land. Fuglefjell gjødsles sterkt av nitrogen og gir særegne miljøer for planter og dyr. Foto: Tycho Anker-Nilssen.

markert russisk-sibirsk element (f.eks. russemjelt *Oxytropis campestris* ssp. *sordida*, og silkenellik *Dianthus superbus*). I bakre del av sanddynekomplekset, på overgangen til bakenforliggende skog, finnes ofte delvis åpne sandpartier og varme sørbakker mellom einerbusker, lyngtuer og spredte furutrær. Dette er et favorittområde for varmekrevende sandelskende solitære bier, graveveps, biller og tovinger og også levestedet for den sjeldne strandmaurløven (*Myrmeleon bore*) (EN) og strandmurerbia (*Osmia maritima*) (EN).

Bak sanddynekomplekset ligger ofte en fuktig forsenkning i terrenget, kalt dynetrau, der vinden har fjernet sanda helt ned til grunnvannsnivået. Her kan krypvier (*Salix repens*) dekke store partier, gjerne med innslag av andre fuktikrevende planter. Slike miljøer har en rik insektfauna med arter som er avhengig av fuktighet, som kortvingen *Ocalea badia* (NT). Krypviere kan være assosiert med mykorrhizadannende sanddynesopper som dynetrevlesopp (*Inocybe dumensis*) (VU) og blek sandtrevlesopp (*I. serotina*) (EN). De fleste av de spesialiserte sanddynesoppene er svært sjeldne i Norge, og vurderes å være i tilbakegang. Sanddynene huser også et element av mer alpine sopper, som i fjellet opptrer i tilknytning til dvergvierarter, og på sanddyner med krypvier. I krypviersonen på Lista og Jæren finnes også den spesielle gullvepsen (*Cleptes semicyaneus*) (VU) som parasitterer på planteveps som lever på krypvier.

Kystnær grus- og steinmark er betegnelse på en naturhovedtype knyttet til tidligere strandvoller og utvasket morene nær stranda. Substratet er som regel grus og stein av varierende størrelse, finmaterialet er vasket vekk. Det er skilt ut tre grunntyper utfra graden

av etablert vegetasjon: naken grus- og steinmark, åpne grus- og steinmark, grus- og steinmarkskratt. En typisk utforming av denne naturtypen finnes eksempelvis på rullesteinsstrendene i Vestfold, dannet ved utvasking av Ra-morenene. Mye av marka er naken steinmark der vann og løsmasser ligger for dypt til at karplanter kan etablere seg. Insekter og andre småkryp finner imidlertid levelige forhold, og forekomsten av predatorer som ulvededderkopper (Lycosidae) er iøyenfallende når man vandrer over steinmarka. Flerårige vekster med dype rotsystem, slike som strandkål (*Crambe maritima*), strandkvann (*Angelica archangelica litoralis*) og kattehal (*Lytbrum salicaria*) danner en flekkvis pionervegetasjon i den ellers karrige steinmarka. Lenger inne, i den åpne krattskogen som dannes av bl.a. hassel (*Corylus avellana*), slåpetorn (*Prunus spinosa*), einer (*Juniperus communis*), steinnype (*Rosa canina*), geitved (*Rhamnus catharticus*) og liguster (*Ligustrum vulgare*), er markfloraen rik med forekomst av mange rødlistearter. Mange arter av sommerfugler trives her, slike som karminspinneren (*Tyria jacobaeae*) (EN) med larver som lever på landøyda (*Senecio jacobaeae*).

Åpen grunnledt naturmark er en egen naturtype karakterisert ved forekomst av et tynt jordsmonn. Dette skiller den fra nakent berg og naken grus- og steinmark. Jordsmonnet er for grunt til utvikling av skogsmark. Denne naturtypen ligger ofte som et naturlig suksesjonstrinn i en gradient på innsiden av naken grus- og steinmark. Mange plante- og dyrearter er spesifikt knyttet til slik åpen grunnledt naturmark. Dette gjelder først og fremst arter som krever jordsmonn av en viss tykkelse samt lys og/eller varme, og som raskt skygges ut i en skog. En lang rekke rødlistete karplanter med

sørøstlig utbredelse har sin hovedforekomst i denne natursystem-hovedtypen, for eksempel solrose (*Helianthemum nummularium*) (CR) og kubjelle (*Pulsatilla pratensis*) (NT). Natursystem-hovedtypen huser også interessante lavlandsforekomster av arter som i dag har sin hovedutbredelse i fjellet, slike som reinrose (*Dryas octopetala*) og bergstarr (*Carex rupestris*) på Langøya i Bamble. Et stort antall rødlistede insekter og andre småkryp er knyttet til denne naturtypen, blant andre de to rødlistede sommerfuglene klippeblåvinge (*Scoliantides orion*) (CR) og lakrismjeltblåvinge (*Plebejus argyrognomon*) (CR).

Nakent berg omfatter fast fjell i dagen, det vil si områder uten jorddekke. Nakent berg kan være vegetasjonsfritt eller ha en mer eller mindre dekkende vegetasjon av moser og lav. Langs kysten vil nakent berg danne fortsettelsen av strandberg som hører til i fjæresonesystemet. Hovednaturtypen deles inn i flere grunntyper basert på helning (flatberg, sva, bergvegg, overheng) og berggrunnskjemi (kalkinnhold etc.).

Fugleberg Fugleberg er klipper og bergknauser som skiller seg fra "normalt" berg ved regelmessig tilførsel av fuglegjødsel (nitrogen og fosfor). Varierende intensitet av fuglegjødsling er en viktig kilde til variasjon innen fugleberg og gir grunnlag for oppdeling av naturtypen i flere grunntyper. Gjødelsvirkningen kan bli så sterk, særlig der hvor krykkja (*Rissa tridactyla*) (EN) hekker, at berget fullstendig domineres av hvit guano og reirmateriale uten synlig vegetasjon. Fugleberg som domineres av alkefugler, stormfugler og andre måker enn krykkje har mindre reirtetthet og gjødelsnivået er ikke høyere enn at rødberglav (*Xanthoria elegans*) og andre oransjefargete arter i messinglavfamilien samt andre ornithokoprofile ("fuglegjødsel-elskende") lav kan leve. Fargeforskjellen mellom de hvitaktige krykkje-fuglebergene og de oransje alkefugl-bergene kan være synlig på mange kilometers hold, lenge før en kan skjelve fugleartene. Småkrypfaunaen i fugleberg påvirkes også av gjødelsutgangen og artsdiversiteten er ikke særlig høy, selv om individtettheten kan bli stor. Algespisende spretthaler, slike som den blågrå *Hypogastrella viatica* og den gulhvite *Megaphorura arctica*, kan danne store populasjoner med tusenvis av individer under grastuer og steiner i fugleberget. Fugleberg forekommer mest typisk langs kysten fra Møre og Romsdal og nordover, men finnes også flekkvis på strandberg og isolerte blokker langs hele kysten.

Fuglefjell-eng omfatter åpne engpregete områder med jordsmonn og artssammensetning som tydelig viser regelmessig fuglegjødsling. De finnes ofte ved

foten av fugleberg eller som isolerte forekomster i selve fuglefjellet. Fuglefjell-enger har få eller ingen eksklusive plantearter, og floraen er fattig både på karplante- og mosearter. Dette skyldes at mange eng-arter ikke tåler de høye nitrogen- og/eller fosforkonsentrasjonene som fuglegjødslingen medfører. Engene er likevel ofte særdeles frodige fordi de få artene som tåler dette spesielle miljøet evner å utnytte den høye tilgangen på nitrogen-næring til høy produksjon.

Viktige miljøfaktorer

Abiotiske faktorer, det fysiske miljøet, spiller en stor rolle for kyst- og fjæresoneartene. Graden av bølgeeksponering, substratets beskaffenhet (leire, sand, grus/stein, fast fjell) og saltinnhold setter rammer for hva som kan leve der. Klimagradianten langs vår lange kyst vil også prege artsutvalget, med Oslofjorden som en spesielt varm "lomme" der mange sørlige arter har sin eneste forekomst. Svært mange av rødlisteartene våre forekommer i sandområdene Lista-Jæren. For insekter og andre småkryp virker det som at kombinasjonen av mildt klima og kort spredningsvei fra kildeområder på Jyllands sandstrender har vært utslagsgivende. I et tidsperspektiv på noen tusen år har det neppe vært noe problem å krysse Skagerak. Tilsvarende har faunaen langs Oslofjordens strender klare forbindelser til Sveriges vestkyst.

På eksponerte strandberg med minimalt vekstsubstrat vil betingelsene for plante- og dyreliv være relativt stabile og endre seg lite over tid. Også grunnlendte stein- og grusstrender som brukes lite av mennesker vil være forholdsvis stabile. Vind og salt-drev vil holde vegetasjonen lav og hindre framvekst av skog og kratt. Strender med større mengder av løsmasser har potensial for rikere vegetasjon og er i stor grad påvirket av menneskelig bruk. Tradisjonell utmarksbeiting påvirker artsutvalget og bidrar til å holde strandenger lysåpne. Arter som strandtorn og kubjelle favoriseres ved at de enten er uspiselige (tornete) og/eller finner muligheten for spiring og oppvekst på slitasjeflekker med bar jord. En rekke insekter finner og egnede mikrohabitater på små erosjonsflater. Ved opphør av beite endrer vegetasjonen karakter, plantedekke og strølag blir tykkere, det øverste jordlaget blir fuktigere og kjøligere. I tidligere tider, med mer husdyr på utmarksbeite, hadde vi en rik fauna av insekter knyttet til husdyrgjødsel. På Jomfruland finnes i dag en av de få gjenværende bestander av gjødelsgravere (*Onthophagus*-arter).

Lys, varme og tørke er trolig blant de viktigste

miljøfaktorer som påvirker forekomsten av rødlistearter langs kysten. Mange menneskeskapt prosesser virker negativt inn i denne sammenhengen. Planting av buskfuru og bergfuru har vært et effektivt middel for å stanse sandflukt og erosjon. Slike beplantninger er fremmedelementer i norsk natur, og i dag fjernes mye furu fra strandengene for å gjenskape gode betingelser for lys- og varmekrevende arter. Den salttolerante sitkagrana (*Picea sitchensis*) kan imidlertid ha potensial til å ta over store deler av de strandnære fastmarkssystemene. Spredningen av rynkerose på strendene fra Oslofjorden til Jæren er en tilsvarende trussel, og arten har allerede nådd Troms. Takrør har vist en markert spredning i grunne bukter og viker det siste hundreåret og tar over strandenger som tidligere var holdt åpne av beiting og slått.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

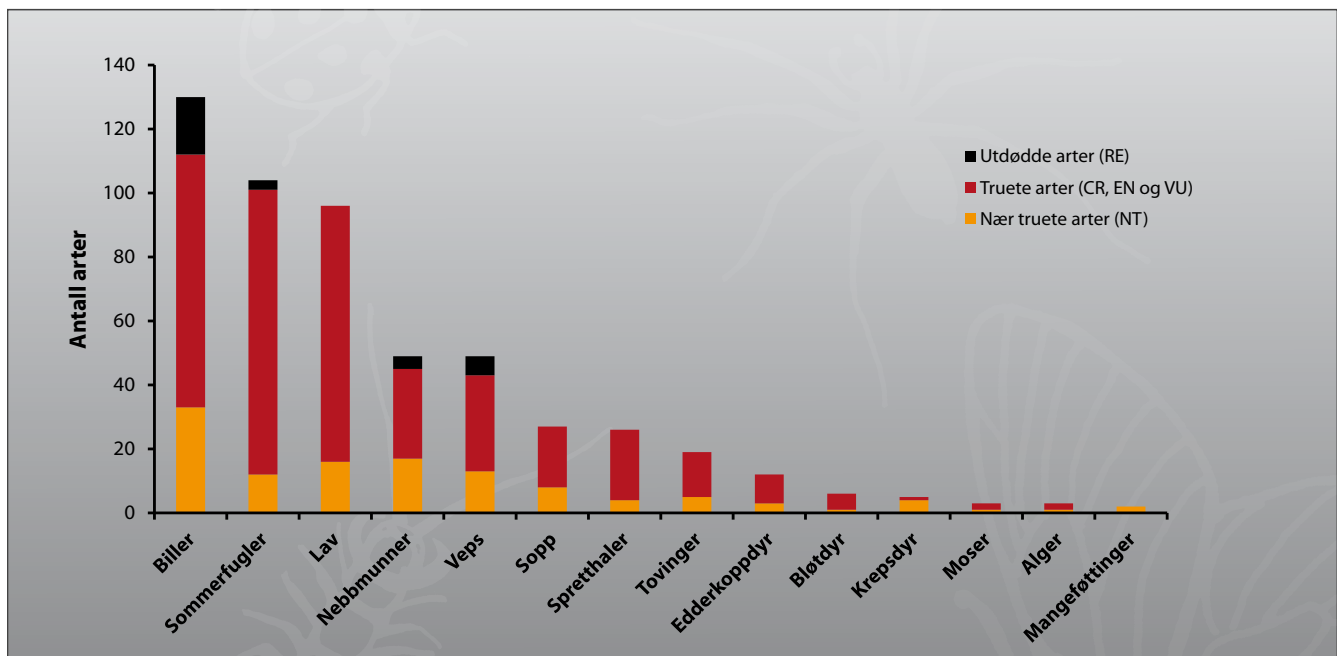
Totalt er det registrert 485 truete og nær truete arter for kyst og fjæresonen (Figur 2). Trettien arter, alle insekter, er ikke sett i nyere tid og regnes som regionalt utdødd (RE). Videre er 35 arter kritisk truet (CR), 123 sterkt truet (EN), 194 sårbare (VU), 133 nær truet (NT), og 30 har usikker status (DD). Insekter og andre småkryp dominerer bildet, men karplantene har hele 79 truete og nær truete arter knyttet til kyst og fjæresonen. Sopp har

en del arter knyttet spesifikt til sanddyner, men i svært liten grad til andre kystmiljøer.

Arealendringer

Det er anslått at arealendringer påvirker et stort antall (388) truete og nær truete arter som er knyttet til kyst og fjæresonen. Arealendringer i strandområdene omfatter alle former for nedbygging, utfylling og omdisponering av naturmark til annen type mark. Her er også inkludert endret bruk/hevd. For områder som har vært i bruk som utmarksbeite vil opphør av beite ha store konsekvenser for flora og fauna, særlig på beskyttede strandenger pga. gjengroing med takrør og sumpskog. Også de store sanddynesystemene endrer karakter ved opphørt hevd. Igjen er det insekter og karplanter som er mest utsatt.

Den lange kontinuiteten bakover i tid for kyst og fjæresonen har gitt rom for utvikling av spesialiserte arter. Når utstrekningen av naturtypen samtidig er liten, betyr det at mange arter med særlige habitatkrav og ”smal” fysisk utbredelse blir sårbare for fragmentering av leveområder. Eksempelvis ser det ut til at mange sandmarksarter knyttet til strender på Jomfruland har en stor luke i utbredelsen og ikke dukker opp igjen før sandområdene Lista-Jæren. Noen av disse artene kan sannsynligvis forekomme også i mellomliggende områ-



Figur 2. Antall utdødde, truete og nær truete arter i kyst og fjæresone, fordelt etter ulike artsgrupper (totalt 516 arter). Utdødde arter (RE) er arter som er antatt dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbare (VU).

der som derved har en viktig funksjon for spredning av individer mellom egnede leveområder. Mange slike mindre lokaliteter står i fare for å forsvinne eller ødelegges av menneskelige inngrep. Resultatet kan bli at arter får en populasjonsstruktur som over tid fører til utdøing. Strandtorn og gul hornvalmue (*Glaucidium flavum*) (EN) er godt dokumenterte eksempler på dette⁴.

Forurensning

Forurensning er anslått å påvirke 45 rødlistearter hvorav 28 er biller. Langs kysten kan forurensning komme enten fra luft, fra sjøen, via elver og bekker eller som tilsig direkte fra tilstøtende land. Forurensning fra lufta vil som regel virke over store områder og ha en diffus effekt. Langtidsvirkningene kan likevel bli dramatiske. Gjødsling av strandbeiter og næringstilsig fra kulturmark som grenser opp til strandområder kan gi negative effekter på strandflora og strandfauna, men normal beiting uten tilførsel av ekstra gjødsel er i de fleste tilfelle bare gunstig. For å berge den siste store gjenværende bestanden av strandtorn i Norge er det anbefalt restriksjoner på bruk av gjødsel på vokseplassen og tilgrensende område⁴. Mange typer av utslipp til havs når strendene med større eller mindre effekt. Enkeltutslipp av olje får gjerne stor oppmerksomhet og kan true enkeltforekomster av sjeldne arter. Tidlige forsøk med utslipp av olje (dieselolje) på strandenger førte til at all vegetasjon raskt døde⁵. Imidlertid er den olja som kommer til land etter et utslipp til havs ofte konsentrert til klumper, og disse havner sammen med og blandes opp med tangrester og annet driftmateriale og fungerer nokså likt med dette, dvs. som næring. Langtidseffekten er kanskje ikke så dramatisk som man skulle tro da strandnaturen har en relativt stor regenerasjonsevne og henter seg inn igjen etter noen tiår. Plastforsøpling til havs er et økende problem^{6,7}, og mye av plasten havner før eller senere på havstrendene. Her bygges det inn i løsmassene og gir strukturelle endringer i substratet.

Klimaendringer

Av de truede og nær truede arter er bare en veps angitt som utsatt for klimaendringer. Slike endringer er altså vurdert til å ha liten effekt på de truede og nær truede artene innenfor den relativt korte tidsperioden (10 år) som er vurderingsperioden for de fleste rødlisteartene knyttet til kysten eller fjæresonen. De fleste fremtids-scenarier for klima skisserer endringer som vil påvirke områder langs kysten, blant annet ved heving av havnivået⁸. Høyere temperatur, hyppigere uvær, sterkere

vind og økt vannstand vil ha effekter på flora og fauna. Høyere vannstand vil forskyve litoralsonen innover slik at noen strender forsvinner 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.

Beskatning

Beskatning i form av høsting betyr antagelig lite for dagens strandsamfunn. Kun 11 arter er antatt å påvirkes i negativ retning. Dette er i hovedsak fuglearter som påvirkes indirekte via høsting av deres næring.

Fremmede arter

I dagens situasjon er påvirkning fra fremmede arter antatt å gi negative effekter for tre truede eller nær truede arter knyttet til kysten eller fjæresonen. Vi har imidlertid neppe full oversikt over dette. Eksempelvis er spredningen av rynkerose til fortrenghet for stedeagne arter et problem som øker i omfang. På egnet substrat kan rynkerose bre seg utover større eller mindre flater slik at andre planter får for lite lys og næring og derved konkurreres bort⁹.

Referanser

1. Fjellberg, A. 2010. *Paraxenylla norvegica* sp. nov., the most northern species of the genus (Collembola, Hypogastruridae). *Zootaxa* 2384: 65-68.
2. Heimbach, F. 1978. Sympatric species, *Clunio marinus* Hal. and *Cl. balticus* n. sp. (Dipt., Chironomidae), isolated by differences in diel emergence time. *Oecologia* 32: 195-202.
3. Fjellberg, A. 2009. *Xenyllodes psammo* sp. n. and *Halisotoma arenicola* sp. n. Two new Norwegian species of psammophilic Collembola (Odontellidae, Isotomidae). *Norwegian Journal of Entomology* 15: 131-139.
4. Direktoratet for naturforvaltning. 2010. Strandtorn - *Eryngium maritimum*. Utkast til handlingsplan 2010-2019. DN rapport (i trykk, her refetert til foreløpig versjon datert 24. januar 2010).
5. Edvardsen, H. 1989. Virkning av dieselolje på strandvegetasjon i Nord-Norge, s. 20-34. I: Bretten, S. og Rønning, O. I. (red.). 1989. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1989. Vitenskapsmuseet rapport, Botanisk Serie 1989-2.
6. Kiessling, I. og Hamilton, C. 2003. Marine debris at Cape Arnhem, Northern Territory, Australia. WWF Report, Northeast Arnhem Land Marine Debris Survey 2001. WWF, Australia.
7. Gregory, M. 1998. Pelagic plastics and other synthetic marine debris - a chronic problem. Proceedings of the February 1998 Sea Views Conference. s. 128-135.
8. Aaheim, A., Dannevig, H., Ericson, T., van Oort, B., Innbjør, L., Rauken, T., Veennemo, H., Johansen, H., Tofteng, M., Aall, C., Groven K. og Heiberg, E. 2009. Konsekvenser av klimaendringer, tilpasning og sårbarhet i Norge. Rapport til

- Klimatilpasningsutvalget. CICERO rapport 2009-04.
9. Sundheim Fløistad, I. og Nilsen, L. S. 2009. Bekjempelse av runkerose (*Rosa rugosa*) - resultater fra 2009. Utprøving av metodikk (mekanisk og kjemisk) i Rinnleiret naturreservat og Ørin naturreservat i Levanger og Verdal, Nord-Trøndelag. Bioforsk rapport 144.

Jordbruksareal

Utarbeidet av Wendy Fjellstad¹, Ann Norderhaug² og Frode Ødegaard³

¹Norsk institutt for skog og landskap, ²Bioforsk Midt-Norge, ³Norsk institutt for naturforskning



Opp gjennom historien har store deler av Norge blitt påvirket av jordbruk. Her presenteres miljøforhold og påvirkningsfaktorer for rødlistearter på nåværende jordbruksareal og på de arealer hvor man fortsatt finner tydeligst spor etter tidligere jordbruksaktivitet. Dette omfatter områder med intensiv landbruksproduksjon, samt beite- og slåttemark, og kystlynghei. For disse arealene er det særlig på kulturmark skapt av de gamle driftsformene vi finner det rikeste biologiske mangfoldet.

Dagens jordbruksområder som består av innmark med tilhørende tun og hager, utgjør om lag 3 % av Norges areal². Sammen med områder som ligger i umiddelbar nærhet til jordbruksarealet, utgjør dette de arealene som i dag er tydeligst påvirket av jordbruksaktivitet. I deler av landet med aktivt utmarksbeite, vil større arealer være influert av jordbruk, inkludert beitemarker, slåttemark og kystlynghei^{3,4}. De ulike driftsformene gir fortsatt grunnlag for et variert biologisk mangfold. I et historisk perspektiv har en slik mosaikk av ulike arealbruk preget store deler av landet, og jordbruksvirksomheten har vært med på å forme også mye av den naturen vi i dag ser i utmark. Dette gjelder både langs kysten, i skogen og på fjellet⁵.

I det historiske jordbruket var beiting og høsting av fôr til husdyr omfattende, og denne bruken har satt sitt preg på de områdene der dette foregikk. Vi finner fortsatt spor etter denne virksomheten, med en gradient av påvirkning fra intensivt drevet jordbruksmark (åker og kunstmarkseng), via ekstensivt drevet slåttemark og arealer som er formet av beite (kulturmarkseng), til arealer som har vært mer sporadisk brukt, og som nå helt har gått ut av bruk og er gjengrodd eller preget av



Gjennom regionale miljøprogrammer for jordbruk er det i flere fylker innført tilskudd som gjør det mulig å videreføre eller gjenoppta skjotselen av gamle slåtteenger, til tross for at dette ofte er svært arbeidskrevende i forhold til moderne høsting. Foto: Oskar Puschmann.

gjengroing.

Utmarksområdene som historisk er påvirket av jordbruk lar seg vanskelig avgrense. Her inngår blant annet ulike typer arealer langs kysten og i fjellet hvor vegetas-



Det har i løpet av den siste 100-års perioden vært store endringer i jordbrukslandskapet i Norge. Det er likevel verdt å merke seg at Norge, sammenlignet med andre nordeuropeiske land, fortsatt har et stort mangfold av de gamle kulturmarkstyper som er blant de mest artsrike naturtypene. Foto: John Atle Kålås.

jonen har blitt holdt lysåpen gjennom beiting, dyrket mark og overflateryddet slåttemark som nå er grodd igjen. Det inkluderer også beitepåvirket skog rundt gårder og setre, skog påvirket av svedjebruk, og utslåtter i fjell og på myrer. Beregninger gjennomført ved Norsk institutt for skog og landskap indikerer at arealandelen som i dag viser klar påvirkning av jordbruksvirksomhet i Sør-Norge kan være i størrelsesorden 20 %⁶. Dette inkluderer også alt areal der skog er ”klimaksvegetasjon”, men hvor det i dag ikke vokser skog.

Det har vært drevet jordbruk i Norge i 5000-6000 år. I det tidligste jordbruket brukte man ild for å rydde dyrkings- og beitearealer. Denne formen for svedjebruk krevde store arealer fordi åkrene hele tiden måtte flyttes. På Finnskogen ble svedjebruk stedvis drevet helt opp mot moderne tid. Der hvor jorda isteden ble gjødslet, kunne åkrene ligge på samme sted i lange perioder. Dette er en praksis som går om lag 2500 år tilbake. Et slikt åkerbruk var avhengig av dyrehold for å skaffe gjødsel, noe som førte med seg at store arealer ble brukt til beite og høsting av fôr til dyra. De mange ulike systemene for høsting som ble utviklet i denne sammenhengen er opphavet til noen av de mest artsrike landskapselementene og naturtypene i Norge. Disse såkalte kulturmarkstypene er derfor ansett som spesielt verdifulle for biologisk mangfold.

I løpet av de siste 100-150 årene har jordbruket gjennomgått en utvikling rettet mot økt produksjon. Mekanisering og industrialisering, og særlig innføring av kunstgjødsel, har gjort det mulig å erstatte det gamle arealkrevende jordbruket med intensiv drift på mindre arealer. På mange arealer i skogen, på fjellet og langs

kysten, som tidligere var utnyttet til slått, beite og annen jordbruksproduksjon, har driften opphørt. Driftsformer er også endret på jordbruksareal som fortsatt er i bruk. Slik endret arealbruk har medført at livsmiljøer og arter som før var vanlige, nå har blitt sjeldne. I denne sammenheng er det imidlertid verdt å merke seg at Norge, om vi sammenligner oss med andre nordeuropeiske land, fortsatt har et stort mangfold av kulturmarkstyper⁷.

Jordbruk og biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet i områder påvirket av jordbruksvirksomhet er betinget av grunnleggende faktorer som topografi, berggrunn og jordsmonn, men også av arealbruk og ulike skjøtselsformer. Når det gjelder beitemark, vil sammensetningen av arter være avhengig av hvilke dyreslag som beiter der (sau, kyr, hest, geit eller sambeite), dyretetthet, når og hvor lenge de beiter, og beitehistorikken i området. I tillegg finnes variasjon langs regionale klimagrader fra kyst til innland, fra sør til nord og fra lavt til høyere over havet. Det er de mange ulike kombinasjonene av natur- og kulturforhold som gjør jordbrukets kulturlandskap i Norge så mangfoldig³.

Det finnes ingen oversikt over hvor store arealer som fortsatt finnes av de ulike kulturmarkstypene i Norge. Norsk institutt for skog og landskap har gjennomført en kartlegging for hele landet, der dagens jordbruksarealer er inndelt i tre arealtyper: f ulldyrket areal, overflatedyrket areal og innmarksbeite. Skog og landskap kartlegger også utmarksbeitet, men denne kartleggingen er så langt bare gjennomført for deler av landet. Det er videre et



Glattordivel (*Trypocopris vernalis*) (EN) lever i kulturlandskap med trær og er avhengig av beite. Nå trues den av intensivt drevet jordbruk og opphør av beite. Foto: J.C. Schou/www.biopix.dk.

mål at alle forekomster av verdifulle naturtyper i Norge skal registreres i Direktoratet for naturforvaltning sin Naturbase (www.naturbase.no), men selv om kulturmarkstyper har vært prioritert i denne registreringen, gjenstår det mye arbeid før disse er fullstendig kartlagt^{8,9}.

Engvegetasjon som har oppstått som resultat av slått og/eller beite er blant de mest artsrike livsmiljøene i Norden¹⁰⁻¹² (såkalt kulturmarkseng eller seminaturlig engvegetasjon; kalt kulturmarkseng i Naturtyper i Norge (NiN)¹ (Se Boks 1)). Kulturmarkseng finnes i alle vegetasjonssoner, unntatt i mellom- og høyalpin sone, og er levested for til sammen 600-700 engplantearter (mest gress og urter), hvorav ca. halvparten har liten eller ingen plass i andre økosystemer^{1,13}. En studie i Danmark

som inkluderte karplanter, sopp, moser og lav påviste at høyt artsmangfold i kulturpåvirket engvegetasjon særlig var knyttet til kombinasjonen kalkrik jord, lang hevdhistorie, beitepåvirkning og fravær av gjødsling¹⁴. Disse faktorene gjelder også for insekter, men for denne artsrike gruppen er i tillegg et gunstig sommerklima viktig for å opprettholde et stort mangfold. I Norge finnes slike gunstige forhold særlig i lavereliggende, kystnære strøk på Sør- og Østlandet, samt i sørvendte dalsider i innlandet på Østlandet og i indre fjordstrøk på Vestlandet.

En rekke insektarter er knyttet til kulturmarkseng. Dette gjelder særlig planteetende arter knyttet til ulike karplanter, men også parasitter og rovdyr som er avhengig av sine verter og byttedyr. Mange av insektene utnytter også selve jorda på kulturmarka som substrat for reir og larver. Dette kan være åpne soleksponerte flater med glissen vegetasjon, veiskjæringer, sandområder og lignende. Mange arter av villbier og graveveps lever utelukkende i slike naturtyper. Villbiene står i en særstilling som indikatorer på verdifulle kulturmarkstyper gjennom deres krav til både reirplass og pollinasjonsplanter. Viktige planter for våre ca. 200 arter av villbier er erteblomster, blåklokke (*Campanula rotundifolia*), rødknapp (*Knautia arvensis*), kurvplanter (særlig knoppurter), samt selje- og vierarter. Flere billearter i kulturmarkseng har larver i jorda og er avhengige av god drenering, høy temperatur og liten grad av forstyrrelse for å overleve. Et stort antall spretthaler forekommer i jord i kulturmark der tettheter på mer enn 50 000 individer per kvadratmeter er vanlig. Noen spretthalearter får en kraftig oppblomstring ved overdreven gjødsling. Spretthalene er viktige i nedbrytning av dødt plantema-



Beiteskoger, som bildet viser, er en av de gamle kulturmarkstypene som det har blitt mye mindre av på grunn av omlegging av driftsformer i landbruket. Foto: John Atle Kålås.



Sau på kystbeite i Moskenes, Nordland.

Jordbrukssektoren setter inn betydelige ressurser for å styrke beitebruket i Norge. Beitetilskudd bidrar til å opprettholde eksisterende beitebruk, og det regionale miljøprogrammet for jordbruk er et verktøy for å styre beitingen inn mot prioriterte områder. Foto: Oskar Puschmann.

teriale og resirkulering av næringsstoffer.

Kulturmarkstyper med trær kan deles i høstingsskog, hagemark, løveng og beiteskog³, og alle disse typene har blitt vurdert til å være truet⁷. I tillegg inngår tuntrær og store frittstående trær, hageanlegg, parker og lunder, alléer, trerekker og lebelter, skogsbyrn og kantskog langs vann og vassdrag i et vidt kulturmarksbegrep (se Boks 1 for begrepsbruk i NiN). Trær i jordbrukets kulturlandskap er viktige levesteder for en rekke arter innenfor artsrike grupper som insekter, sopp, moser og lav. Deres betydning for artsrikdom og forekomst av sjeldne arter antas å være stor^{15,16}. Enkelte arter er helt avhengige av dette miljøet. Disse artene opptrer særlig i de sørlige delene av landet. Som eksempel er flere rødlistete lavarter kun funnet på gamle frittstående trær i Sør-Norge og flere lavarter på Vestlandet er hovedsakelig funnet på styvingstrær¹⁷. Rødlistete moser på store gamle trær finnes fortrinnsvis langs kysten nordover til Møre- og Romsdal¹⁸, og for sjeldne insekter er betydningen av store gamle eiketrær, gjerne hule med rødmold, vel kjent^{16,19}. Store trær er også viktige for enkelte fuglearter og flaggermus.

Viktige miljøfaktorer

Abiotiske faktorer som klima, topografi, berggrunn, markfuktighet, kalkinnhold og mineralsammensetning i jorda er svært viktige for det biologiske mangfoldet. Dette påvirker også hvilken utforming av kulturmarkstyper man finner i ulike deler av landet. Det er imidlertid først og fremst faktorer knyttet til menneskets bruk av arealene som skiller økosystemer påvirket av jord-

bruksvirksomhet fra andre økosystemer. Det biologiske mangfoldet som i dag er knyttet til slike arealer hørte opprinnelig hjemme på arealer hvor naturlige påvirkninger fra for eksempel vind, snø, vann, brann og ville beitedyr holdt vegetasjonen åpen. Slik natur finnes særlig på berg med tynt jordsmonn (åpen grunnlendt naturmark), i rasmarker (rasmarkenger), på elvesletter (åpen flommark), og i fosse-enger. Utenfor Norge finnes engpregete steppeområder naturlig²⁰. Etter at jordbruksvirksomheten startet, ble naturlige prosesser supplert eller erstattet av menneskebetingete prosesser, og ville beitedyr ble delvis byttet ut med husdyr. Forskjellig arealbruk påvirker arter ved å endre lys-, temperatur-, fuktighets-, og næringsforhold, og dermed også konkurranseforhold mellom ulike arter. Tradisjonell bruk (f. eks. slått, beite) uten gjødsling over en lang tidsperiode på et kalkrikt jordsmonn gir det aller høyeste artsmangfoldet. Her følger en kort beskrivelse av de viktigste miljøfaktorene.

Regelmessig **slått** av et areal hindrer oppslag av busker og trær og fører til at det utvikles et feltsjikt dominert av lyselskende urter og gress. I det gamle jordbrukslandskapet ble mesteparten av slåttemarken ikke pløyd eller tilsådd og lite eller ikke gjødslet. Høyet fra slåtten ble brukt som vinterfôr til husdyr og den stadige transporten av næringsstoffer bort fra slåttemarken reduserte langsomt næringsinnholdet i jorda. På ikke altfor mager mark oppsto det en slags balanse mellom høsting og naturlig tilførsel av næringsstoffer fra forvitring, tilsig og nitrogenbindende bakterier. Liten tilgang på nitrogen og fosfor hindrer sterke, nitrogenkrevende arter i å dominere og resulterer i plantesamfunn med mange

arter.

I våre gamle slåttemarker er planteartene vanligvis nokså jevnt fordelt over hele arealet, og antall arter av karplanter per kvadratmeter er gjerne 20–50. I Sverige og Estland er det observert over 70 karplantearter per kvadratmeter¹². Slåttemarkene er vanligvis artsrike og rikere på urter enn beitemarkene. Gjennom sammenraking, tørking, lagring og transport av høy, påvirket mennesket spredning av sporer og frø fra engplantene. I tidligere tider ble mange ulike areal typer ryddet og slått, fra den tørreste eng, til friskere mark, fuktenger, strandenger, myrer og starrsumper i og i tilknytning til innsjøer og grunne saltvannsviker. Det finnes derfor mange forskjellige typer slåttemark³. Det aller meste av slik mark er ikke lenger i bruk ettersom vinterfôr nå dyrkes mer effektivt på fulldyrket kunstmarkseng. I Norge ble arealet som ble brukt til slått redusert med mer enn 90 % i løpet av det 20. århundret^{21,22}, og i hele Europa gjenstår nå sannsynligvis bare ca. 1 % av de tidligere så vidstrakte slåttemarkene²³⁻²⁵. Slåttemarkene har stor betydning også for andre organismer enn karplanter. Rundt 70 % av våre dagsommerfugler er knyttet til åpen engvegetasjon (særlig urterik slåttemark) og en rekke vadefugler bruker strandenger (slått eller beite) som hekkeområder og rasteplasser ved trekk.

Beite er også en svært viktig miljøfaktor²⁶ som påvirker plantedekket gjennom avbiting, tråkk og gjødsling. Planter som tåler avbiting flere ganger i sesongen blir favorisert av beite. Dette gjelder først og fremst grasarter. Mens slått fjerner all biomasse, er beite mer selektivt. Husdyr velger den mest smakelige delen av vegetasjonen. Beite favoriserer derfor også planter med torner eller nåler (f.eks. rosearter, slåpetorn (*Prunus spinosa*) og einer (*Juniperus communis*)), sterkt kiselholdige blad (f.eks. finnskjegg (*Nardus stricta*) og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa cespitosa*)) eller planter med giftige eller frastøtende lukt- eller smaksstoffer (f.eks. soleiarter).

Forskjellige dyreslag beiter på ulik måte og påvirker derfor vegetasjonen forskjellig²². Kyr bruker tungen og river av plantedelene. De er ikke så selektive, men beiter forholdsvis jevnt og er relativt skånsomme mot urterik vegetasjon. Sauer har smal, kløyvd overleppe og kan beite mer selektivt. Geiter foretrekker løv framfor urter og gress og er også ganske selektive. I stort antall beiter sau og geit mye mer snaut enn storfe. Hest biter av gress slik at beitemarken kan ligne på en gressplen.

Måten dyrene beiter på gjør at en beitemark egentlig er en mosaikk av beitete og ubeitete flekker. Derfor blir vegetasjonen i en beitemark mer variert enn i en slåt-

Boks 1. Jordbrukslandskap og kulturmark i NiN

Det er nå utarbeidet et nytt system for klassifisering av naturtyper i Norge. Dette er utført i regi av Artsdatabanken og kalles Naturtyper i Norge (NiN)¹ (www.naturtyper.artsdatabanken.no). I NiN-terminologi tilsvarer det som her kalles jordbruksareal først og fremst natursystem-hovedtypen kulturmarkseng, både slåtteeeng og beiteeng (inkludert engflate og engkant), kystlynghei, samt hovedtypen åker og kunstmarkseng og deler av hovedtypen konstruert fastmark (park, vegkant).

I NiN brukes begrepet kulturmark i en mer snever betydning om helhetlige systemer som gjennom langvarig moderat intensiv hevd (uten dyppløying og med ubetydelig innsåing av nye arter, gjødsling eller bruk av sprøytemidler) har fått særpregete markegenskaper, struktur og funksjon. Kulturmark er altså natur som er *betenget* av menneskepåvirkning. I NiN deles kulturmarka inn i to hovedtyper, kystlynghei og kulturmarkseng. Kulturmarkseng omfatter både tresatt og åpen engpreget kulturmark, det vil si naturbeitemark og slåtteeeng samt lauveng og hagemark slik disse begrepene brukes i DNs kartleggingshåndbok⁴⁶. Mindre sterkt menneskepåvirket mark, som for eksempel beiteskog og høstingsskog, regnes som kulturpåvirket naturmark i NiN, mens sterkere påvirket mark (pløyd, sprøytet, gjødslet og/eller tilsådd mark) sammen med annen mark som er vesentlig endret gjennom menneskepåvirkning, faller inn under begrepet kunstmark i NiN.

temark. Artsinnholdet i en beitemark kan derfor også være stort selv om artsantallet per kvadratmeter oftest ikke er så høyt som i slåttemark. Hvor mange dyr som beiter per arealenhet (dvs. beitetrykket) påvirker imidlertid artsmangfoldet sterkt. Ved for hardt beitetrykk blir beitemarken artsfattig, mens for lavt beitetrykk fører til gjengroing. Forekomst av busker og trær i beitemark øker artsmangfoldet ved å skape livsmiljø også for skyggetålende arter.

Ved beite tilbakeføres en stor del av næringsstoffene til marken gjennom urin og avføring. Dette kan føre til omfordeling av næringsstoffer i beitemarken og forsterke variasjonen i vegetasjonen. På grunn av at dyrene

unngår å beite i nærheten av egen avføring får planter som gror rundt denne gode muligheter for frøsetting. Det har stor betydning for opprettholdelse av artsmangfoldet over tid. Dyremøkk er i seg selv et spesielt livsmiljø som er viktig for både insekter og sopp. Det er trolig mer enn 150 sopparter i Norge som bare lever på husdyrmøkk²⁷. En lang rekke insekter er knyttet til dyremøkk, bl.a. møkkbiller og stumpbiller som omfatter nærmere 70 møkklevende arter i Norge. Nesten halvparten av disse er rødlistet og mange arter har trolig gått sterkt tilbake som følge av omlegging av beitepraksis.

En annen faktor som skiller beite- og slåttemark er effekten av dyrenes tråkk. Tråkk forårsaker slitasje og skader på plantene, men er gunstig for planter som behøver åpne jordflekker for å spire. Ett- og toårige arter klarer seg derfor bedre i beitemark enn i slåttemark. I flommark langs elver og innsjøer favoriseres små vannplanter av krøttertråkk. Åpne jordflekker er også viktige for mange insekter som villbier og graveveps, som lager reir i eksponert mineraljord, samt en rekke billearter som begunstiges av slike forhold.

Den lavvokste vegetasjonen som finnes i slåtte- og beitemark slipper lys helt ned til bakkenivået, noe som gir gode forhold for noen moser. Forekomsten av et mosedekke gjør markfuktigheten mer stabil, noe som igjen kan gjøre forholdene gunstige for mange sopparter. Av de ca. 7000 kjente soppartene i Norge regner man at ca. 140 arter er sterkt knyttet til kulturmarkseng (ugjødset grasmark)²⁸. Disse artene kan forsvinne etter bare ett år med kunstgjødsling, noe som gjør dem spesielt sårbare for endringer i arealbruk. Over halvparten av disse 140 soppartene står på den norske Rødlista, og 129 av artene står på minst én europeisk liste over arter som behøver spesielle hensyn²⁸.

For karplanter understrekes ofte betydningen av lavt næringsinnhold (innhold av nitrogen og fosfor) i kulturmarkseng²⁹. Det er imidlertid liten kunnskap om hvilke miljøforhold som er viktigst for forekomsten av de mange virvelløse dyr som er sterkt tilknyttet disse kulturmarkstypene. Utviklingen i artsantall som følge av forskjeller i bruk har vist seg å være forskjellig for karplanter, meitemark, edderkopper, løpebiller og tege²⁹. Høyt artsmangfold av karplanter kan i seg selv bidra til høyt mangfold av dyrearter, gjennom tilgjengelighet av ulike vertsplanter og matkilder, men andre faktorer kan være vel så viktige, for eksempel variasjon i vegetasjonsstrukturen²⁹.

Som nevnt er menneskets arealbruk den aller viktigste miljøfaktoren for variasjon i jordbrukets

kulturlandskap. På steder er dette lettere synlig enn i åker. **Åkerbruk** inkluderer ploying, drenering, tilsåing, sprøyting, gjødsling og vanning, og miljøforholdene og markegenskapene der er sterkt endret av mennesker³⁰. Den høye graden av bearbeiding gjør åkre lite egnet som levested for mange karplanter, men kan være gunstig for arter som trives på sterkt forstyrret mark (i tidlige suksesjonsfaser) og som har korte livsløp. Bar jord i åkerkanter er et viktig levested for mange sjeldne og rødlistete moser³¹, og kornåkre som ikke blir høstpløyd (stubbåker) kan inneholde både mange og sjeldne arter³². Mange av de gamle åkerugrasene er i dag truet blant annet på grunn av frørensing, ugrasmidler og dyppløying som tynner ut frøbanken. Det gjelder særlig ettårige ugrasarter, mens noen flerårige arter fremdeles er et stort problem for jordbruket.

Trær i jordbrukslandskapet blir påvirket av menneskestyrte faktorer og bidrar selv til å endre miljøforholdene på og nær marka (f.eks. lys, fuktighet, næringsinnhold i jorda, substrat for andre arter). Trær i jordbrukslandskapet står gjerne i mer åpne og solrike omgivelser enn trær i skog ellers. De har ofte blottlagt ved på døde greiner, og kan være påvirket av næringsrikt støv fra omkringliggende åkre og grusveier. Mange er store og gamle. Styvingstrær (i hevd) kan, fordi de vokser i bredden heller enn i høyden, bli mye eldre enn løvtrær som har fått vokse fritt. Sammensetningen av arter på trærne varierer med treslag, alder, barkstruktur, surhetsgrad (pH) og plassering i landskapet (for eksempel grad av eksponering for vind, vær og sol). Løvtrær som ask (*Fraxinus excelsior*) (NT), alm (*Ulmus glabra*) (NT), lind (*Tilia cordata*), spisslønn (*Acer platanoides*) og osp (*Populus tremula*) har høy pH i barken og kalles rikbarkstrær, mens bartrærne, samt eik (*Quercus* sp.), bjørk (*Betula pubescens*) og or (*Alnus* sp.) har lavere pH. Dette skaper ulike lav-samfunn langs en gradient fra rikbark-til fattigbarksamfunn³³.

Selje (*Salix caprea*) er en nøkkelart for insekter i kulturlandskapet ved at blomstene er livsviktig pollen- og næringskilde for en rekke arter av villbier og humler. Sammensetningen av organismer og arter på trær er også forskjellig på kvister og stamme og fra stammebasis til kronetopp. Det er også regionale forskjeller i artsforekomst på trær som er forårsaket av de ulike artenes utbredelsesmønstre. Mange arter som vokser på trær har enten en sørlig, sørøstlig eller en oseanisk utbredelse, og det er gjerne luftfuktighet og temperatur som bestemmer deres forekomst.

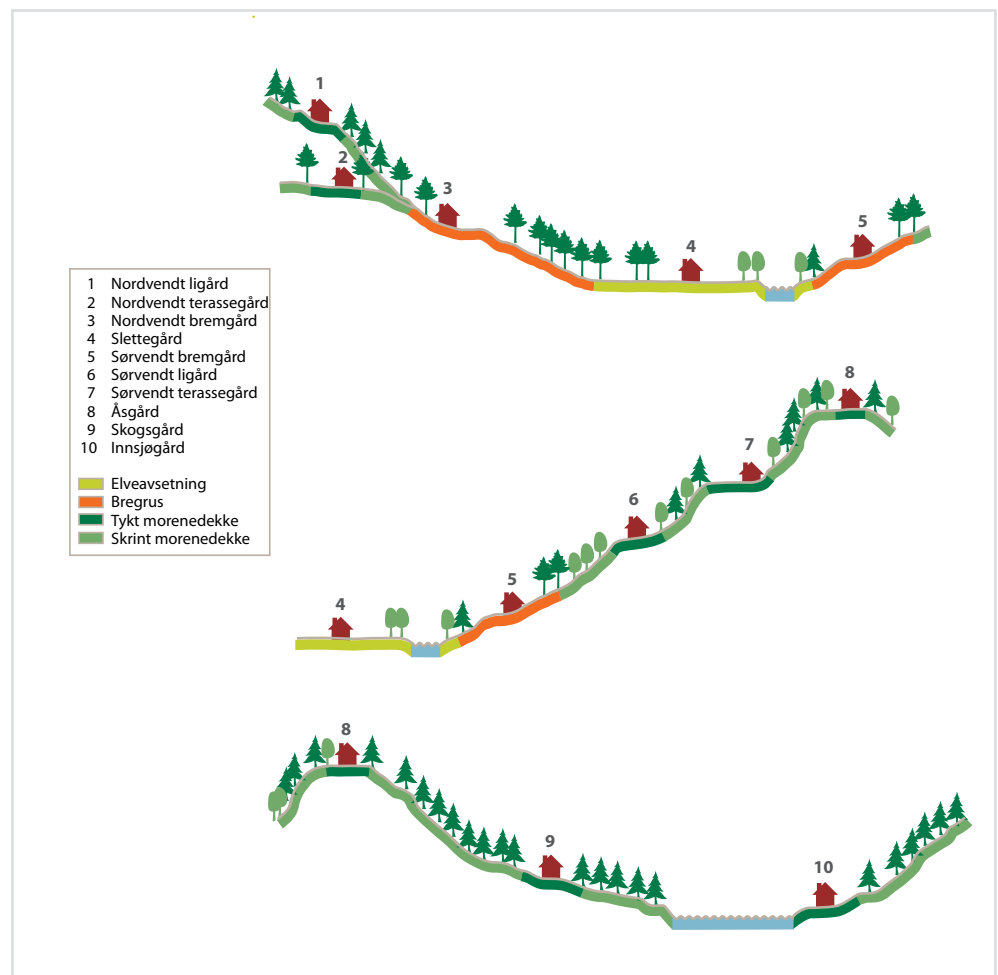
Lauving (styving, høsting av kvist med løv) er, i sin

enkleste form, antagelig den eldste formen for innsamling av vinterfôr siden dette ikke krevde jernredskaper³⁴. I de beste jordbruksområdene opphørte det meste av løvingen før 1900-tallet. I mindre omfang pågår imidlertid slik drift fortsatt på noen bruk, særlig på Vestlandet og i Agder og Telemark. Styvingstrærne stod enten på innmark i havnehagen, i utmarka eller i egne løvenger, der man høstet i to etasjer; slått (i tillegg til høst- og eventuelt vårbeiting) av enga og løv fra trærne. Løvving fører til frigjøring av næringsstoffer i jorda ved at finrøtter dør og råtner etter hver høsting. Det var helst alm, ask, osp, selje og bjørk som ble styvet, men de fleste andre løvtrær kunne også bli brukt. Løv fra ask og alm ble regnet som det beste fôret. I tillegg til løv kunne kvister samles om vinteren for at dyrene skulle få kvister med knopper eller bark (rising og skaving). Almebark var særlig verdifull, men mange andre treslag ble også brukt. De store gamle styvingstrærne ble ofte hule og har stor betydning for flere hulerugende fuglearter og flaggermus, i tillegg til mange lav-, mose- og insektarter,

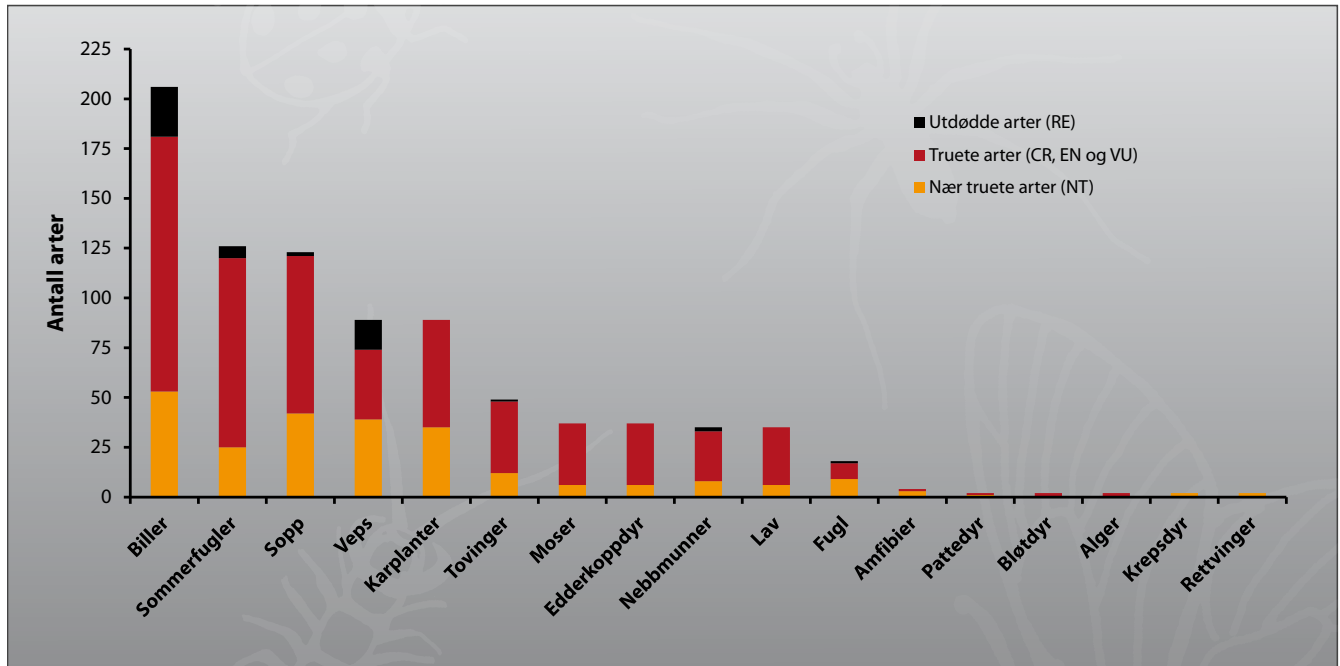
både rødlistete og ikke-rødlistete.

I en sone langs norskekysten har **kystlynghei** blitt utviklet gjennom jordbruksdrift i flere tusen år. De milde vintrene gjør det her mulig å la småfe gå ute på beite hele året. Helårsbeite, brenning og lyngslått er de viktigste aktivitetene i tradisjonell lyngheiddrift, og utgjør til sammen det tradisjonelle hevdregimet som er nødvendig for utvikling og opprettholdelse av kystlynghei. Områder med gammel, vedaktig lyng ble svidd av, i noen år dominerte deretter gras før lyngen igjen overtok. På denne måten lagde bonden en mosaikk av gras og lyng i ulike utviklingsstadier slik at beitedyrene fikk egnet fôr gjennom hele året.

Oftest er det landskap med stor variasjon i miljøfaktorer som har høyest biologisk mangfold. Dette gjelder både variasjon i naturlige miljøegenskaper som lys, fuktighet og kalkinnhold, og variasjon i hvordan mennesker påvirker miljøet gjennom bruk og skjøtsel (Figur 1). Mens det førindustrielle jordbrukslandskapet var en mosaikk av åkre og en rekke ulike mer eller mindre kul-



Figur 1. Den enorme variasjonen i kulturmarkstyper i Norge påvirkes blant annet av gårdenes plassering i landskapet (soleksponering) og jordart (løsmasser) som de ligger på. Omtegnet etter B. M. Aase³⁵.



Figur 2: Antall utdødde, truete og nær truete arter i jordbrukslandskap, fordelt i ulike artsgrupper (totalt 850 arter). Utdødde arter (RE) er arter som er antatt dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).

turpåvirkete og kulturbetingete naturtyper, førte industrialisering til spesialisering og dermed landskaper med mindre variasjon. Positive effekter av økologisk jordbruk som er vist for en rekke artsgrupper, fra bakterier, til planter, meitemark, insekter, fugler og pattedyr³⁶, er særlig knyttet til reetableringen av blandede produksjonssystemer og økt variasjon i landskapet. Økologisk jordbruk opprettholder imidlertid ikke nødvendigvis de kvalitetene som kjennetegner kulturmarksenger.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Rundt 810 eller 22 % av alle truete og nær truete arter har en betydelig andel (> 20 %) av sine bestander i dagens jordbrukslandskap eller i restene etter tidligere tiders jordbrukslandskap. Jordbrukslandskapet omfatter i denne sammenhengen åker og åkerkant, slåtteenng, kulturreng, beitemark, baserike enger og tørrbakke; fukteng og grøfter, hagemarkskog, enkeltrær, parker, alléer, samt skogkant, kantkratt og vegkant knyttet til jordbruksarealer (se også Boks 1). Om man inkluderer naturtypene kystlynghei, og noen aktuelle typer konstruert fastmark (skrotemark, sand- og grustak, gruver og gamle bygninger) kommer tallet opp i ca. 1000 arter. De fleste artsgruppene som er vurdert i Rødlista for arter 2010³⁷ er representert med rødlistearter i restene etter

tidligere jordbrukslandskap eller i dagens jordbrukslandskap (Figur 2). Av de truete og nær truete artene i disse typene av natur er det flest billearter (26 %) og sommerfugler (16 %). Sopp utgjør 15 % av de truete og nær truete artene i jordbrukslandskap, mens karplanter og veps utgjør 11 % hver. Amfibier er en artsgruppe med bare seks arter i Norge, men fire av dem står på Rødlista og er truet av aktivitet i jordbruksområder som lukking av bekker og fjerning av gårdsdammer.

Blant de 125 artene man antar har dødd ut fra norsk natur siden år 1800, har 52 vært knyttet til arealer påvirket av jordbruksvirksomhet. Dette gjelder hele 25 billearter og 15 villbiearter. I tillegg er mange arter som foreløpig ikke regnes som truet nå i tilbakegang. Det gjelder for eksempel mange insekter og engplanter. I Norge er naturlig forekommende enger sjeldne og engartene er i stor grad knyttet til gamle slåttee- og beitemarker og går tilbake når bruken opphører. Andre arter får sitt utbredelsesområde innsnevret. Menneskets aktivitet har i tidligere tider utvidet utbredelsesområdet for flere arter, for eksempel i seterlandskapet der lavlandets engarter og alpine lyselskende arter møttes. Når slike arealer gror igjen, blir disse artenes nåværende leveområder redusert³⁸.

Arealendringer

Tall fra Rødlista 2010 viser at det for jordbruket sin del er intensivering av jordbruksdrift (oppdyrking og drenering), og opphør av beite og slått på mer marginale jordbruksarealer som påvirker flest truede og nær truede arter negativt. Dette gjelder for henholdsvis ca. 500 og 400 arter.

Opphør av beite og slått medfører gjengroing. Det finnes imidlertid ingen oversikt over hvor stort areal av tidligere kulturmarksenger som nå er gjenstand for gjengroing, men det er generelt akseptert at det gjelder store områder^{4,5}. Ser vi på påvirkningsfaktorene som er oppgitt for alle de truede og nær truede artene i kulturlandskapet (bredeste definisjon, alle artsgrupper) er 60 % knyttet til opphør av bruk og gjengroing (for noen arter oppgis flere påvirkningsfaktorer). Når områder gror igjen, kan det bli langt mellom gjenværende flekker med levelig habitat for kulturmarkstilknyttete arter. Fragmentering av habitatene kommer som en negativ tilleggsfaktor til redusert areal. Dette vanskeliggjør utveksling av genetisk materiale mellom ulike habitatflekker, noe som igjen kan ha konsekvenser for det genetiske mangfoldet innenfor arter, og som i tillegg er av stor betydning for reetablering i et område dersom en populasjon dør ut^{11,39}. Skogplanting på gammel kulturmark påskynder gjengroingsprosessen mange steder.

Mens nedlegging av jordbruk har ført til gjengroing av mer marginale jordbruksarealer, er det ofte intensivering av jordbruket som truer det biologiske mangfoldet i mer sentrale strøk. Av påvirkningsfaktorene oppgitt for truede og nær truede arter i kulturlandskapet er ca. 25 % knyttet til oppdyrking og drenering for jordbruksformål. Dette inkluderer drenering, pløying, gjødsling, for høyt beitetrykk og for intensiv jordbruksdrift (f.eks. sprøyting), inkludert bruksendringer i kantsoner. Kantsonene ble tidligere slått eller beitet, men gror nå i stor grad igjen. Det skaper skarpe overganger mellom åker og skog, noe som fører til utarming av innholdet av åpenmarksarter i landskapet.

En annen viktig arealpåvirkning i dagens jordbrukslandskap er nedbygging av arealer. I tidligere tider bosatte folk seg i nærheten av de beste jordbruksarealene, og ettersom byer og transportnettverk brer seg utover, bygges jordbruksareal ned. I nyere tid har det vært betydelig fokus på å verne selve jordbruksarealene mot utbygging, men like viktig når det gjelder biologisk mangfold er de mange elementene i nærheten av dagens jordbruksarealer, som f. eks. åkerholmer, åpne åker- og veikanter, små ugjødsle restarealer med engvegetasjon,



Den nordiske svartkurlen er en særskilt underart, *Nigrotella nigra* ssp. *nigra*, som er endemisk for Norge og Sverige. Arten er i Norsk rødliste for arter 2010 vurdert til sterkt truet (EN), fordi den er forsvunnet fra flere tidligere kjente lokaliteter. I områder under skoggrensa ser redusert beite og slått i utmark ut til å være hovedårsaken til tilbakegangen. Foto: Anders Bryn.

grøfter, bekker, gårdsdammer og store, frittstående trær. Slike elementer kan være de siste tilholdsstedene for mange plante- og dyrearter i områder med mye bebyggd areal og intensivt jordbruk⁴.

I tillegg til de store arealendringene som følger av gjengroing, intensivering og nedbygging, kan også endringer i skjøtsel (bruk) være viktige. Gammel artsrik slåttemark blir ofte skjøttet med beite fordi det er vanskelig og tidkrevende å slå den. Beite motvirker gjengroingen og kan i ganske lang tid opprettholde artssammensetningen i slåttemarka. Men siden beite påvirker vegetasjonen på en annen måte enn slått, ser man etter noen tiår hvordan den karakteristiske slåttemarkfloraen forsvinner. Kontinuitet i bruk, det vil si samme type hevd eller skjøtsel over mange år, gir det største arts-mangfoldet av engplanter⁴⁰.



Solblom (*Arnica montana*) (VU) var tidligere utbredt på store deler av Østlandet, Sørlandet og Vestlandet, samt i deler av Sør-Trøndelag. Arten er knyttet til slåtteeing og beitemark, og har gått sterkt tilbake som følge av opphør av beite og slått av ugjødsle slåttemark. Tilbakegangen er størst i kyststrøk hvor den er borte fra de fleste kommuner. I innlandet har den holdt seg noe bedre, og her er det også gjenoppdaget flere forekomster de siste 15-20 årene. Foto: Anders Bryn.

Forurensning

Selv om man unngår direkte gjødsling av seminaturlige kulturmarkstyper for å bevare artsrikdommen, kan likevel områder gjødsles indirekte gjennom langtransporterte næringsstoffer, særlig nitrogen. Nitrogen kan fraktes både med vann og luft, og økt nitrogentilgang fører til endringer i vegetasjonen^{41,42,45}, noe som er negativt for arter som er avhengige av naturtyper som finnes på nitrogenfattig grunn. For øvrig er biocider angitt som negativ påvirkningsfaktor for elleve truede eller nær truede arter.

Fremmede arter

Med økt utbygging av veinettet i Norge og økt transport av både folk og varer over landegrensene, utgjør fremmede arter et stadig økende problem. Uheldig tilplantning kan også føre til spredning av uønskete arter. I tillegg synes opphør av drift og påfølgende gjengroingsprosesser i kulturlandskapet å gi fremmede plantearter bedre muligheter for etablering⁴⁵. Imidlertid har svært få truede og nær truede arter fått angitt fremmede arter som negativ påvirkningsfaktor i forbindelse med grunnlagsarbeidet til Rødlista 2010.

Beskatning

For svært sjeldne arter som er relativt enkle for samlere å finne, kan beskatning være en trussel. Dette er en påvirkning som kan bidra til at små restpopulasjoner av en art forsvinner. Dagsommerfugler er en særlig utsatt gruppe siden de er populære samleobjekter. For eksempel var innsamling en av flere faktorer som bidro til utryddelsen av sommerfuglen *Lysandra bellargus* i England⁴⁴. De fleste insekter er imidlertid relativt godt beskyttet mot innsamling da de kan være vanskelig å finne, og de kan ha store populasjoner og stort reproduksjonspotensiale så lenge habitatet er intakt. Risikoen kan være større for sjeldne plantearter. Noen orkidéarter er i dag utsatt for ulovlig beskatning i flere europeiske land.

Referanser

- 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Statistisk sentralbyrå 2008. Tema: jordbruk. <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/jordbruk/>.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. og Kvamme, M. (red.). 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo.
- Framstad, E. og Lid, I. B. (red.). 1998. Jordbrukets kulturlandskap: Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.
- Christensen, A. L., 2002. Det norske landskapet - Om landskap og landskapsforståelse i kulturhistorisk perspektiv. Pax, Oslo.
- Bryn, A. og Debella-Gilo, M. 2010. GIS-based prognosis of potential forest regeneration affecting tourism destinations and cultural landscapes in south Norway. Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism. (under utarbeiding)
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.). 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. Vitenskapsmuseet rapport, Botanisk serie 2001-4. Gaarder, G., Larsen, B. H. og Melby, M. W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. Miljøfaglig Utredning rapport 2007-15.
- Riksrevisjonen. 2006. Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder. Dokument nr. 3:12(2005-2006). Oslo, Riksrevisjonen.
- Austrheim, G., Olsson, G. A. og Grøntvedt, E. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. Biological Conservation 87: 369-379.
- Eriksson, O., Cousins, S. A. O. og Bruun, H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. Journal of Vegetation Science 13: 743-748.
- Kull, K. og Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. Journal of Vegetation Science 2: 715-718.
- Kielland-Lund, J. 1992. Del 2. Håndbok for feltregistrering –

- viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet, Øst-Norge. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Norsk institutt for naturforskning, Ås.
14. Ejrnaes, R. og Bruun, H. H. 1995. Prediction of grassland quality for environmental management. *Journal of Environmental Management* 43: 171-183.
 15. Arup, U. 1997. Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige. SBF-förlaget, Lund.
 16. Aarrestad, P. A., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Nilsen, J. E., Stokland, J., Sverdrup-Thygeson, A. og Ødegaard, F. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for rødlistearter - kartlegging og overvåking (AR-KO) Framdriftsrapport 2005 elektronisk ressurs. NINA rapport 175.
 17. Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. og Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. *Sommerfeltia* 23.
 18. Direktoratet for naturforvaltning. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN rapport 1999-3.
 19. Sverdrup-Thygeson, A., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Skarpaas, O. og Ødegaard, F. 2007. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for rødlistearter - kartlegging og overvåking (AR-KO). Faglig framdriftsrapport for 2006. NINA rapport 238.
 20. Ekstam, U. og Forshed, N. 1992. Om hävden upphör: Kärlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. Skötsel av naturtyper, (red.). Naturvårdsverket, Stockholm.
 21. Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
 22. Nedkvitne, J. J., Garmo, T. H. og Staaland, H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. Landbruksforlaget, Oslo.
 23. Vera, F. W. M. 2000. Grazing ecology and forest history. CABI Publishing, Wallingford.
 24. Stanners, D. og Bourdeau, P. (red.). 1995. Europe's Environment. The Dobříš Assessment 1995. European Environment Agency, Copenhagen.
 25. Bernes, C. 1993. The Nordic Environment - Present State, Trends and Threats. *NORD-report* 1993-12.
 26. Bruteig, I. E., Austrheim, G. og Norderhaug, A. 2003. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. Utgreiingar i samband med ny rovviltforvaltning. NINA fagrapport 71.
 27. Jordal, J. B. 1993. Sopp er ålreit. Sopp som indikator på verdifulle beite- og slåttemarker: nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
 28. Jordal, J. B. 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge. En kunnskapsstatus over utbredelse, økologi, indikatorverdi og trusler i et europeisk perspektiv. DN utredning 1997-6.
 29. WallisDeVries, M. F., Poschod, P. og Willems, J. H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in north-western Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265-273.
 30. Halvorsen, R., Norderhaug, A. og Moen, A. 2009. Eng og relaterte begreper. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 26. Artsdatabanken, Trondheim
 31. Hassel, K. 2004. Moser i kulturlandskapet og registreringer i åkerkanter og beitemark i Trondheimsfjordområdet. DN utredning 2004-5.
 32. Porley, R. 2000. Bryophytes of arable fields: current state of knowledge and conservation, s. 8-19. I: Wilson, P. J. og King, M. (red.). *Fields of vision: a future for Britain's arable plants*. Plantlife, London.
 33. Du Rietz, G. E. 1945. Om fattigbark- och rikbarksamhällen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 39: 147-150.
 34. Austad, I. 1988. Tree pollarding in Western Norway, The Cultural Landscape - Past, Present and Future, s. 11-29. I: Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. og Moe, D. (red.). Cambridge University Press, Cambridge.
 35. Puschmann, O., Jensen, J. og Hanssen, E. W. 1998. Jordbrukets kulturlandskap i Flesberg: et samordningsprosjekt for registrering av kulturminner, biologisk mangfold og landskap. Norsk institutt for jord og skogkartlegging: Ås, Norway, NIJOS rapport 17/98.
 36. Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. og Evans, A. D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113-130.
 37. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
 38. Olsson, E. G. A., Hanssen, S. K. og Ronningen, K. 2004. Different conservation values of biological diversity? A case study from the Jotunheimen mountain range, Norway. *Norwegian Journal of Geography* 58: 204-212.
 39. Hanski, I. og Gilpin, M. E. (red.). 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, London.
 40. Gustavsson, E., Lennartsson, T. og Emanuelsson, M. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation* 138: 47-59.
 41. Berlin, G. A. I., Linusson, A. C. og Olsson, E. G. A. 2000. Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965-1990. *Acta Oecologica* 21: 125-138.
 42. Willems, J. H., Peet, R. K. og Bik, L. 1993. Changes in chalk grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4: 203-212.
 43. Fremstad, E., Norderhaug, A. og Myking, T. 2005. Endringer i norsk flora. DN utredning 2005-6.
 44. Thomas, J. A. 1983. The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. *Journal of Applied Ecology* 20: 59-83.
 45. Dupre, C., Stevens, C. J., Ranke, T., Bleeker, A., Pepler-Lisbach, C., Gowing, D. J. G., Dise, N. B., Dorland, E., Bobbink, R. og Diekmann, M. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16: 344-357.

Myr, kilde og flommark

Utarbeidet av Asbjørn Moen¹, Dag Dolmen¹, Kristian Hassel¹ og Frode Ødegaard²

¹NTNU Vitenskapsmuseet, ²Norsk institutt for naturforskning



Myr, kilde og flommark dekker ca. 10 % av landarealet i Norge, og det er myrene som utgjør det meste av dette. Knapt noe land i Europa har større variasjon i utforming og plante- og dyreliv i disse naturtypene enn Norge. Dette henger sammen med vårt relativt kalde og fuktige klima og den store variasjonen vi har i klima, geologi og topografi. Denne artikkelen gir en beskrivelse av miljøforhold og plante- og dyreliv i myr, kilde og flommark og presenterer påvirkningsfaktorer som er antatt å være viktige for rødlistearter i slik natur.

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevenende vegetasjon som danner torv. Myrøkosystemene har høyt grunnvann, noe som medfører at produsert plantemateriale brytes langsomt ned. Dermed skjer det en opphoping av delvis omdannet materiale, torv. Et slikt torvlag kan bli tykt, gjerne flere meter, men mange myrer, særlig i fjellet, har et tynt torvlag.

Fennoskandia er blant de områdene i verden som har mest myr regnet i forhold til landarealet¹. I Norge er det stor variasjon mellom landsdelene i forekomst av myr. Generelt øker myrarealet fra lavlandet og oppover til skoggrensa, og i høyereliggende områder utgjør myrene 20-40 % av arealet i mange fylker². Videre oppover fra skoggrensa avtar myrdekningen, og i høyfjellet mangler myr. Størst myrareal finnes i de nordlige deler av Østlandet, de indre delene av Midt-Norge, samt indre deler av Finnmark. Disse områdene er ganske flate og har store arealer med finkorna løsmasser, forhold som fremmer myrdannelsen. Klimaet er gunstigst for myrdannelse i de nedbørsrike områdene i vest, men her bidrar den brutte topografien til begrenset myrareal. I noen kystområder, som på øyene Smøla og Andøya dekker imidlertid



I Norge finnes mye myr og vi har stor variasjon i myrtyper. Her ser vi flatmyr og nedbørmirer i bakgrunnen, strengmyr med strenger og flarker (langstrakte våte partier på tvers av hellingsretningen) i midten, og bakkemyr i forgrunnen. Fra Øvre Forra i Levanger. Foto: Asbjørn Moen.

myrene godt over halvparten av landarealet. Dvergbergmyrene på Andøya dekker et sammenhengende myrareal på 100 km²³, og på Smøla ble et myrareal på ca. 50 km² fredet i 2009.

Minst 1/3 av det opprinnelige myrarealet under skoggrensa er brukt til landbruks- og utbyggingsformål⁴. I lavlandet i Sør-Norge er en vesentlig større andel av myrene ødelagt som naturlige systemer, og i mange områder (f.eks. i Vestfold og i store deler av Akershus og Østfold) er så godt som alle større myrer som ikke er fredet, ødelagt eller sterkt påvirket av tekniske inngrep. Kraftutbygging og andre naturinngrep i vannsystemene har også medført store reduksjoner av arealet av myr og naturlig flommark.

Kilder er arealer der grunnvann kommer opp i dagen. Vannet som strømmer ut er preget av berggrunn og løsmasser, og det finnes store lokale og regionale forskjeller. Kildene ligger som små øyer i naturen, og den enkelte kilde har gjennom lang tid hatt omtrent konstante miljøforhold. Plante- og dyrelivet er derfor særegent, og i lavlandet representerer kildene levesteder for nordligere arter. Kildene finnes spredt i landet og dekker langt mindre enn 1 % av arealet.

Flommark finnes langs elver, bekker og innsjøer, og spesielt store arealer finnes ved de store vassdragene med betydelig vårflom. Flommarkene har meget stor lokal og regional variasjon i Norge. Det finnes ingen oversikt over arealet for slik natur i vårt land, men vi antar at flommark utgjør mindre enn 1 % av landarealet.

Naturtypene, biologisk mangfold og viktige miljøfaktorer

Våtmark brukes som felles betegnelse på myr og kilde, inkludert alpine og arktiske våte marker. Dette er natur-

typer med høyt grunnvannsnivå hele eller store deler av året og forekomst av arter som er tilpasset liv under vannmettede forhold. Flommark er fastmarksareal som er utsatt for oversvømmelse. Våtmarkene og flommarkene har stor betydning for landets biologiske mangfold gjennom den store variasjonen slike naturtyper gir. Dessuten har naturtypene indirekte betydning ved at de har en viktig funksjon som vannmagasin og ved å dempe flom. I forhold til andre naturtyper er myr, og de fleste kildetyper, egenartet ved at de produserer og avsetter sitt eget vekstsubstrat (torv). På overflata har våtmarka levende samfunn av planter og dyr, og samtidig gjenspeiles fortiden gjennom lagrekken av torv, noe som gjør våtmarkene til arkiv, der en kan få kunnskap om tidligere tiders plante- og dyreliv, og klima.

Rødlista⁵ inkluderer totalt 443 truede og nær truede arter som har tilhold i ”våtmark og vannkant”. De største gruppene er biller og karplanter med ca. 100 arter i hver. For de naturtypene som inkluderes her forekommer det flest rødlistearter i flommark etterfulgt av myr og kilde.

Det finnes mange måter å dele **myrene** inn på, for eksempel etter dannelsesmåte, hydrologi, utforming (morfologi), vegetasjon, natursystem med mer^{6,7}. Myr som får tilført vann som har vært i kontakt med mineraljord kalles jordvannsmyr (minerotrof myr). Alle myrer har opprinnelig tilhørt denne typen, men når torvdannelsen er sterk nok, kan myroverflata vokse seg høyere enn omgivelsene, slik at myra får hele sin vannforsyning fra nedbøren. Denne hovedtypen av myr kalles for nedbørsmyr (ombrotrof myr). Topografi, berggrunn og løsmassetype er faktorer som er viktige for lokale utforminger av myr, og disse faktorene, sammen med klimaet, virker inn på dannelsen av ulike myrtyper



Terrengdekkende myr er dominert av nedbørsmyr som dekker terrenget som et teppe. Myrtypen er avhengig av et fuktig klima og den finnes i svært begrensede deler i verden, men er ganske vanlig i Vest-Norge. Her fra Kjerringa, Stad i Selje. Foto: Asbjørn Moen.



Damfrosken (*Rana lessonae*) er rødlistet som kritisk truet (CR), og er kjent fra bare noen få lokaliteter i Norge. Foto: Dag Dolmen.

(torvmarkstyper). Torvmarkstypene representerer funksjonelle hydrologiske enheter der de ulike delene er avhengige av hverandre. For eksempel har høymyra åpen nedbørsmyr i sentrum, omgitt av trebevokst nedbørsmyr, og utenfor der en ”lagg” av jordvannsmyr. En endring av de hydrologiske forholdene i ett av disse elementene, for eksempel ved grøfting, fører til endringer i hele myrkomplekset. For mer informasjon om myrtyper viser vi til Boks 1.

Regionale forskjeller i klimaet gjør at mange torvmarkstyper er bundet til bestemte deler av landet. Ved å kombinere utforming og vanntilførsel deles nedbørsmyrene inn i flere typer av høymyr og terrengdekkende myr. Jordvannsmyrene deles i flatmyr, bakkemyr og strengmyr. Blandingsmyr består av både jordvannsmyr og nedbørsmyr, hvorunder palsmyr er en type. Boks 1 viser åtte torvmarkstyper. Ut fra botaniske kriterier er det vanlig å dele myrene inn etter variasjon i miljøforhold langs tre gradienter (fattig-rik, tue-løsbunn, myrflate-myrkant). For mer informasjon om typeinndeling av myr viser vi til Boks 2 samt Naturtyper i Norge (NiN)⁷ (www.naturtyper.artsdatabanken.no).

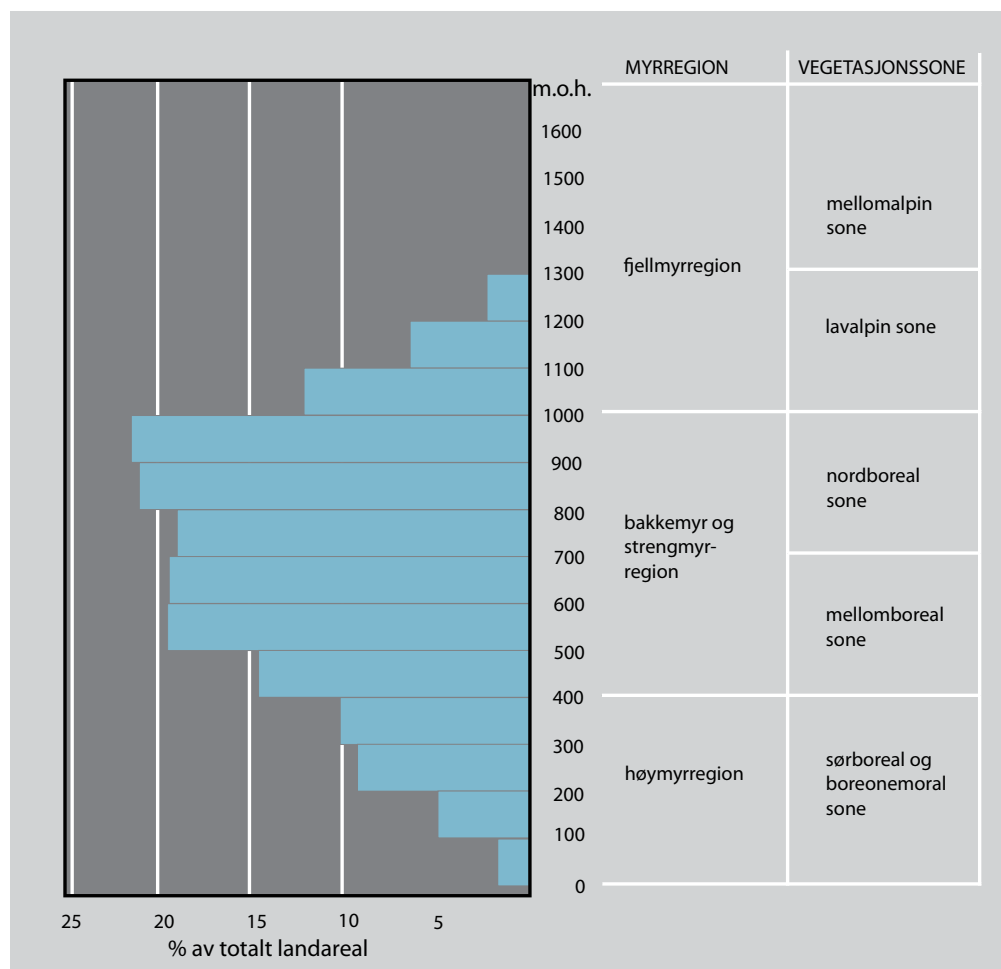
Fordelingen av myrarealet i Norge er veldig skjev, og det er lite myr i våre sørligste og varmeste områder (boreonemoral sone har mindre enn 2 % myr). Fordelingen av myrarealet på høydenivå på Østlandet viser størst areal i mellom- og nordboreal sone (Figur 1), der myrene i mange fylker utgjør 20-40 % av landarealet. Samtidig har naturlige suksessjoner ført til at arealet av nedbørsmyr er størst i lavlandet, og dette arealet øker nå på bekostning av jordvannsmyr, spesielt reduseres are-

alet av rikmyr.

Arealet av torvmark (areal med mer enn 30 cm dyp torv) er klart større enn arealet av myr i lavlandet etter som grøftet, dyrket og nedbygd myr fortsatt kan være torvmark. I NiN-systemet plasseres grøftet torvmark i naturtypen ”modifisert våtmark”. I høyereliggende områder dekker grunne myrer stort areal, og torvmarksarealet er mindre.

Myrene har høyt grunnvann som gir høy markfuktighet og oksygenfattig miljø nesten helt opp til overflata. Dette gir dårlige livsbetingelser for de fleste arter. Likevel er det et stort mangfold av liv i den øverste delen av torva, ikke minst av artsgrupper vi vet lite om på norske myrer, som bakterier, alger og sopp⁸. Men det finnes også spesialister blant plantene og insektene som har tilpasset seg livet på myra. Dette gjelder spesielt torvmosene (*Sphagnum* spp.) med hele 47 arter i Norge (av totalt 50 arter i Europa)^{9,10}. Torvmosene er ved sin raske lengdevekst tilpasset det våte, oksygenfattige miljøet. De vokser i skuddspissen og dør nedenfra. Døde torvmoser utgjør derfor en stor del av torva i våre myrer. En rekke insektarter finnes nesten utelukkende i torvmoser¹¹, og det øverste laget av torvmoser på myr kan inneholde store mengder edderkopper og insekter dominert av billefamilien kortvinger (Staphylinidae)¹². Typiske myrplanter finnes også blant karplantene, og disse har gjerne luftvev i stengel og rot (sumpplanter), for eksempel mange starrarter (*Carex* spp.), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), myrullartene (*Eriophorum* spp.) og bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*). Andre planter har tilpasset seg myra ved å leve nær overflata der det er god

Figur 1. Myrarealet i prosent av landarealet innen høydebelter for østlige del av Østlandet. Figuren bygger på topografiske kart i målestokk 1:50 000, og viser at lavlandet under 400 moh. har lite myr, mens høydenivået oppover til skoggrensen (ca.1000 moh.) har ca. 20 % myrdekning. Videre oppover avtar myrdekningen raskt. Til høyre er vist myr-regioner og vegetasjonssoner; etter Moen⁶. Myrareal etter Næss⁵¹.



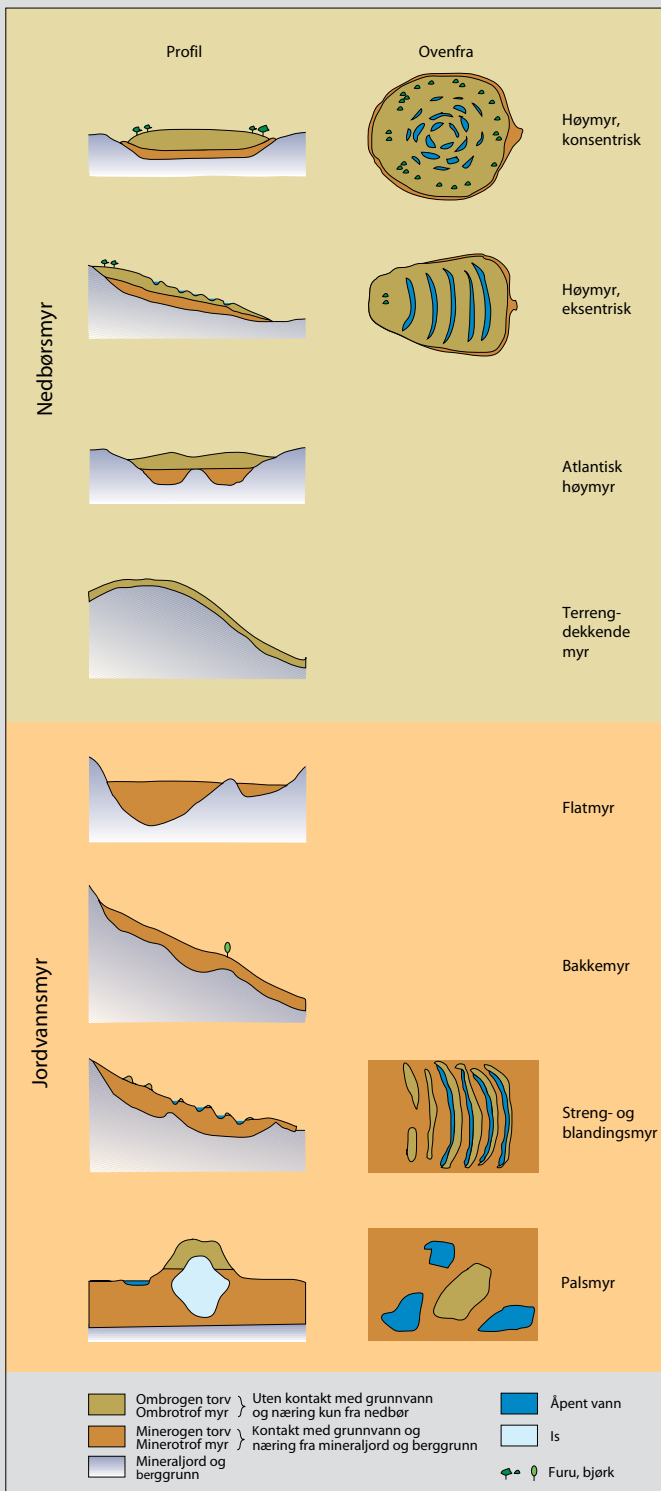
tilgang på oksygen. Dette gjelder for eksempel artene av soldogg (*Drosera* spp.) og tettegras (*Pinguicula* spp.), som utnytter insekter som tilleggsnæring i det næringsfattige miljøet.

Det er stor forskjell på artsrikdommen av planter i forskjellige typer myr. Som eksempel finner vi på nedbørsmyra bare ca. 20 karplantearter, mens mer enn 200 arter kan finnes i rikmyr. Kartlegging av floraen på 347 myrlokalteter i Midt-Norge viser at 272 karplantearter finnes på minst fire av disse lokalitetene¹³. Tilsvarende er 93 mosearter og 7 lavararter registrert, men disse tallene er alt for lave ettersom bare et utvalg av arter er tatt med på registreringslistene her. For hele landet er det minst 400 karplantearter og omkring 300 mosearter¹⁴ som finnes i myr og kilde. Dette omfatter myr- og kildearter og arter som også inngår i andre naturtyper (ferskvann, fastmark). De aller fleste av de rødlistete planteartene som har hovedforekomst på myr (ca. 55 karplanter og 20 moser) er knyttet til rikmyr, for eksempel huldrestarr (*Carex beleonastes*) (VU), myrflangre (*Epipactis palustris*)

(EN), knottblom (*Microstylis monophyllos*) (EN), brunskjene (*Schoenus ferrugineus*) (NT), alvemose (*Hamatocaulis vernicosus*) (VU), stakesvanemose (*Meesia longiseta*) (VU) samt enkorntvebladmose (*Scapania brevicaulis*) (EN).

Det finnes et rikt og særegent insektliv på myr. Krogerus¹¹ nevner i 1960 mer enn 3000 leddyrarter (hvorav de aller fleste er insekter) med hovedforekomst på myr i Skandinavia. Mest iøynefallende er dagsommerfuglene (Lepidoptera) og øyenstikkerne (Odonata). Typiske dagsommerfugler på myr er myrblåvinge (*Albulina optilete*), myrperlemorvinge (*Boloria aquilonaris*), myrringvinge (*Coenonympha tullia*), myrgulvinge (*Colias palaeno*), juttas ringvinge (*Oeneis jutta*) og flere andre perlemorvinger. Voksne øyenstikkere er også et vanlig syn utpå sommeren der de i raskt tempo patruljerer myrene, helst i nærheten av vann, eller er involvert i territorielle kamper i lufta. Mange av de 46 artene vi har i Norge tilhører både våre største og mest spektakulære insekter, slik som mosaikkøyenstikkerne (*Aeshna* spp.). En rekke insekter, særlig innenfor tovingene, har larver i torv.

Boks 1. Hovedtyper av myr



Figuren viser skjematisk noen hovedtyper av myr. I venstre kolonne er det vist en profil tvers gjennom myra (høydeskalaen er sterkt overdrevet), og til høyre er viktige overflatestrukturer vist.

Høymyr er tydelig hvelvet (konveks) nedbørsmyr, med en kuppel bygd opp av torv, og med helling ned mot de jordvannspåvirkete (mineotrofe) delene som vanligvis dekker små områder (lagg) og som fungerer som dreneringssystem. Det finnes mange typer.

Konsentrisk høymyr er symmetrisk oppbygd og finnes hovedsakelig på sørlige del av Østlandet; **eksentrisk høymyr** har det høyeste punktet nær den ene kanten og finnes i lavlandet på Østlandet og i Midt-Norge.

Atlantisk høymyr har gjerne flere kupler i et myrlandskap der det er vanskelig å sette grenser mot andre myrtyper.

Terrengdekkende myr er dominert av nedbørsmyr som dekker landskapet som et teppe. Myrene er dannet ved forsumpning og dekker platåer og skråninger i hellende terreng. Denne typen finnes i de mest nedbørrike områdene fra Rogaland til Troms.

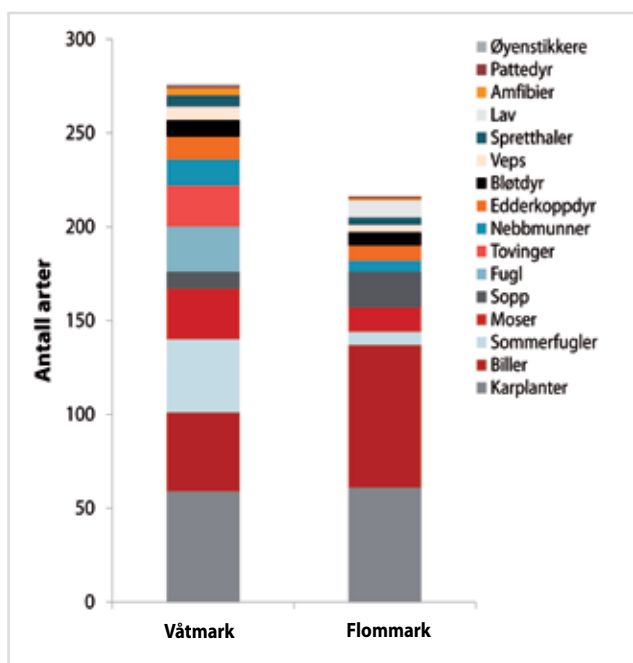
Flatmyr er jordvannsmyr i flatt terreng, gjerne i tilknytning til et tilvoksende tjern. Typen finnes overalt det kan dannes myr.

Bakkemyr er jordvannsmyr i hellende terreng (over 3°). Finnes fra mellomboreal sone og oppover i fjellet. De bratte bakkemyrene (med helling på mer enn 15°) finnes bare i de mest nedbørrike delene av landet.

Strengmyr har regelmessig veksling mellom lange, smale forhøyninger (strenger) som virker demmende, og våte, flate partier (flarker); disse strukturene ligger på tvers av myras hellingsretning. Strengmyrtypene er vanligst i de østlige og nordlige deler av Norge, der de kan dekke store arealer.

Palsmyr er en veksling mellom flat jordvannsmyr som vanligvis er våt, og torvhauger (palser) som har en kjerne av frossen torv og is som holder seg frosset gjennom hele sommeren.

(Fra Moen⁶)



Figur 2. Antall truete og nær truete arter i ulike taksonomiske grupper for henholdsvis våtmark (myr og kilde) og flommark.

Blant disse er kleggene (*Tabanidae*), som kan opptre i store mengder på myr og flommark litt utpå sommeren. Ellers utgjør biller, edderkopper og sommerfugler tallrike grupper med mange rødlistearter på myr og andre våtmarker (Figur 2). Blant sommerfugler og enkelte biller omfatter dette spesialiserte planteetende arter, mens det for andre biller og edderkopper gjelder rovdyr med bestemte økologiske krav som gjør at de bare finnes på våtmark. I sørlige og lavereliggende våtmarker forekommer også gresshopper med myrgresshoppe (*Chorthippus*

montanus) og lynggresshoppe (*Metrioptera brachyptera*) som typiske innslag. Når det gjelder insektene, er det ikke så store forskjeller i artsinventaret mellom forskjellige myrtyper som det er for planteartene. Fattige myrer, som vanligvis domineres av torvmose, har flere billearter, noe som henger sammen med billenes preferanse for torvmoser. Det er også andre insekter som viser klare forskjeller i forekomst på ulike typer myr¹¹.

Smådammer på myra eller i flommarka har gjerne en karakteristisk fauna med fjær- og svevemygg (*Chi-*



Stabil (eustatisk) kilde omgitt av artsrik vegetasjon på grunn torv. Solendet, Røros. Foto: Rune Halvorsen.

Boks 2. Økologiske gradienter i myr

I botanisk og økologisk sammenheng er det vanlig å skille mellom tre variasjonsretninger (gradienter) for den lokale variasjonen i myrvegetasjonen, og dette gir grunnlag for inndeling av myrene^{7,17,42,48,49,50}.

1 Fattig-rik, der endringene i plantelivet gjenspeiler tilgangen på mineralnæring (pH, kalk, basemetning). Nedbørsmyra (ombrotrof myr) er artsfattig og ekstremt fattig på mineralnæring, med pH omkring 4. Jordvannsmyra (minerotrof myr) deles videre i flere enheter som henger sammen med tilgangen på mineralnæring, og det skilles mellom fattig, intermediær, rik og ekstremrik myr. Rikmyrene er ofte artsrike og med pH omkring 7. En rekke plantearter karakteriserer disse enhetene, og spesielt er de karakterisert av noen få mosearter. Torvmosene (*Sphagnum* spp.) dominerer på nedbørsmyra og fattigmyr, mens myrstjernemose (*Campylium stellatum*) og makkemose-/klomosearter (*Scorpidium* spp.) dominerer rikmyrene.

2 Tue-løsbunn. De fleste myrene har en ujevn, småkupert overflate, og det skilles mellom fire ulike typer ut fra vegetasjonens sammensetning: Tuene er vanligvis dominert av røsslyng (*Calluna vulgaris*); fastmattene er faste å gå på og ofte dominert av rome (*Narthecium ossifragum*) og småbjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum* ssp. *cespitosum*); mykmattene får ved tråkk langvarige spor og karakteriseres av fuktighetskrevende arter som dystarr (*Carex limosa*), soldoggarter (*Drosera* spp.), myrakartene (*Rhynchospora* spp.), sivblom (*Scheuchzeria palustris*), og vasstorvmose (*Sphagnum cuspidatum*); løsbunn har mye åpen torv og liten bæreevne. Denne variasjonen i vegetasjonen henger sammen med bl.a. fuktighetsforholdene, vekslingsene i grunnvannstand og torvens fasthet.

3 Myrflate-myrkant (åpen myr - myrskog). Myrflateartene er en stor gruppe av særegne myrarter som unngår tynn torv og nærhet til fastmark, bl.a. alle de ovenfor-nevnte artene for mykmatte. Dessuten arter som dvergtettegras (*Pinguicula villosa*) i tuer og brunskjene (*Schoenus ferrugineus*) (NT) i fastmatter. Nedbørsmyra tilhører i sin helhet myrflatevegetasjonen, med dyp torv. I kanten av myrene finnes en rekke arter som mangler ute på selve myrflata, og mange av disse artene finnes også i skog eller engvegetasjon, som f.eks. oreartene (*Alnus* spp.), bjørk (*Betula pubescens*), gran (*Picea abies*), de fleste vierarter (*Salix* spp.) og mjødurt (*Filipendula ulmaria*). Liten torvdybde, mye mineraler i torva, god næringstilgang, mye skygge og varierende grunnvannsnivå gjennom sommeren er miljøfaktorer som henger sammen med kanteffekten.

I det nyutviklete systemet for klassifisering av natur (Naturtyper i Norge – NiN) er det myrflate-myrkantvariasjonen som gir grunnlaget for en todeling av myr til hovedtypene “Åpen myrflate” og “Flommyr, myrkant og myrskogmark”. Gradientene “Fattig – rik” og “tue – løsbunn” gir så grunnlaget for videre oppdeling av disse to hovedtypene. For mer informasjon om inndeling av myr viser vi til (www.naturtyper.artsdatabanken.no).

ronomidae og Chaoboridae), øyenstikkere (Odonata), nebbmunner (Hemiptera) og biller (Coleoptera). Representanter for disse gruppene finnes selv i de sureste myrtjern. Med økende pH kommer arter av andre dyregrupper inn i sterkere grad, både av bløtdyr (Mollusca), krepsdyr (Crustacea), insekter (Insecta) med mer. Dersom det ikke er fisk til stede, kan tettheten av slike dyr være høy. De artene en spesielt legger merke til, er de store vannbillene som *Acilius sulcatus* og *Dytiscus lapponicus*, dessuten ryggsvømmeren (*Notonecta lutea*), som henger under vannflata. Denne arten er typisk for fisketomme myrvannslokalteter. En mer skjult tilværelse har vannedderkoppen (*Argyroneta aquatica*), som kan påtreffes her og der i det meste av Sør- og Sørøst-Norge og i Trøndelag. Her lever også øyenstikkerlarvene et bortgjemt liv nedgravd i bunnsubstratet eller skjult i vegetasjonen.

Kildene har oksygenrikt grunnvann som springer fram fra undergrunnen. Kildene dekker vanligvis små areal, men noen steder dekker kildeskogsmark og kildemyr større områder. Og kildebekker nedenfor fram-springet kan ha kildepreg over store avstander. Kilde-framspringene finnes vanligst i dalsøkk og ved foten av skrenter og bakker og der vannførende bergarter eller løsavleiringer grenser mot lag med mindre gjennomtrengelighet for vann. Kildene får enten vannet fra fritt grunnvann som kommer fram på grunn av grunnvannspeilets helling eller fra innestengt grunnvann som kommer opp som følge av trykk. Vannet som strømmer fram, preges av berggrunn og løsmasser, og i kalkrike områder har kildevannet pH over 7.

Vi skiller mellom kilder med relativt kalkfattig (bløtt) grunnvann (intermediærkilde) og kalkrikt (hardt) grunnvann (rikkilde). De fattigste kildene har pH litt over



Fjellnøkleblom (*Primula scandinavica*) er rødlistet som nær truet (NT) og påvirkes negativt av økt gjengroing. Arten finnes i elveører i høyereliggende områder. Foto: John Atle Kålås.

5, og har tilsvarende syre-basestatus som intermedier myr. Kildevannspåvirkningen varierer, senteret i ei stabil (eustatisk) kilde (sterk kilde) har så godt som konstant vannføring, temperatur og kjemisk sammensetning gjennom året. De ustabile (astatiske) kildene har betydelig mer variasjon i de nevnte miljøforholdene, og de tørker vanligvis inn i tørre perioder. Kildestyrken varierer også fra sentrum til kant i den enkelte kilde, og det er stor variasjon i plante- og dyreliv mellom kilder på mineraljord og kilder på torv. I snødekte områder er kildene vanligvis de første områdene som blir snøfrie om våren, og de kan da være gode områder for næringsøk for mange dyrearter. Til å dele kildene videre inn i typer bruker NiN-systemet kalkinnhold, med tre trinn fra intermedier til kalkmark, og torvdannelse med to trinn som skiller mellom grunnkilde uten torv og djupkilde med torv.

Som myr har også kildene betydelig regional variasjon, og flere typer av lavlandskilde er både sjeldne og sterkt utsatt for inngrep. Kilder i lavlandet har ofte en gradvis overgang mot rikmyr og rike skogsamfunn. Kilder er vanligst i høyereliggende (og nordlige) områder, men her dominerer vanligvis ustabile kilder, og oppover i fjellet finnes bare slike kilder. Her er det vanlig med gradvise overganger mot myr og snøleie.

En rekke plantearter er karakteristiske for kildene, for eksempel flere arter innenfor karplanteslektene siv og sildre, som kastanjesiv (*Juncus castaneus*), trillingsiv (*J. triglumis*), gulsildre (*Saxifraga aizoides*) og stjernesildre (*Micranthes stellaris*) og moser, blant annet vrangmoser (*Bryum* spp.), tuffmoser (*Palustriella* spp.), kildemoser (*Philonotis* spp.) og tvebladmoser (*Scapania* spp.). Det er

betydelig forskjell fra de aller fattigste typene dominert av skartorvmose (*Sphagnum riparium*) eller kildetveblad-mose (*Scapania uliginosa*) til de noe rikere typene som ofte er dominert av kildemoserarter (*Philonotis* spp.). Rikkilde har stor variasjon i økologi og artsutvalg, og karakteristiske arter er tuffmosene (*Palustriella* spp.)¹⁵⁻¹⁸.

Kildeframspringene har vanligvis en artsfattig fauna, som består av blant annet fjærmygg (Chironomidae), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera). Sistnevnte artsgruppe er avhengig av kaldt eller kjølig, oksygenrikt vann. Også vårfluene (Trichoptera) er representert. Av predatorer kan nevnes storvannkalvene *Agabus guttatus* og *A. bipustulatus* (Dytiscidae) som er karakteristiske for denne naturtypen. Enkelte småkortvinger (Aleocharinae) og småvannkalver (*Hydroporus* spp.) foretrekker mose i kalde kilder.

Flommark er knyttet til grensesonen mellom vann og land, og er arealer som er utsatt for oversvømmelse, sedimentering og erosjon. Dette omfatter overgangssonen mellom elv eller innsjø og tilgrensende landområder, og strekker seg mellom laveste og høyeste vannivå. Flomfastmark er fastmark (i motsetning til våtmark, se over) i den delen av flomsonen som er under vann mindre enn halve tida. Selv om dette er en grei definisjon, så er avgrensningen mellom flommark og ferskvann glidende, og ofte uten gode indikatorer i plantedekket. Man finner også ofte glidende overganger mellom flomfastmark og våtmark (myr og kilde). I overgangen mellom ferskvann, våtmark og flomfastmark finnes ”sumpområder” som kan være vanskelige å plassere i disse hovedtypegruppene. Dette gjelder blant annet høyproduktive samfunn dominert av høye starr (*Carex* spp.), takrør (*Phragmites communis*), og andre sumplanter. Slik natur kan finnes på torvmark og vil da enten plassere seg i kilde (”kildemyr”) eller myr, eller den kan mangle torv og vil da oftest høre til ferskvannssystemene.

Flommark inkluderer også områder påvirket av fosse-sprut. I NiN-systemet skiller det mellom fire typer av flommark. Dette er åpen flomfastmark, flomskogsmark, fosseberg og fosse-eng. Flommarkene har stor variasjon i Norge, både regionalt, og ikke minst lokalt, der blant annet vannstandssvingninger og substrattypen (f.eks. fra fast berg til rullestein, sand og silt; fra baserikt til fattig) skaper variasjon.

Åpen flomfastmark finnes ved bekker, elver (elveør) og innsjøer (landstrand), og i flate områder med store flommer kan betydelige arealer dekkes av denne typen. Det er glidende overganger mellom sakteflytende elv og

innsjø, både i miljøforhold og hvilke arter som finnes der. Store innsjøer kan også ha sterk bølgevirkning og dermed arealer med landstrand. Disse sonene med åpen vegetasjon dekker vanligvis små arealer, men kan være artsrike. Nedover i soneringen fra land til vann er det glidende overgang mot ferskvannsbunn, og grensen mellom fastmark og ferskvannsbunn settes der bunnen normalt er vanddekt halve tida. Elveør (landstrand ved elv) dekker betydelige arealer, først og fremst ved store elver i flate dalbunner der det dannes elvesletter (innlandsdeltaer), for eksempel Øyeren-deltaet i Glomma, eller der elver møtes, for eksempel Follas delta i Glomma. Der breelver går gjennom flatt landskap kan det avsettes store mengder med sand og grus. Eksempel på et slikt godt utviklet "sandur"-område er Fåbergstølsgrandane i Jostedal¹⁹. Elveørene har stor variasjon i økologiske forhold og artssammensetning, fra nesten vegetasjonsfrie banker og ører ute i elveløp (med noe mose og lav), via ører med noe vegetasjon i feltsjiktet (med arter som fjellsyre (*Oxyria digyna*)), til elvekanter med busksjikt og små trær, med rødlistearten klåved (*Myricaria germanica*) (NT) og vierarter (*Salix* spp.)^{18,20-22}.

Denne soneringen fra åpen elv til kant henger sammen med vannføring og kornstørrelse (steinør, grus, sand, silt og leir). På kalkrikt substrat på elveører og innsjøstrand i områder opp mot og i fjellet inngår et stort antall lavvokste, konkurransesvake fjellplanter, som arter av mjelt (*Astragalus* spp.), starr (*Carex* spp.) bl.a. sotstarr (*Carex atrofusca*), agnorstarr (*Carex microglochin*) og rødlistearten kvitstarr (*Carex bicolor*) (NT)²³, siv (*Juncus*

spp.), fjellnøkleblom (*Primula scandinavica*) (NT), smalnøkleblom (*P. stricta*) og arter av sildre (*Saxifraga* spp.). Eksempler på rødlistete moser på elveør er tussemose (*Haplomitrium bookeri*) (NT) og gulltannikke (*Poblia vexans*) (DD).

En rekke rødlistete biller er knyttet til elvebredder²⁴. Det er særlig bredder med eksponert silt og sand som er viktige for insekter som for eksempel løpebillen elvesandjeger (*Cicindela maritima*) (EN). Kornstørrelsen er avgjørende for egnethet til å grave i sanda der mange larver utvikler seg. Mange veps og bier lager dessuten reir i varme sandskrenter langs elvene (se kapittel om sandområder²⁵). En del insekter er også knyttet til vannkanter med mudderbanker, for eksempel mudderbiller (*Dryops* spp.) og strandgravere (*Heterocerus* spp.), mens andre igjen finnes på bestemte vertsplanter knyttet til disse miljøene.

Flomskogsmark omfatter skogsmark i flomsonen og finnes vanligvis i soneringen innenfor åpen flomfastmark, vanligst ved større elver. Forekomsten av skog viser at vannets forstyrrelseseffekt er moderat, og at det er en rimelig balanse mellom sedimentasjon og erosjon. Høye busker eller lave trær av en rekke vierarter (*Salix* spp.), bl.a. rødlisteartene doggpil (*Salix daphnoides*) (VU) og mandelpil (*Salix triandra*) (VU) er vanlig, dessuten inngår bjørk (*Betula pubescens*) og gråor (*Alnus incana*). Rødlistearten fakkeltvebladmose (*Scapania apiculata*) (VU) vokser på dødved i flomskog. Enkelte rødlistete biller ser ut til å være knyttet til flomskogsmark og trær som periodevis blir oversvømt. Dette gjelder smalbillene



Flommark langs Driva ved Gjora i Sunndal, Møre og Romsdal. Foto: Rune Halvorsen.



Arealendringer er den største trusselfaktoren for mange orkidéer, her representert med engmarrihand (*Dactylorhiza incarnata*). Foto: Asbjørn Moen.

Rhizophagus picipes (NT) og *R. aeneus* (NT) og kortvingene *Atheta autumnalis* (NT) og *Quedius pseudolimbatus* (NT).

Fosseberg og fosseeng er åpne fastmarksarealer i fossesprutsonen langs hurtigstrømmende elver. Fossegrimemose (*Herbertus stramineus*) (VU) er en rødlistearter som vokser i fossesprut på Vestlandet. Fosseberg mangler jordsmonn og opptrer på blokkmark eller fast fjell, mens engene også opptrer på sedimenter, og vanligvis med et tynt jorddekke. I fuktige bekkekløfter er det glidende overgang til kratt og lavvokst skog i utkanten av det fossepåvirkete området. Både innenfor fosseberg og fosseeng finnes stor variasjon i plantelivet mellom basefattig og baserik berggrunn, og begge typene har stort innslag av moser og lav. Det finnes til dels mange rødlistearter, spesielt av moser, der det er baserike bergarter, for eksempel flere arter av blygmose (*Seligeria* spp.)^{26, 27, 28}. Fosseenga er ofte relativt skarpt avgrenset fra skogen omkring fordi trærne ikke tåler langvarig innfrysing i is om vinteren.

Flommark er ofte preget av et høyt antall dammer, blant annet gamle elveslynger. Så sant flommene ikke bringer inn fisk i nevneverdig grad, kan slike dammer være svært faunarike, spesielt dersom de ikke i altfor stor grad skygges til av skog. Faunaen kan preges av fåborstemark (*Oligochaeta*), igler (*Hirudinea*), bløtdyr (*Mollusca*), krepsdyr (*Crustacea*) samt ulike insektsgrupper som døgnfluer (*Ephemeroptera*), vårfluer (*Trichoptera*), nebbmunner (*Hemiptera*), biller (*Coleoptera*) og tovinger (*Diptera*), ikke minst med familier som stikke- mygg (*Culicidae*) og fjærmygg (*Chironomidae*). Dersom lokalitetene er solrike, kommer også øyestikkerne inn med flere arter.

Amfibier, reptiler, fugler og pattedyr

Dersom myra ikke er for sur (grense omkring pH 5), kan det finnes amfibier i myrvann- og i flommarksdammer. Dette inkluderer eksempelvis frosk (buttsnutefrosk *Rana temporaria*, eventuelt spissnutefrosk *R. arvalis* (NT)) og salamander (småsalamander *Triturus vulgaris* (NT) og storsalamander *T. cristatus* (VU)), spesielt dersom lokaliteten er solrik og avstanden til skog ikke er for stor. Damfrosken (*R. lessonae*) er kritisk truet (CR). Av reptiler er det særlig buormen (*Natrix natrix*) som kan finnes i slike områder.

Myrområder og flommark har også sin karakteristiske fuglefauna. Det er særlig våre vadefugler som er avhengige av slik natur, men også andre fuglearter som gjess, ender, riksefugler, trane (*Grus grus*), og en del spurvefuglearter trenger slike naturtyper i reproduksjons- sesongen. Totalt er anslagsvis 40 av våre 230 hekke- fuglearter (17 %) knyttet til myr og flommark. Kilder kan også ha en viktig funksjon for en del fuglearter når de ankommer sine hekkeområder i fjellet fra sørligere vinterområder. Da er kildene uten snø, og de er derfor med på å sikre tilgang på føde i en vanskelig periode. Det er også verdt å merke seg at de naturtypene som omhandles i dette kapitlet er viktige som hekkeområde for alle de fem norske fugleartene som er med på den globale Rødlista (dverggås (*Anser erythropus*) (CR for Norge), åkerrikse (*Crex crex*) (CR), dobbeltbekkasin (*Gallinago media*) (NT), storspove (*Numenius arquata*) (NT) og svarthalespove (*Limosa limosa*) (EN)). Åkerrikse og storspove er nå hovedsakelig knyttet til jordbruksom- råder, men har flommarker (elvesletter) som sitt opprin- nelige habitat.

Det er få pattedyrarter som bare er knyttet til våt- mark og flommark, men naturtypene inngår som deler av mange pattedyrarter sine leveområder, eksempelvis flere av våre flaggermusarter.

Rødlistearter og påvirkningsfaktorer

Omkring 15 % (443 arter) av alle de truede og nær truede artene i Norge har en betydelig andel (> 20 %) av sine populasjoner i myr, kilde og flommark (Figur 3). Innenfor de 16 artsgruppene som inngår i dette tallet er det flest biller (108 arter) og karplanter (96 arter), etterfulgt av sommerfugler (46), moser (40), sopp (26), fugler (24), tovinger (22), edderkopper (19) og nebbmunner (18). De resterende artsgruppene som er representert her har ti eller færre rødlistearter i disse naturtypene. Dette gir ikke hele bildet av forekomst av arter i slik natur. Blant annet er alger en aktuell artsgruppe her, men for denne gruppen av organismer er det på grunn av kunnskapsmangel bare i begrenset grad gjort rødlistevurderinger. Også innenfor mange av de andre artsgruppene er det stor kunnskapsmangel om forekomster av arter i myr, kilde og flommark.

De viktigste påvirkningsfaktorene for rødlistearter i myr, kilde og flommark er behandlet nedenfor.

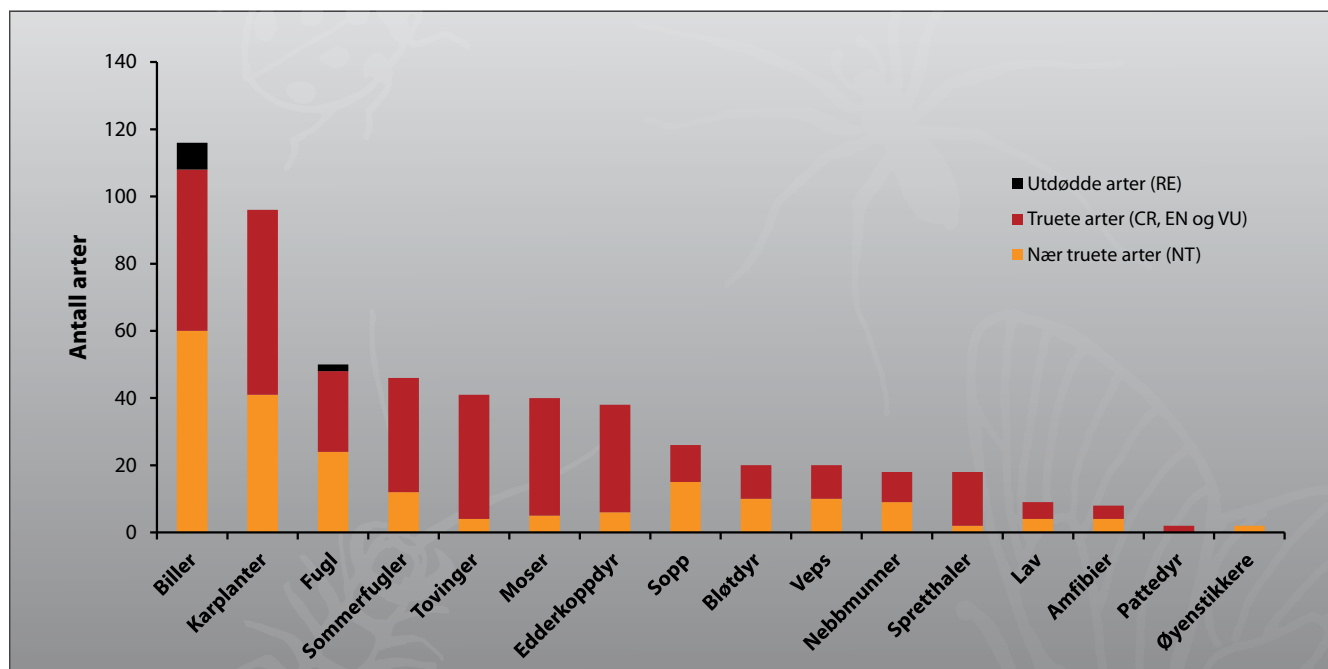
Arealendringer

Arealendringer er vurdert til å være en trussel mot hele 85 % av de truede og nær truede artene som har tilhold i myr, kilde og flommark. Dette henger sammen med at våtmarker og flommarker i lavlandet er sterkt utsatt

for nedbygging. Dessuten skjer det nå en gjengroing i mange områder på grunn av opphør av den tradisjonelle høstingen av planteproduksjonen i slike naturtyper.

Nøyaktige beregninger av myr- eller tørvmarksarealet i Norge finnes ikke, og fortsatt gir Landsskogtakseringens data fra 1919-33 den mest fullstendige kunnskapen om dette. På det tidspunkt ble tørvmarksarealet under skoggrensa beregnet til 21 000 km², ca. 12 % av tilsvarende landareal. I tillegg ble tørvmarksarealet i fjellet anslått til 9000 km².

Fra midten av 1700-tallet startet et større omfang av grøfting av myr for oppdyrking. Nye metoder og utstyr og dessuten behov for økt areal av dyrka mark for produksjon av grasvekster til dyrefor, førte til en mer intensiv bruk av myrene. Det ble etablert egne nasjonale og regionale selskaper for å fremme ”myrsaken”, og det ble gitt betydelige offentlige tilskudd til tørrlegging av myr. Den ledende talsmann for dette på midten av 1800-tallet var eventyrsamleren Hans Chr. Asbjørnsen. Han ga ut flere bøker om myr dyrking og torvdrift²⁹, og han argumenterte også for at ”alle myrer bør gjennomskjæres av en hovedveite, så frostfaren for kornet kan reduseres”. Grøfting av myr og forsumpet skogsmark for økning av skogproduksjonen kom for alvor i gang på slutten av 1800-tallet² og pågikk til fram mot 2000-tallet. I Norge ble det i perioden 1919-1996



Figur 3. Antall utdødde arter, truede arter og nær truede arter i myr, kilde og flommark fordelt på ulike artsgrupper (totalt 452 arter). Utdødde arter (RE) er arter som har dødd ut fra Norge etter år 1800, truede arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).

gitt tilskudd til oppdyrking av nesten 2000 km² myr, og mer enn 4000 km² myr ble grøftet for skogplanting⁴. For slike landbruksformål er rikmyrene best egnet, og utnyttningen de siste hundreåra har gått sterkt ut over rikmyrene i lavlandet. Slike rikmyrer er det nå små areal igjen av, og de inneholder mange rødlistearter.

Ved bruk av myr til torvstrø og brenntorv, som tok til i større omfang på 1800-tallet, er det nedbørsmyrene som er best egnet. Denne utnyttningen har gått ut over viktige myrtyper, som høymyr. Disse myrtypene har få rødlistearter, men en del sjeldne arter av mose, lav, sopp og insekter finnes i slike områder. Arealoppgavene tilsier at 300 km² myr er blitt brukt til brenntorv- og strøtorvproduksjon i årene 1919-1996. I tillegg kommer nedbygging til veier, idrettsanlegg, tomtegrunn, vannmagasiner med mer, men for denne bruk finnes ikke gode arealoppgaver. Det er imidlertid klart at det totalt er brukt godt over 7000 km² myr til landbruks- og utbyggingsformål, og det aller meste av det berører lavlandet.

Så lenge det har vært jordbruk i Norge, har myrer og flommarker vært høstet gjennom husdyrbeite og utmarksslått. Begge utnyttingsformene hadde stort omfang, og utmarka ble preget av aktivitetene. Innmarka ble brukt til dyrking av mat til folk, og utmarksslåtten skaffet vinterforet, og dermed også husdyrgjødsel til innmarka. I jordbrukstellingen i 1907 ble arealet av utmarksslått oppgitt til 2700 km², godt under 1 % av det totale arealet av utmark. Dette er helt klart alt for lavt i forhold til det reelle arealet som ble brukt for hundre år siden. Nærmere kartlegging i Rindal kommune i Møre og Romsdal viser at ca. 7 % av utmarksarealet ble brukt

til slått³⁰. I tillegg ble utmarksarealene med myr og flommark brukt til husdyrbeite, bl.a. gjennom seterbruket. For slått og beite var det rikmyrene og de gras- og urtedominerte flommarkene som ga mest produksjon, det beste fôret og størst beiteverdi. Derfor var disse naturtypene de siste som ble brukt til utmarksslått, og i mange områder pågikk myrslåtten til etter 1950, bl.a. i Rindal og på Sølendet naturreservat i Røros³¹. Høstingen av myrenes og flommarkenes produksjon, som hadde pågått i hundrevis av år, og som plutselig ble avsluttet, førte til gjengroing og andre endringer i de artsrike, kulturpregete naturtypene. Disse prosessene pågår med full tyngde i våre dager, og dette medfører tilbakegang for en rekke arter som krever åpen vegetasjon, bl.a. mange orkidéer som f.eks. svartkurle (*Nigritella nigra*) (EN)³².

Også kildetyperne har, på samme måte som myrene, vært utsatt for omfattende påvirkning gjennom grøfting, nedbygging og lignende.

Det totale arealet av flommark er ukjent, og det samme gjelder hvor store flommarksarealer som er ødelagt eller påvirket av menneskelig aktivitet. Vannkraftutbyggingen har berørt svært mange norske vassdrag. Mange karplanter er knyttet til flommark, og mange rødlistearter er blitt sjeldnere som følge av kraftutbygging, f.eks. sibirstjerne (*Eurybia sibirica*) (CR) og aursundløvetann (*Taraxacum crocodes*) (EN) som før reguleringen vokste på strendene av Aursunden i Røros³³. Utbyggingen av Alta/Kautokeinovassdraget berørte mange sjeldne og sårbare arter, på flommark f.eks. småjonsokblom (*Silene involucrata*) (CR) og kveinhavre (*Trisetum subalpestre*) (EN)³⁴. Et annet eksempel er Innerdalen i Orkla,



I løpet av den siste 50-års perioden har grøfting av myr for planting av gran hatt stort omfang i Norge. Bildet viser en grøftet myr i Namsskogan. Foto: Asbjørn Moen.

der store arealer med rikmyr og rike flommarker ble neddemt, og 11 rødlistearter av karplanter ble berørt³⁵. Neddemningen av Nedalen i Sylene i slutten av 1960-åra var et stort inngrep i et godt dokumentert, fredet våtmarkslandskap³⁶, med tap av bl.a. levesteder for våtmarksfugl, som rødlistearten fjellmyrløper (*Limicola falcinellus*) (NT^o)³⁷.

I vassdragene nedenfor vannmagasiner og andre anlegg blir vannføringen endret, noe som gir endringer i flommarkene og ikke minst i fossesprutsonen. En viktig faktor som påvirker flommarksskogene er forbygging/steinsetting langs vassdrag for å hindre flom. Dagens økende aktivitet med utbygging av små kraftverksanlegg medfører inngrep i sårbar natur, med fare for tap av biologisk mangfold. Ikke minst gjelder dette mose- og lavararter. En undersøkelse av en rekke elvestrekninger i små elver i Trøndelag som er planlagt utbygd, viser at henholdsvis 13 og seks rødlistearter av lav og mose kan påvirkes negativt²⁶⁻²⁸. Undersøkelser etter 20 års regulering i Aurland, Sogn og Fjordane har vist at store endringer i vannføring resulterte i dramatiske endringer i fossesprutsonens plantedekke³⁸. Generelt er det imidlertid lite kunnskap om utbredelsen til mose- og lavararter, og andre plante- og dyregrupper i fossesprutsoner.

Flommark langs de større elvene der breddene består av sand og siltsubstrat er svært viktige levesteder for en rekke rødlistete invertebrater som stor elvebreddedderkopp (*Arctosa cinerea*) (EN) og elvesandjeger (*Cicindela maritima*) (EN). Disse naturtypene har foruten gjennom kraftutbygging og reguleringer, vært utsatt for omfattende påvirkning de siste 100 år gjennom elforbygninger, oppdyrking og senkning av vannstanden²⁴ (se kapitlet om sandområder²⁵). Tråkkslitasjen har lokalt også vært omfattende. Mange av disse påvirkningene er enten direkte habitatødeleggende, eller de virker reduserende på flomstørrelse og flomfrekvens, noe som sannsynligvis er årsaken til at den opprinnelige elvebreddfaunaen av insekter i dag tilhører et av de mest truede elementene i norsk natur.

En god del av de mest verdifulle av gjenværende arealer for myr, kilde og flommark er vernet etter naturvernloven. Gjennom verneplan for myr og våtmark er mer enn 600 naturreservater opprettet. En lang rekke fagrapporter dokumenterer verneverdiene (se bl.a.³⁹⁻⁴²). For flommarkene er verneplan for vassdrag svært viktig, og i denne verneplanen er 287 vassdragsområder vernet. I Norge er det nå opprettet 37 såkalte Ramsar-områder, dvs. internasjonalt viktige våtmarksområder (inkluderer vannarealer ned til 6 m dyp). For mer informasjon, se Direktoratet for naturforvaltning (www.dirnat.no/kart/naturbase).

Forurensning

Forurensning er oppgitt å være den nest viktigste påvirkningsfaktor på rødlistearter i myr, kilde og flommark (34 arter, 8 %). Dette omfatter særlig biller, tovinger og karplanter.

Tilgangen på nitrogen (N) er begrensende for produksjonen av mange av artene i våtmark og flommark, og økt tilgang, blant annet via luftforurensning, fører til økt produksjon. Dette gir økt gjengroing, noe som kan ha negative effekter på konkurransesvake arter, og slike arter er godt representert i rødlistene for de aktuelle naturtypene. Når det gjelder lufttilførsel av N, er det særlig Sør-Norge som er sterkest påvirket, og for betydelige deler av områdene her ligger N-tilførsel over det som er tålegrensa for følsomme naturtyper, som f.eks. nedbørsmyr^{43,44}.

Avsetningene av svovel har avtatt betydelig i Norge de siste tiåra. For deler av Sørvestlandet og i områder med lokale forurensningskilder kan det imidlertid fortsatt være negative virkninger forårsaket av forurensning av våtmark og flommark på grunn av slik forurensning.

Klimaendringer

Klimaendringer er oppgitt som trusselfaktor for 36 (8 %) av de truede og nær truede artene i myr, kilde og flommark. Dette gjelder særlig for karplanter. Dette skyldes økende muligheter for perioder med uttørring og muligheter for gjengroing av myrområder. Klimaet er viktig for myrdannelsen. Mye nedbør fremmer økt markfuktighet og dermed økt mulighet for myrdannelse om tørkeperiodene i vekstsesongen ikke er for lange. Økt nedbør kan derfor være positivt for myrdannelse og torvvekst. Men konsekvensene av et varmere og fuktigere klima er komplekse. I fjellet vil dette kunne føre til økt myrdannelse ved at myrene ”kryper” oppover i dagens mellomalpine sone. Lenger nede vil økt temperatur kunne medføre høyere produksjon som generelt er positivt for torvakkumulering, men høyere temperatur gir også lavere grunnvannsnivå, og dette kan gi større nedbrytning av plantematerialet, og derved reduksjon i torvdybden. Varmere klima vil også føre til gjenvækst av myrareal med busker og trær som følge av senket grunnvannsnivå.

Palsmyrene finnes bare i nordlige og høyereliggende områder (nordboreal, lavalpin og arktiske vegetasjonssoner) med et tørt klima. Hovedutbredelsen i Norge er i indre Finnmark, men lave palser finnes også på Dovre og i noen få andre fjellområder i Sør-Norge. Et varmere klima vil vanligvis måtte føre til smelting av iskjernen,

og nedbygging av palsene⁴⁵. I mange områder, og spesielt i fjellene i Sør-Norge er palsmyrene sterkt utsatt, og de overvåkes⁴⁶.

På de fleste myrene, og i noen typer av kilde, er det i våre dager en større planteproduksjon enn det som brytes ned, og dette fører til torvakkumulering. Disse våtmarkene er de eneste av landjordas økosystemer som over lang tid lagrer karbon. Intakte myrøkosystem bidrar derfor til å redusere utslipp av klimagassen CO₂, mens grøfting fører til utslipp av lagret CO₂, på samme måten som brenning av kull og olje. Endringer i klimaet vil få konsekvenser for torvakkumuleringen.

Beskatning

Beskatning er angitt som mulig trusselfaktor for fem arter. De fleste av disse er karplanter, og særlig orkideer som beskattes av samlere.

Fremmede arter

Fremmede arter er angitt som trussel for svært få av de truede og nær truede artene, men gjelder for noen av amfibiene. Dette er knyttet til flytting av fisk til smådammer i myr og på flommark, samt forekomsten av mink (*Neovison vison*).

Det er få fremmede plantearter som kan komme inn på de spesielle miljøene som åpen myrflate representerer. Men i myrkant og flommark inngår flere arter, og noen av disse fortrenger stedege arter. Av karplanter gjelder dette en rekke arter som gjerne overtar på næringsrik grunn på flommark: platanlønn (*Acer pseudoplatanus*), vanlig amerikamjølke (*Epilobium ciliatum* ssp. *ciliatum*), kjempbjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*), tromsøpalme (*H. persicum*), kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*) og legepestrot (*Petasites hybridus*)⁴⁷. I tillegg ser etablering av hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) langs elvebredder ut til å være et tiltagende problem ved at den skygger ut rødlistete arter som utelukkende lever på de åpne løsmasseflatene i flomsonen.

Referanser

- Joosten, H. og Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands. International Mire Conservation Group and International Peat Society. Devon, UK.
- Løddesøl, A. 1948. Myrene i næringslivets tjeneste. Oslo.
- Vorren, K. D. 1970. Nedbørsmyrene og deres verneverdi. Ottar 66: 7-25.
- Johansen, A. 1997. Myrrealer og torvressurser i Norge. Jordforsk rapport 1997-1: 1-37.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens

- kartverk, Hønefoss.
- 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inn-delning og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Rydin, H. og Jeglum, J. 2006. The biology of Peatlands. Oxford University Press, UK.
- Flatberg, K. I. 2002. The Norwegian Sphagna: a field colour guide. Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie. 2002-1: 1-44.
- Hill, M. O., Bell, N., Bruggeman-Nannenga, M. A., Brugges, M., Cano, M. J., Enroth, J., Flatberg, K. I., Frahm, J.-P., Gallego, M. T., Garilleti, R., Guerra, J., Hedenäs, D., Holyoak, D. T., Hyvönen, J., Ignatov, M. S., Lara, F., Mazimpaka, V., Munoz, J. og Söderström, L. 2006. An annotated checklist of mosses of Europe and Macaronesia. Journal of Bryology 28: 198-267.
- Krogerus, R. 1960. Ökologische Studien über nordische Moorarthropoden. Societas Scientiarum Fennica Commentationes Biologicae 21: 1-238.
- Palm, T. 1963. Skalbaggar. Coleoptera Kortvingar: Fam. Staphylinidae Underfam. Paederinae, Staphylininae. Svensk Insektafauna 49-3.
- Sästad, S. og Moen, A. 1995. Classification of mire localities and mire species in central Norway by vegetational regions, Ellenberg species indicator values and climatic data. Gunneria 70: 177-198.
- Frisvoll, A. A. 1996. Habitatoversikt for norske mosar, med kategoriar og trugsmål for trua artar. NINA oppdragsmelding 441.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter; en plantesosiologisk monografi. Bergens Museum Skrifter 22.
- Dahl, E. 1957. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. Skrifter Norske Videnskabers Akademi i Oslo. Matematisk Naturvitenskapers Klasse 1956-3.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølandet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. Gunneria 63.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12.
- Odland, A., Aarrestad, P. A. og Kvamme, M. 1989. Botaniske undersøkelser i forbindelse med vassdragsregulering i Jostedal, Sogn og Fjordane. Botanisk Institutt, Universitetet i Bergen rapport 47.
- Klokk, T. 1980. River bank vegetation along lower parts of the river Gaula, Orkla and Stjørdalselva, Central Norway. Kongelig Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1980-4.
- Fremstad, E. 1981. Flommarksvegetasjon ved Orkla, Sør-Trøndelag. Gunneria 38: 1-80.
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) 2001. Truede vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie. 2001-4.
- Lid, J. 1954. *Carex bicolor* in Southern Norway. Nytt Magazin for Botanikk 3: 147-158.
- Andersen, J. og Hanssen, O. 1994. Invertebratfaunaen på elvebredder et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. NINA oppdragsmelding 326.

25. Ødegaard, F., Brandrud, T. E. og Pedersen, O. 2010. Sandområder - Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter, I: Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. og Viken, Å. (red.) 2010. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim.
26. Hassel, K. og Holien, H. 2006. Biologisk kartlegging av fosse-sprutsoner i kommunene Leksvik, Verdal og Verran i Nord-Trøndelag. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie 2006-1.
27. Hassel, K. og Holien, H. 2007. Biologisk kartlegging av fosse-sprutsoner i kommunene Høylandet, Stjørdal og Verdalen i Nord-Trøndelag. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie 2007-2.
28. Hassel, K. og Holien, H. 2008. Biologisk kartlegging av fosse-sprutsoner i kommunene Namsos, Namdalseid og Steinkjer i Nord-Trøndelag. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie 2008-4.
29. Asbjørnsen, P. C. 1868. Torv og torvdrift. Christiania.
30. Moen, A. 1989. Utmarks slått - grunnlaget for det gamle jordbruket. Spor - Fortidsnytt fra Midt-Norge 4-1: 36-42.
31. Øien, D.-I. og Moen, A. 2006. Slått og beite i utmark-effekter på plantelivet. Erfaringer fra 30 år med skjøtsel og forskning i Sølandet naturreservat, Røros. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk serie 2006-5.
32. Moen, A. og Øien, D.-I. 2003. Ecology and survival of *Nigritella nigra*, a threatened orchid species in Scandinavia. Nordic Journal of Botany 22-4: 435-461.
33. Elven, R. 1979. Botaniske verneverdier i Røros, Sør-Trøndelag. Kongelig Norske Videnskabers Selskab Museums rapport Botanisk serie 1979-6.
34. Elvebakk, A. og Mølster, L. 1982. Botaniske undersøkelser i reguleringsområdet ved Alta/Kautokeino-vassdraget sommeren 1982. Polarflokken 6-2: 90-114.
35. Moen, A. 1976. Botaniske undersøkelser på Kvikne i Hedmark, med vegetasjonskart over Innerdalen. Kongelig Norske Videnskabers Selskab Museums rapport Botanisk serie. 1976-2.
36. Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation und Flora des Sylenegebietes. I. Die Vegetation. Skrifter Norske Skrifter Norske Videnskabers Akademi i Oslo. Matematisk Naturvitenskapers Klasse 1927-1.
37. Moksnes, A. 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in central Norway. Norwegian Journal of Zoology 2: 113-138.
38. Odland, A. 1994. Characteristics of the Aurland flora and consequences of the regulation. Norsk geografisk tidsskrift 48: 29-37.
39. Moen, A. og Wischmann, F. 1972. Verneverdige myrer i Oslo, Asker og Bærum. Rapport i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Kongelig Norske Videnskabers Selskab Museum Miscnea 7: 1-69.
40. Vorren, K.-D. 1979. Myrinventeringer i Nordland, Troms og Finnmark, sommeren 1976, i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Tromsura Naturvitenskapelig Serie 3: 1-118.
41. Moen, A. og Pedersen, A. 1981. Myrundersøkelser i Agder-fylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Kongelig Norske Videnskabers Selskab Museums rapport Botanisk serie 1981-7.
42. Moen, A. 1983. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Kongelig Norske Videnskabers Selskab Museums rapport Botanisk serie 1983-4: 1-138.
43. Bruteig, I. og Aarrestad, P. A. 2004. Utvikling av nye naturtålegrensekart for naturtyper - et forprosjekt. NINA minirapport 50.
44. Larssen, T., Lund, E. og Høgåsen, T. 2008. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2002-2006. NIVA rapport 5697.
45. Sollid, J. L. og Sørbel, L. 1998. Palsa bogs as a climatic indicator - examples from Dovrefjell, Southern Norway. Ambio 27: 287-291.
46. Hofgaard, A. 2003. Effect of climate change on the distribution and development of palsapeatlands: background and suggestions for a national monitoring project. NINA project report 21: 1-32.
47. Gederaas, L., Salvesen, I. og Viken, Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007. Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken, Trondheim.
48. Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. Acta Phytogeographica Suecica. 21: 1-299.
49. Økland, R. H. 1989. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to SE Fennoscandian mires. Opera botanica 97: 1-122.
50. Økland, R. H. 1990. Regional variation in SE Fennoscandian mire vegetation. Nordic Journal of Botany 10: 285-310.
51. Næss, T. 1969. Østlandets myrområder - utbredelse og morfologi. Den norske komite for Den internasjonale hydrologiske dekad rapport 1: 75-87, 1 kart.

Skog

Utarbeidet av Ivar Gjerde¹, Tor Erik Brandrud², Mikael Ohlson³ og Frode Ødegaard²

¹Norsk institutt for skog og landskap, ²Norsk institutt for naturforskning, ³Universitetet for miljø og biovitenskap

Skog er den naturtypen i Norge med flest arter oppført i Rødlista. En stor del av Norge består da også av skog, det er bare fjellområdene som dekker større arealer. Skog kan deles i flere naturtyper, og miljøforhold og påvirkningsfaktorer varierer i betydelig grad. I denne artikkelen beskrives viktige årsaker til variasjon i artsmangfoldet i skog, og det gis en oversikt over påvirkningsfaktorer på rødlistearter.

Skogen dekker ca. 38 % av fastlandsdelen av Norge¹ og utgjør ca. 124 000 km². Åtti prosent av skogen ligger under barskoggrensen, den resterende delen består av fjellbjørkeskog (subalpin bjørkeskog) og bjørkeskog i de nordligste deler av landet (subarktisk bjørkeskog)^{1,2}. Skog er definert som arealer med mer enn seks trær som kan bli over 5 meter høye per dekar². Trær som finnes spredt i fjellhei, i jordbrukslandskap (se egen artikkel), i parker og bebyggelse faller ikke innenfor definisjonen av skog. Skoggrensen mot fjellet varierer i ulike deler av landet, fra havnivå i Finnmark til 1200 meter over havet i innlandsstrøk i Sør-Norge³. Dette skyldes forskjeller i klima mellom landsdeler, og at det trengs en viss mengde sommervarme for at trærne skal produsere spiredyktige frø. Ofte vil den faktiske skoggrensen ligge lavere enn temperaturforholdene skulle tilsi, fordi andre faktorer som vind, is og snø og beiting hindrer forekomst av skog⁴. Skoglandskapene i Norge er mindre oppstykket av jordbruk og bebyggelse enn i mange andre europeiske land, fordi det hos oss er begrensede arealer som egner seg for oppdyrking. På den annen side finnes det mye fjell og bratt terreng i Norge som begrenser skogens utbredelse. Større sammenhengende skogsområder finnes særlig på Østlandet, Sørlandet og i



Rød skogfrue (*Cephalanthera rubra*) vokser i tørr og kalkrik skog. Arten står oppført som sterkt truet (EN) i Rødlista 2010. Foto Arne Jakobsen.

Midt-Norge.

En flytur over skogstrøkene i Norge viser raskt hvilke menneskelige påvirkninger som er mest synlige i dag. Skogen fremtrer som et lappeteppes av skogbestander med ulik alder, tetthet og treslag. Et nettverk av skogsveier kan også skimtes. Det er bestandsskogbruket med hogst, transport og planting som i stor grad utformer dagens skoglandskap. I tillegg vil vi noen steder i høyereliggende strøk kunne se arealer med høy tetthet av hytter og alpinløyper, mens sporene fra tidligere seterdrift i overgangen mellom skog og fjell mange



Døde trær er livsmiljø for mange rødlistearter, særlig innen gruppene sopp og insekter. Fra Oppkuven i Ringerike kommune. Foto: Ken Olaf Storaunet.

steder er i ferd med å viskes ut. I lavlandet omkring byer og tettsteder har skogen noen steder måttet vike for ny bebyggelse og industri. Men samlet sett er ikke skogen på vikende front i Norge. Ny skog som er resultatet av gjengroing i kulturlandskap og i seterregionen utgjør minst like stort areal som det som går tapt ved utbygging. I de siste tiårene har det totale skogarealet endret seg lite, mens volumet av trær per arealenhet skog har økt betydelig². Skogen utsettes også for andre påvirkninger, som for eksempel klimaendringer og forurensning. Disse er mindre synlige, men kan ha stor betydning på lengre sikt.

Skog og biologisk mangfold

Vi regner med at ca. 60 % av Norges ca. 31 000 kjente fastlandsarter (mikroorganismer unntatt) er knyttet til skog⁵. Hvert år registreres det imidlertid nye arter for Norge med tilknytning til skog, særlig innen de artsrike gruppene insekter og sopp. I en undersøkelse av insek-

ter og edderkoppdyr i trekronene av 24 furutrær ble det funnet 102 nye arter for Norge (de fleste insekter), og 9 av artene var helt nye for vitenskapen⁶. En fersk studie viser at det finnes et hundretalls arter av sopp som lever skjult i bladene til vanlige norske skogmoser, og også i denne undersøkelsen ble det funnet nye arter for vitenskapen⁷. Tar vi med mikroorganismer øker mangfoldet betydelig, men vår kunnskap om disse er svært mangelfull. Vi er derfor langt fra en fullstendig oversikt over hvilke arter som finnes i norske skogsområder. Når det gjelder artsgrupper som er vurdert for Norsk rødliste for arter 2010, er imidlertid kunnskapen om hvilke arter som finnes i Norge relativt god.

Sett i forhold til arealandelen av skog i Norge (38 %) kan andelen skogsarter (60 %) synes å være høy, men her må det tas med i betraktningen at mange av artene som finnes i skog også finnes i andre naturtyper. Når det er sagt, så er det likevel trolig at skogen med sin utpregete tredimensjonale oppbygning, med stor variasjonsrikdom i strukturer, levesteder og miljø, gir rom for flere arter enn åpne naturtyper uten trær. Trekroner, stammer og grener har sine særegne artssamfunn, og skifter karakter etter hvert som trærne blir eldre. Når trærne dør, skapes nye livsmiljøer, og et stort antall arter deltar i nedbrytningen av stående og liggende trær.

De mest artsrike artsgruppene i skog er leddyr (særlig insekter og edderkoppdyr), sopp, lav og moser, mens velkjente grupper som fugl, pattedyr og andre virveldyr samlet utgjør mindre enn 1 % av alle artene i skog⁵. Leddyrene er en stor og mangfoldig gruppe som er godt representert i skog. Både skogbunnen, vegetasjonen og død ved har rike samfunn av leddyr. Skogbunnen preges av løpebiller, kortvinger, spretthaler og edderkopper, mens vegetasjonen karakteriseres av et rikt utvalg av planteetende og svermende insekter. Blant de vedlevende insektene er det særlig billene som dominerer, men her finnes også mange representanter for både tovinger, veps og sommerfugler. Spretthalen *Hymenaphorura polonica* har cellulosespaltende enzymer og er også en aktiv nedbryter av døde trær.

Et stort antall arter sopp gjør næringen i dødt plantevæv tilgjengelig for andre arter ved å bryte ned cellulose og lignin. Det er enorme mengder sopp i skog, men det aller meste ligger skjult som et nettverk av hyfer under bakken og inne i ved og andre plantedeler. Det er gjerne først når det dannes fruktlegemer, som for eksempel hatsopp på bakken og kjuker på død ved, at vi legger merke til dem. Mange av soppene er også så små at de er vanskelige å få øye på. Eksempler på livsformer av

sopp som har stor betydning i skog er kjuker som bryter ned døde trær, mykorrhizasopp som lever i symbiose med tre- og planterøtter, og sopp som er parasitter på levende plantevev.

Norske skoger har også et stort mangfold av lav og moser takket være den kystnære beliggenheten med rikelig nedbør. Disse artsgruppene mangler rotsystem, og er avhengig av overflatevann for næringsopptak og vekst. Moser og lav dominerer på jordløse overflater som trestammer (inkludert døde trær på bakken), stein, berg og sva. På slike steder slipper de å konkurrere med karplantene om plassen. Moser og lav er ofte tidlig ute med å kolonisere nylig blottlagt jord. Moser er vanlig i skogbunnen, men det er et relativt lite antall arter som dominerer her. Noen lav kan overleve i tørr tilstand i lang tid, og finnes ofte rikelig i tørr og fattig skog. De fleste lav og moser er imidlertid avhengig av mer jevn tilgang på fuktighet, og finnes bare i skog som tilbyr slike forhold.

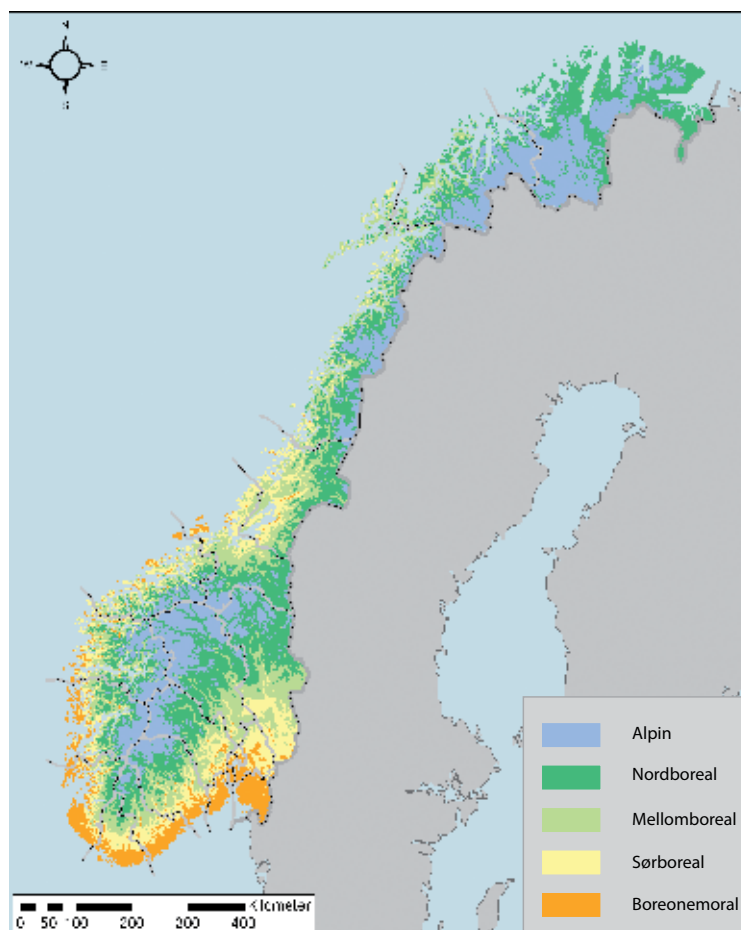
Antall arter i skog i de ulike artsgruppene som er knyttet til skog avspeiler langt på vei hvor mange

arter det finnes totalt i Norge for de samme gruppene, men for to av gruppene er det relativt store avvik. Av karplantene er det bare ca. 25 % av artene som regnes som skogsarter, noe som tyder på at denne artsgruppen har sitt største mangfold i mer lysåpne naturtyper. Den andre gruppen er sopp: Ca. 80 % av soppartene finnes i skog. Den høye andelen sopparter i skog har trolig sammenheng med de store mengdene av biomasse som finnes her, og som gir livsvilkår for et mangfold av sopp.

Viktige miljøfaktorer i skog

Skogens artsammensetning varierer med klima og jordbunnsforhold. De bioklimatiske sonene gir et bilde av regional klimavariasjon med stor betydning for artssammensetning³ (Figur 1). Langs kysten i Sør-Norge, og på lokaliteter med gunstig lokalklima i dalførene finner vi den boreonemorale sonen med høyt innslag av varmekjære edelløvtrær som ask (*Fraxinus excelsior*) (NT), alm (*Ulmus glabra*) (NT), lind (*Tilia cordata*) og hassel (*Corylus avellana*). De tre boreale sonene, sørboreal, mellomboreal og nordboreal sone, omfatter det meste av de skogdekte

Figur 1. Vegetasjonssoner i Norge. Vegetasjonssonene reflekterer klimatiske forhold. Skog finnes i alle sonene med unntak av alpin sone. Kilde: Vegard Bakkestuen, Naturhistorisk museum, Oslo. Se også Bakkestuen m.fl.⁵³



områdene i Norge. I de boreale sonene dominerer gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*), mens de viktigste løvtrærne er bjørk (*Betula pubescens*), osp (*Populus tremula*), rogn (*Sorbus aucuparia*) og selje (*Salix caprea*). Den nord-boreale sonen omfatter også den fjellnære bjørkeskogen. Det største antallet rødlistearter i skog finner man i sørøstlige deler av Norge, og da særlig for artsgruppene biller, sommerfugler, karplanter og sopp^{8,9}. Se Boks 1 for flere detaljer om rødlistearter i skog i forskjellige deler av Norge.

Tilgangen på mineralnæring og fuktighet representerer grunnleggende miljøvariasjon i skoglandskapet, og er i stor grad bestemmende for hvilke arter som kan leve på ulike arealer^{11,12}. Forskjeller i næringstilgang og fuktighet gir synlige forskjeller i treslagssammensetning og vegetasjon i skogbunnen. Dette gir i neste omgang variasjon i en lang rekke arter som er knyttet til bestemte planter og trær.

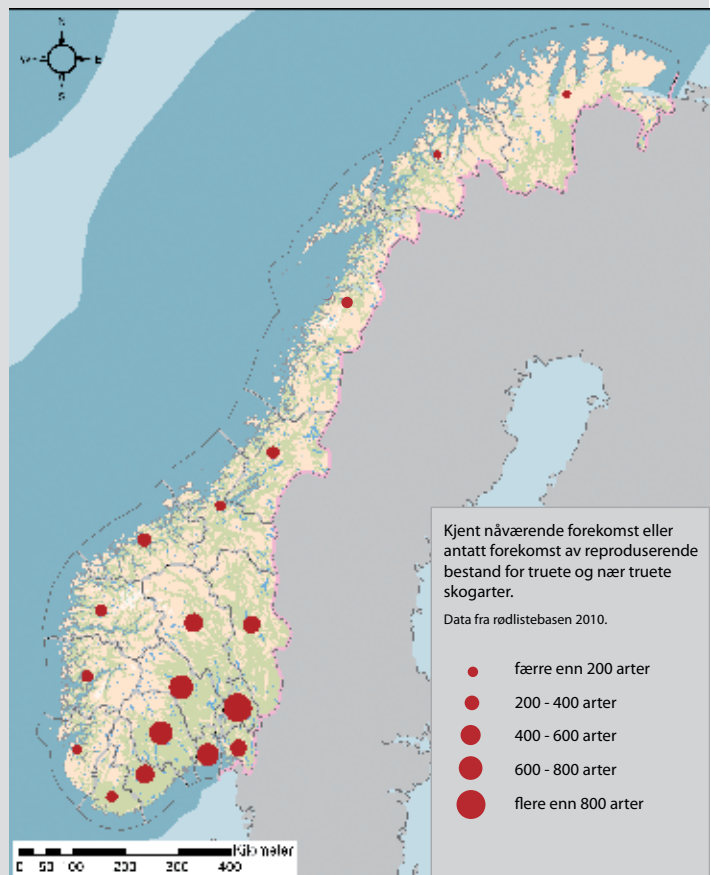
Et fellestrekk for mange artsgrupper i norsk skog er

at mangfoldet av arter øker med økende kalkinnhold i jorden¹³. Sur og kalkfattig skog gir dårlig næringstilgang og få arter, mens kalkrik skog har god næringstilgang og mange arter. For insekter gir kombinasjonen av god næringstilgang og tørre, varme lokaliteter en særlig høy artsrikhet¹⁴. Noen artsgrupper bryter med dette mønsteret, og edderkopper og spretthaler synes å ha størst mangfold i relativt næringsfattig skog¹², mens mangfoldet av mykorrhizasopp synes å nå en topp på kalkrik mark med middels til lav tilgang på nitrogen⁸.

Det er imidlertid forekomsten av egnede livsmiljøer som til syvende og sist bestemmer artsmangfoldet og artssammensetningen. En skog med ellers gunstige miljøforhold vil for eksempel ha et begrenset mangfold av arter hvis døde trær mangler, fordi en stor del av artene i skog nettopp lever av å bryte ned død ved. Rødlistearter i skog er i enda større grad enn andre skogsarter knyttet til bestemte livsmiljøer som døde trær, hule løvtrær, gamle trær, brente trær og kalkrik

Boks 1. Regional fordeling av rødlistearter

Fylkesvis forekomst av truede og nær truede skogarter slik de er angitt i forbindelse med grunnlagsarbeidet for Rødlista 2010¹⁶. Dette viser tydelig av det finnes flest slike arter i de sørøstligste delene av Norge. I 2002 ble det med utgangspunkt i Rødlista fra 1998 laget en regioninndeling basert på funn av rødlistearter i skog. Denne hadde som mål å skille ut et fåtall regioner som hver hadde sin karakteristiske sammensetning av rødlistearter¹⁰. Når det gjelder artsrikhet skilte en region i kystnære områder i Sørøst-Norge, karakterisert av høye sommertemperaturer³, seg ut med et mye høyere antall rødlistearter enn de andre regionene. Disse sommervarme og varierte skogområdene har funn av en lang rekke sørlig utbredte arter som ikke er funnet i andre deler av landet, noe som også gir et høyt antall rødlistearter. Artsgruppene biller, sommerfugler, karplanter og sopp var særlig godt representert i denne regionen^{8,9}. To andre karakteristiske regioner var ytre Vestlandet og kystgranskog i Midt-Norge. Dette er områder med mange nedbørsdager (begge regioner) og milde vintre (Vestlandet)³. Her er ikke antallet rødlistearter så høyt, men disse områdene er karakterisert med særlig mange rødlistete moser og lav^{8,9}.



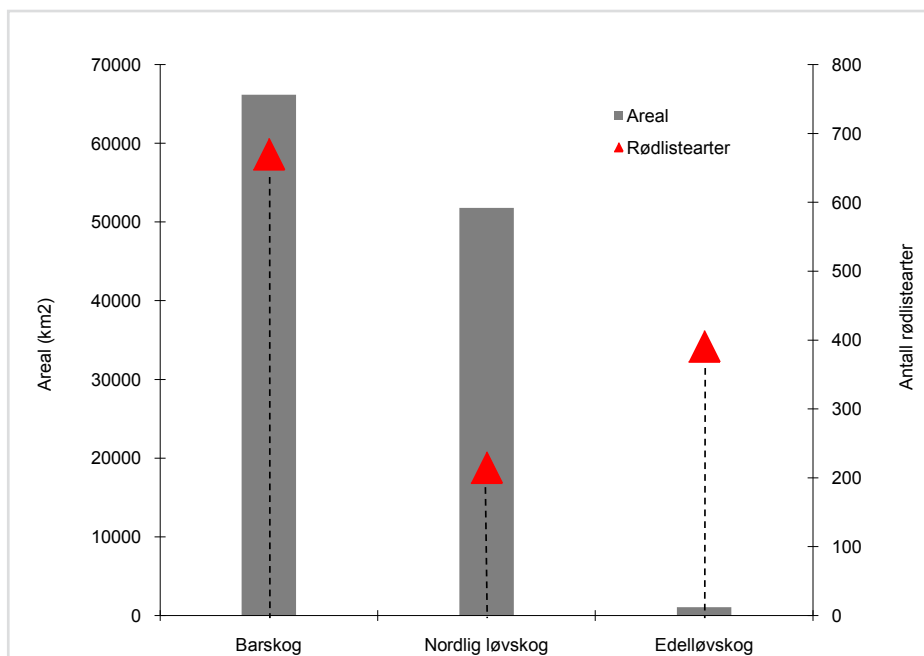


Edelløvsog er viktig habitat for mange rødlistearter. Foto: Fride Høistad.

mark^{15,16}. Noen av disse livsmiljøene vil være sterkt konsentrert til bestemte skogtyper, mens andre forekommer spredt over store arealer. Som et resultat av dette finnes rødlisteartene i varierende tetthet i ulike skogtyper, men samlet sett har de en vid utbredelse i skoglandskapene¹⁷. En grovsortering av artene med hensyn til forekomst i barskog, edelløvsog og nordlig løvsog (skog der løvtreslag som bjørk, osp, rogn og selje dominerer) viser at antall rødlistearter er høyest i barskog⁹. Når vi sammenligner med arealet av de to skogtypene² blir det imidlertid åpenbart at edelløvsog, som bare utgjør

omtrent én prosent av skogen, har den klart høyeste konsentrasjonen av rødlistearter (Figur 2). Mer enn halvparten av mykorrhizasoppene på Rødlista har for eksempel edelløvsog som sitt hovedhabitat¹⁸.

Som vi har sett er naturgitte miljøforhold bestemmende for hvor ulike arter kan leve. I tillegg påvirker menneskelig aktivitet i stor grad forekomsten av levesteder for artene i skog, og dette gjelder både nåværende aktivitet og tidligere aktivitet. Dette blir nærmere behandlet i avsnittene som følger.



Figur 2. Antall rødlistearter er høyest i barskog, men sett i forhold til arealet er det edelløvsog som er klart viktigst for rødlistearter i skog. Basert på data registrert i forbindelse med arbeidet med Norsk rødliste 2006.



Parti fra urskog med trær i ulik alder og tilstand. Oppkuven skogreservat i Ringerike. Foto: Ken Olaf Storaunet.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Om lag 1840 av de truede og nær truede artene på Rødlista (50 %) er knyttet til skog (dvs. er vurdert å ha minst 20 % av sine forekomster i skog)¹⁶ (Figur 3). I forhold til areal er ikke antall truede og nær truede arter i skog spesielt høyt, men fordi omtrent halvparten av disse artene lever i skog vil utviklingen for våre skogarealer ha stor betydning for slike arter totalt sett. Det er ikke helt uproblematisk å sammenligne ulike artsgrupper, men det kan synes som andelen rødlistearter i skog er relativt stor for lav og sopp, mens den er relativt liten for fugl og moser^{5,16}.

Arealpåvirkninger

Påvirkning på artenes habitat er vurdert å være den klart viktigste påvirkningsfaktoren i skog¹⁶. Skogbruk i ulike former er oppført som en negativ faktor for ca. 85 % av de truede og nær truede artene som er knyttet til skog.

Skogen i Norge har vært utsatt for påvirkning fra mennesker i lange tider. Avskoging og utviklingen av

lyngheier på kysten av Vestlandet startet for 6000 år siden¹⁹. Tidlig påvirkning fra mennesker var først og fremst gjennom skogbranner²⁰, mens det var først på 1500-tallet at hogst av skog fikk et omfang som påvirket skoglandskapene i stor skala²¹. Økningen i avvirkningen av skog hadde bakgrunn i befolkningsøkning, ny teknologi (oppgangssagen) og utviklingen av skogbruket til en viktig eksportnæring. På 1600-tallet ble berg- og jernverksdriften utbygd, og disse næringene hadde et stort behov for brensel. Dette førte til et betydelig press på skogressursene, noen ganger med lokal avskoging som resultat. Den gang hogde en fortrinnsvis trær med de største dimensjonene (dimensjonshogst, bledningshogst), og opptegetninger viser at dimensjonene ble mindre og mindre utover siste halvdel av 1800-tallet. Så kom etableringen av treforedlingsbedrifter med nye behov for trevirke. På begynnelsen av 1900-tallet var skoglandskapene såpass uthogde at det vakte bekymring²². Skogene var glisne, trærne hadde små dimensjoner og foryngelsen var relativt dårlig. Med bakgrunn i dette ble Landsskogtakseringen etablert i 1919 for å overvåke skogressursene. Siden den gang har avvirkningen i norsk skog samlet sett vært lavere enn tilveksten²³.

Etter andre verdenskrig kom for alvor omleggingen til bestandsskogbruk, med flatehogst og planting. Grøfting av "vassjuk skogsmark" var i en periode omfattende, men er i dag i realiteten et avsluttet kapittel i norsk skogbrukshistorie. Grøftingen har særlig hatt negativ innvirkning på livsbetingelsene for rødlistearter knyttet til kalkrik sumpskog²⁴.

Gjennom gode vekstbetingelser og høy virkeproduksjon, bidro bestandsskogbruket til en formidabel oppbygging av tømmerressursene, og i dag er den samlede tilveksten på skogarealene mer enn dobbelt så høy som avvirkningen. Omtrent halvparten av den tidligere plukkhogde skogen er nå avvirket ved flatehogst og arealene plantet til eller naturlig foryngnet. Skogbestand i den resterende halvparten har fått utvikle seg i såpass lang tid (50-100 år) etter siste plukkhogst at de i stadig større grad får karakter av "naturskog", med trær i flere sjikt og forekomst av gamle trær og døde trær i ulike stadier av nedbrytning^{25,26}. Aldersfordelingen i dagens gammelskoger skiller seg likevel fra "urskog" (skog uten påvirkning av mennesker) ved å ha vesentlig flere trær i alderen 100-150 år, og vesentlig færre trær over 200 år²³. Videre vil mengden død ved være betydelig lavere i skog med mye hogstpåvirkning. Det finnes i dag omkring 10 m³ død ved i gjennomsnitt per hektar i produktiv skog i Norge², mens det rapporteres om 60-90 m³ død ved per

hektar i urskogslignende barskog i Norden²⁷.

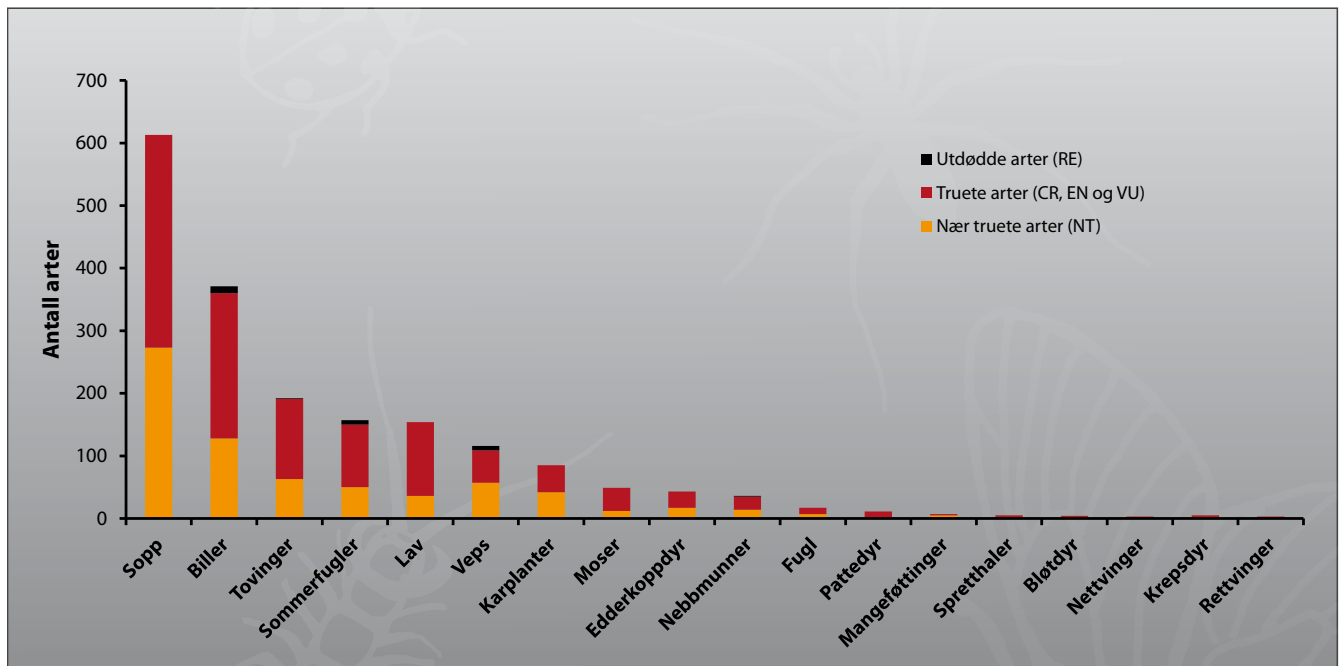
Når trær hogges og transporteres ut av skogen endres skogens struktur og sammensetning. Ved flatehogst er endringene spesielt store i og med at nesten alle trærne i hogstområdet fjernes, og fordi skogen som hogges gjerne etterfølges av et relativt ensartet og ensaldret plantefelt. Viktige effekter av hogst i områder med intensiv skogsdrift er at få trær får stå til de blir flere hundre år gamle, og at mengden død ved blir vesentlig redusert, spesielt død ved med grove dimensjoner. Et særtrekk ved skog er det store og spesialiserte mangfoldet av arter som lever av å bryte ned død ved. Dette gjelder særlig for artsgruppene insekter og sopp. Omkring en tredjedel av rødlisteartene i skog er knyttet til døde trær. Blant disse finnes svært spesialiserte arter, for eksempel de som lever på brannpåvirket død ved^{28,29}.

Et annet resultat av hogst og planting er at de lokale klimatiske forholdene endrer seg. Først skapes lysåpne, varme og tørre hogstflater, men disse avløses i løpet av noen år av mørke, kjølige og fuktigere plantefelt³⁰. Skogbruk påvirker også sammensetning av treslag, men innslaget av for eksempel løvtrær kan både øke og minke som følge av skogbruk³¹. Skogbruket representerer altså et påvirkningsregime som på den ene siden påvirker sammensetningen av skogen (reduksjon i gamle trær og død ved), og på den andre siden bidrar til å øke

kontrastene i miljøforhold (det blir både mer åpen skog og mer tett skog).

Aktivitetsnivået i skogbruket varierer mye mellom landsdeler. En undersøkelse av skogressursene viser at selv om avvirkningen på nasjonal skala er mye lavere enn tilveksten, så er avvirkningen i det sentrale Østlandsområdet omtrent like stor som tilveksten²³. Registreringer utført i perioden 2003-2007 bekrefter dette regionale mønsteret i hogstpåvirkning. Det sentrale Østlandsområdet har lave verdier for død ved og ligger relativt lavt mht. forekomst av gammel skog³². Gammel skog er vanligst i høyereliggende strøk i vestlige deler av Østlandet og i Midt-Norge³². Gammel løvskog avviker fra dette mønsteret ved å være mer vanlig på Sørlandet og Vestlandet.

Fragmentering av en arts leveområde skjer når tidligere sammenhengende områder brytes opp i stadig mindre, og mer isolerte fragmenter. I tillegg til at den totale mengden leveområder reduseres, vil andre effekter kunne gjøre seg gjeldende. Blir isolasjonen stor nok vil arten få problemer med å forflytte seg mellom fragmentene, slik at godt egnede livsmiljøer ikke blir tatt i bruk^{33,34}. Videre vil små fragmenter i større grad enn sammenhengende arealer være utsatt for ulike kanteffekter, for eksempel tørkeeffekter eller påvirkning av andre arter utenfra.



Figur 3: Antall utdødde, truete og nær truete arter i skog, fordelt etter ulike artsgrupper (totalt 1865 arter). Utdødde arter (RE) er arter som er antatt dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).



Hogstområde i barblandingskog.

Foto: John Atle Kålås.

Skogbruk har åpenbart lokale negative effekter på mange rødlistearter, og i de senere årene er det satt inn tiltak i skogbruket for å redusere disse effektene ved å unngå eller tilpasse hogst på arealer som er særlig viktige for rødlistearter³⁵. Når effektene av skogbruk skal vurderes er det viktig å se skogarealene i sammenheng. Selv om en art blir slått ut lokalt som følge av hogst av skogbestand, trenger ikke arten nødvendigvis å ha en negativ utvikling i Norge totalt sett. Skogsmiljøene våre er dynamiske, og dagens gammelskoger har en gang vært ungskog etter hogst, stormfelling eller brann. For utviklingen av populasjonene som lever der er det den totale mengden egnete og tilgjengelige livsmiljøer i skoglandskapene som er avgjørende³⁶. Når skog hogges og ny skog utvikles over tid, vil det sentrale spørsmålet være hvor egnet og tilgjengelig den nye skogen er for artene. Først når livsmiljøer går tapt raskere enn nye oppstår, skjer det en fragmentering av livsmiljøer.

Statistikk fra Landsskogtakseringen viser økende volum av trær i alle dimensjoner og aldersklasser for hovedskogtypene granskog, furuskog og løvskog. Målinger de seneste årene viser også at mengden død ved øker i norsk skog². Selv om mengden gamle trær og død ved fremdeles er lav sammenlignet med urørt skog, så legger økningen i død ved grunnlaget for en positiv utvikling for mange rødlistearter i skog. Mange av rødlisteartene som er knyttet til død ved er imidlertid avhengige av spesielle kvaliteter av død ved, og deres utvikling over tid vil derfor avhenge av utviklingen av ulike typer død ved (treslag, dimensjoner, alder) i ulike

delar av skogen (høydelag, skogtyper, regioner).

Historiske påvirkninger av ulike slag har vært med å forme den skogen vi har i dag. Forskning viser likevel at det ikke er en enkel sammenheng mellom historiske påvirkninger (menneskeskapte eller naturlige) og hvilke arter vi finner i dag³⁶⁻⁴⁰. Selv om skogbruk i dag regnes som den viktigste påvirkningsfaktoren i skog, kan også naturlige påvirkninger som skogbrann, stormfelling og insektangrep ha stor betydning lokalt²¹. Slike naturlige påvirkninger fører også til en foryngelse av skog, og har dermed likhetstrekk med hogstpåvirkning. En vesentlig forskjell er imidlertid at etter kraftige naturlige forstyrrelser, vil levende og døde trær bli værende igjen på stedet. I andre tilfeller er de menneskelige og de naturlige påvirkningsfaktorene så sammenvevde at det kan være vanskelig å skille dem fra hverandre, for eksempel ved historisk brannpåvirkning⁴¹. For artene spiller det selvsagt liten rolle om påvirkningen er ”naturlig” eller ikke, det er effektene på artene av påvirkningene som betyr noe. Når måten mennesker påvirker skogen avviker mye fra naturlige påvirkninger må vi forvente at dette kan gi negative utslag for spesialiserte arter. Det er behov for mer kunnskap om trusler og effekter av påvirkning over tid, og det må tas høyde for at sammenhenger kan vise seg på ulik arealskala i landskapet³⁸ og på ulike tidspunkt.

Fortettingen av skog er en faktor som til nå har fått relativt liten oppmerksomhet. En årsak til dette kan være at utviklingen har skjedd gradvis over lang tid. Utviklingen har gått fra glisne, plukkhogde skoger

for hundre år siden, til stadig tettere skog med økende dominans av gran. Økningen i tetthet har sammenheng med overgangen fra plukkhogst til flatehogst, mens satsing på granplanting og effektiv skogbrannbekjempelse er viktige årsaker til den økende andelen gran. Fortettingen representerer en av de større forandringene som har skjedd med skogen i nyere tid. Forsøk med lungenever (*Lobaria pulmonaria*) viser at denne lavarten har større problemer med å overleve i tett ungskog enn på gjen-satte trær på hogstflater⁴². Det er også et betydelig antall rødlistearter som foretrekker åpen skog, særlig blant insekter^{9,16}.

Beiting av husdyr og hjortedyr representerer en annen type arealpåvirkning i skog. I Norge har vi hatt en betydelig nedgang i husdyrbeiting i skog, samtidig som det har vært en kraftig økning i beiting av hjortedyr de siste 50 årene. Den totale endringen i uttak av biomasse som følge av beiting i utmark har ikke endret seg så mye, men endringen fra husdyr til hjortedyr som viktigste beitedyr innebærer et skifte fra dominans av grasetere til dominans av løv- og kvistetere⁴³. Det nye beiteregimet endrer konkurranseforholdene mellom arter som lever i skogbunnen. Beiteskogen, som tidligere ble opprettholdt av husdyrbeiting, gror igjen. Dette representerer et ytterligere tap av lysåpne skogtyper i en utvikling med generell fortetting av skog på store deler av arealet. Økningen i bestandene av hjortedyr har ført til et økt press på løvtreforyngelsen⁴³. Dette gjelder særlig for osp, rogn og selje, som er viktige treslag for mange rødlistearter i barskog. Beitepress på disse løvtrærne representerer kanskje en undervurdert trusselfaktor for rødlistearter i barskog. Rapporter om omfattende barkgnag på edelløvtrær i områder med mye hjort⁴⁴ kan tyde på at beitepåvirkningen kan være betydelig også i edelløvsskog. Beitetrykket av hjortedyr på bakkevegetasjonen kan også noen steder bli så stort at det påvirker plantedekket og forekomst og mangfold av dyr som lever der. I en undersøkelse av effekten av elgbeiting ble det påvist størst mangfold av løpebiller ved middels beitetrykk⁴⁵.

Utbygging av veier, boligområder, industri og anlegg legger særlig beslag på en del randarealer omkring befolkningssentra, men totalt sett påvirker utbygging bare en liten andel av skogarealet. Noen skogtyper som i utgangspunktet er sjeldne, har imidlertid en beliggenhet som gjør at de er spesielt utsatt for utbygging. Dette er ofte lavlandsarealer på kalkrik grunn, eller flate partier nær vann i form av skog langs strender, på elveøyrier, i deltaområder og langs innsjøer. Det er anslått at arealene i Grenland av den sjeldne naturtypen kalkfuruskog ble

Boks 2. Naturtyper i Norge

Det er etablert et nytt system for klassifisering av natur i Norge, kalt Naturtyper i Norge (www.artsdatabanken.no). I motsetning til de fleste andre beskrivelser av skog, skiller dette klassifiseringssystemet mellom skog og skogsmark. Mens en skog er et område som har trær akkurat nå, er en skogsmark et område som 'er sterkt preget av langvarig innflytelse fra trær og som ved et gitt tidspunkt bærer skog eller som i nær fortid har båret eller i nær framtid forventes å bære skog.' En skogsmark kan dermed for en kortere tid, for eksempel etter hogst, mangle trær, og en skog trenger ikke være en skogsmark (for eksempel en park). I NiN skiller det mellom tre hovedtyper av skogsmark på fastmark; fastmarksskogsmark (som omfatter det aller meste av skogsmarka i Norge), flomskogsmark og fjæresoneskogsmark. I tillegg finnes skogsmark på våtmark, og i hovedtypene svak kilde, kildeskogsmark, flommyr og myrkant. Sammen med de ulike typene av skogsmark benytter NiN et eget system for beskrivelse av "dominans" i skog. Her vil ulike treslag og treslagsgrupper kunne beskrive hele skogssystemet.

halvert på grunn av tettstedsutbygging i perioden 1970-1990⁴⁶.

Andre typer arealpåvirkning omfatter blant annet **oppdyrking av skog og myr** i randsoner mot eksisterende kulturmark. Dette har i dag et lite omfang, og det er heller en tendens i motsatt retning, med gjengroing av kulturmarksarealer og med ny skog som endelig resultat⁴⁷.



Trebukken *Tetrops starkii* er en liten bille som har ask som vertstre. Den er oppført på Rødlista som sårbar (VU). Foto: Lars S. Dalen.



Liten praktkrinslav (*Parmotrema chinense*) på osp. Laven står oppført som sårbar (VU) på Rødlista for arter 2010, og vokser vanligvis på trær i lysåpen skog. Foto: Ivar Gjerde.

Forurensning

Forurensning er angitt som en trussel for rundt 5 % av de truede og nær truede skogsartene. Forurensningssituasjonen i Norge har bedret seg etter at krav om utslippsrensning har begynt å virke. Med hensyn til langtransportert luftforurensning har konsentrasjonene av SO₂ i nedbøren avtatt sterkt de senere årene, mens nitrogennedfallet fremdeles ligger på et høyt nivå. Nitrogen har en gjødslingseffekt, som i Norge særlig påvirker de sørligste delene av landet, og som kan føre til en forskyvning i sammensetning av arter⁵⁰. Mykorrhizasopper er en gruppe som er særlig følsomme for høye nitrogen-tilførsler⁵¹. Lokale forurensningskilder, som ulike typer smelteverk, glassverk og teglsteinverk, kan ha betydelige lokale effekter på skogen i nærheten. Lav regnes for å være spesielt utsatte for slike skader, men i mer ekstreme tilfeller rammes en rekke organismegrupper⁵².

Klimaendringer

Forventete klimaendringer i form av økende temperaturer og mer nedbør vil naturlig nok påvirke sammen-

setningen av arter i skoglandskapene. Kunnskapene om slike effekter er i dag svært begrenset, og dette kan være noe av forklaringen på at bare rundt 1 % av de truede og nær truede skogsartene er oppført med klimaendringer som trussel¹⁶. En annen årsak kan være en forventning om at arter med sørlig og sørvestlig utbredelse (mange arter) vil få bedre vilkår, mens arter begrenset til de aller nordligste skogene våre vil få dårligere vilkår (få arter). De nordlige bjørkeskogene er ikke spesielt artsrike og har heller ikke mange rødlistearter, men representerer en særegen skogtype for Norden⁴⁸. Et viktig påvirkningsregime i disse skogene er angrep av målerlarver, som bryter ut med ca. 10 års mellomrom. Kraftige angrep fører til at skogen dør og fornyes over store arealer. Klimaendringer kan føre til endringer i hyppighet og lokalisering av disse insektangrepene⁴⁹, noe som i neste omgang vil kunne føre til endringer også for andre arter som lever i de nordlige bjørkeskogene.

Fremmede arter og beskatning

Arter som er innførte til Norge ved menneskelig aktivitet og direkte beskatning er angitt som trussel mot henholdsvis bare åtte og seks av de truede og nær truede artene i skog.

Referanser

1. Statistisk Sentralbyrå 2006. Skogstatistikk 2006. Statistisk Sentralbyrå, Oslo.
2. Larsson, J. Y. og Hysten, G. 2007. Skogen i Norge. Statistikk over skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004. Viten fra Skog og landskap 1/07.
3. Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
4. Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climate warming. PhD-thesis, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim.
5. Gundersen, V. S. og Rolstad, J. 1998. Truede arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. NISK oppdragsrapport nr. 6/98.
6. Thunes, K. H., Skartveit, J. og Gjerde, I. 2003. The canopy arthropods of old and mature pine *Pinus sylvestris* in Norway. *Ecography* 26: 490-502.
7. Kausarud, H., Mathiesen, C. og Ohlson, M. 2008. High diversity of fungi associated with living parts of boreal forest bryophytes. *Botany* 86: 1326-1333.
8. Ødegaard, F., Blom H. H., Brandrud, T. E., Jordal, J. B., Nilsen, J.-E., Stokland, J., Sverdrup-Thygeson, A. og Aarrestad, P. A. 2005. Kartlegging og overvåking av prioriterte lokaliteter for rødlistearter. Fremdriftsrapport 2003-2004. NINA, Trondheim.
9. Blom, H. H. 2008. Skoglevende rødlistearter og deres tilknytning til livsmiljø – rødliste 2006 og sammenligninger med rødliste 1998. Skog og landskap oppdragsrapport 13/08.

10. Blom, H. H., Gjerde, I. og Sætersdal, M. 2002. Regional fordeling av artsmangfold. I: Gjerde, I. og Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold, s. 105-115. Skogforsk, Ås.
11. Økland, R. H. og Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, SE Norway. *Sommerfeltia* 10: 1-254.
12. Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H. H., Ihlen, P. G., Myrseth, E. W., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T. og Aas, O. 2004. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation* 115: 21-31.
13. Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Storaunet, K. O., Blom, H. H., Gundersen, V. og Heegaard, E. 2005. Productivitydiversity relationships for plants, bryophytes, lichens, and polypore fungi in six northern forest landscapes. *Ecography* 28: 705-720.
14. Dennis, P. 1997. Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. I: Wätt, A. D., Stork, N. E. og Hunter, M. D. (red.). *Forests and insects*, s. 321-340. Chapman and Hall, London.
15. Gjerde, I. og Baumann, C. (red.). 2002. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Skogforsk, Ås.
16. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
17. Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. og Storaunet, K. O. 2004. Finescale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
18. Brandrud, T. E. 2007. Rødlistearter av sopp knyttet til edelløvs- og habitatkrav, hotspots og utbredelsesmønstre. *Agarica* 27: 91-109.
19. Prosch-Danielsen, L. og Simonsen, A. 2000. Palaeoecological investigations towards the reconstruction of the history of forest clearances and coastal heathlands in south-western Norway. *Vegetational History and Archaeobotany* 9: 189-204
20. Tryterud, E. 2000. Holocene forest fire history in South and Central Norway. Doctor scient. avhandling 11/2000 Norges landbrukskøleskole, Ås.
21. Rolstad, J. og Storaunet, K. O. 2002. Effekter av skogbruk på biologisk mangfold – et skoghistorisk perspektiv. I: Gjerde, I. og Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold, s. 17-22. Skogforsk, Ås.
22. Barth, A. 1916. Norges skoger med stormskritt mot undergangen. *Tidsskrift for skogbruk* 24: 123-154.
23. Vennesland, B., Hobbeldstad, K., Bolkesjø, T., Baardsen, S., Lileng, J. og Rolstad, J. 2006. Skogressursene i Norge 2006. Muligheter og aktuelle strategier for avvirkning. *Viten fra Skog og landskap* 3/06.
24. Ohlson, M. 1990. Dikning av næringsrik sumpskog – ett hot mot våra mest artrika skogsekosystem. *Skogsfakta. Flora, fauna, miljö* 14. Sveriges lantbruksuniversitet.
25. Storaunet, K. O., Rolstad, J. og Groven, R. 2000. Reconstructing 100-150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in central Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 591-604.
26. Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. og Storaunet, K. O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/02, Ås.
27. Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-49.
28. Lundberg, S. 1984. Den brända skogens skalbaggsfauna i Sverige. *Entomologisk Tidsskrift* 105: 129-141.
29. Wikars, L.-O. 2002. Dependence on fire in woodliving insects: an experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* 6: 1-12.
30. Økland, T., Rydgren, K., Økland, R. H., Storaunet, K. O. og Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understory species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest Ecology and Management* 177: 17-37.
31. Storaunet, K. O., Rolstad, J., Gjerde, I. og Gundersen, V. 2005. Historical logging, productivity, and structural characteristics in boreal forests in Norway. *Silva Fennica* 39 429-442.
32. Nilssen, J. E. Ø., Moum, S. O. og Hobbeldstad, K. 2010. Dokumentasjon av biologisk viktige områder. Referanseområder for Levende Skog – arealtilstand og miljøkvaliteter. Skog og landskap oppdragsrapport x/10 (i trykk).
33. Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E. og Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265-269.
34. Hedin, J., Ranius, T., Nilsson, S. G. og Smith, H. G. 2008. Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation* 17: 675-684.
35. Levende Skog. 2007. Standard for et bærekraftig norsk skogbruk. Levende Skog, Oslo.
36. Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. og Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221-231.
37. Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K. O. og Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forests: historic logging and present forest structure. *Ecological Applications* 11: 421-436.
38. Sverdrup-Thygeson, A. og Lindenmayer, D. B. 2003. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *Forest Ecology and Management* 174: 353-363.
39. Stokland, J. og Kauserud, H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187: 333-343.
40. Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I. og Storaunet, K. O. 2004. Wood-decaying fungi in boreal forest: are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation* 117: 539-555.
41. Molinari, C., Bradshaw, R. H. W., Risbøl, O., Lie, M. og Ohlson, M. 2005. Long-term vegetational history of a *Picea abies* stand in south-eastern Norway: implications for the conservation of biological values. *Biological Conservation* 126: 155-165.
42. Gauslaa, Y., Palmquist, K., Solhaug, K. A., Holien, H., Hilmo, O., Nybakken, L., Myhre, L. C. og Ohlson, M. 2007. Growth of epiphytic old forest lichens across climatic and successional gradients. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1832-1845.
43. Austrheim, G., Solberg, E. J., Mysterud, A., Daverdin, M. og Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Zoolo-

- gisk serie 2008-2.
44. Michaelsen, T. C. og Grimstad, K. J. 2007. Beiteskader av hjort i vernet skog: Muldalslia naturreservat. NNI rapport nr. 162. Norsk Natur Informasjon, Bergen.
 45. Melis, C., Sundby, M., Andersen, R., Moksnes, A., Pedersen, B. og Røskaft, E. 2007. The role of moose *Alces Alces* L. in boreal forest – the effect on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) abundance and diversity. *Biodiversity and Conservation* 16: 1321-1335.
 46. Blom, H. H., Bendiksen, E., Brandrud, T. E., Kvamme, T., Ødegaard, F. og Framstad, E. 2004. Rødlistearter som redskap i forvaltning av biologisk mangfold i skog. Utfordringer og forbedringsmuligheter. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/04.
 47. Fjellstad, W., Norderhaug, A. og Ødegaard, F. 2010. Jordbruksareal. I: Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Kålås J. A., Henriksen, S., Skjelse, S. og Viken, Å. (red.). Artsdatabanken, Trondheim.
 48. Linkowski, W. I. og Lennartsson, T. 2006. Biologisk mangfold i fjällbjörkskog – en kunnskapssammanställning. Länsstyrelsen i Norrbottens län rapportserie 2006-2. Luleå.
 49. Hagen, S. B., Jebsen, J. U., Ims, R. A. og Yoccoz, N. 2007. Shifting altitudinal distribution of outbreak zones of winter moth *Operophtera brumata* in sub-arctic birch forests: a response to recent climate warming? *Ecography* 30: 299-307.
 50. Statens Forurensningstilsyn 2007. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2006. Sammendragsrapport. SFT, Oslo.
 51. Brandrud, T. E. og Timmermann, V. 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and aboveground responses to experimentally changed nitrogen inputs 1990-1995. *Forest Ecology and Management* 101: 207-214.
 52. SFT 2002. Air pollution effects in the Norwegian-Russian border area. A status report. SFT, Oslo.
 53. Bakkestuen, V., Erikstad, L. og Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.

Sandområder

Utarbeidet av Frode Ødegaard¹, Tor Erik Brandrud¹ og Oddvar Pedersen²

¹Norsk institutt for naturforskning, ²Naturhistorisk museum, UiO



En rekke rødlistearter er knyttet til arealer med eksponert sand. Slike områder finner vi både langs kysten på sandstrender og i sanddynemark, i innlandet langs breddene av innsjøer og elveløp og på andre steder med ustabil sand (flyvesand). Kombinasjonen av varmt klima og tørre, lett drenerte løsmasser er viktige miljøfaktorer som skaper forutsetninger for artsrike og særegne samfunn i sand på våre breddegrader. Dette kapitlet gir et innblikk i artsmangfoldet i sandområder, med fokus på miljøfaktorer og påvirkninger som er viktige for rødlistearter.

Betydelige arealer av Norge består av sanddominerte løsmasser som følge av breelvenes avsetninger under siste istid¹. Bortsett fra sandstrender langs kysten blir disse områdene sjelden omtalt som egne naturtyper, men vil oftest inngå i andre naturtyper (natursystem) avhengig av hvilke miljøfaktorer som preger deres utforming i dag². I økologisk forstand kan vi imidlertid se på sanddominerte områder som arealer med en særegen artssammensetning med flere fellestrekk. Begrepet sandområder er her definert som arealer med silt (kornstørrelse fra 0,002 – 0,06 mm), eller sand (kornstørrelse fra 0,06-2 mm) som er eksponert i dagen som følge av naturlige forhold eller menneskelig påvirkning. Sandområder omfatter i tillegg områder med sanddominert mark i en tidlig suksessjonsfase og bare med et tynt humuslag, der sandsubstratet ikke har mistet betydning som viktig miljøfaktor for artene. Slike arealer består ofte av nakne sandflater i mosaikk med spredt vegetasjon, og utgjør som regel relativt små, velavgrensede arealer. Sandområder vil i hovedtrekk omfatte de fleste grunntyper som inngår i livsmedium-hovedtypen “finere



Sandområder i innlandet er viktige leveområder for mange rødlistearter, særlig blant insekter og karplanter.

Foto: Åslaug Viken.

uorganiske substrater på land” (NiN, www.naturtyper.artsdatabanken.no).

Eksponert sand kan fremkomme som følge av flere ulike naturlige prosesser. Langs elvene graves breddene ut ved hjelp av vannets kraft og løsmassene transporteres med elva og sorteres og sedimenteres i ulike kornstørrelser ettersom vannhastigheten avtar. På samme måte er bevegelse av vann, i form av bølgeslag, viktig for sortering og sedimentering av løsmasser på strender langs kysten og ved stillestående ferskvann.



Sandområder i innlandet holdes åpne ved at vinden stadig flytter på sanda slik at vegetasjonen ikke får fotfeste. Bildet er fra Faksfall, Dombås i Oppland og viser en lokalitet med svært god bestand av elvesandjeger (*Cicindela maritima*) (EN). Foto: Åslaug Viken. Bilde i høyre hjørne: Elvesandjeger. Foto: Oddvar Hanssen.

Vind er den dominerende kraften både for dannelsen av sanddynesystemer langs kysten og flyvesandområder i innlandet. Brann er også en naturlig prosess som tidvis kan skape eksponerte sandflater i områder med sanddominerte løsmasser. Arealer med stabil forekomst av eksponert sand er primærhabitater for organismer knyttet til sandmark.

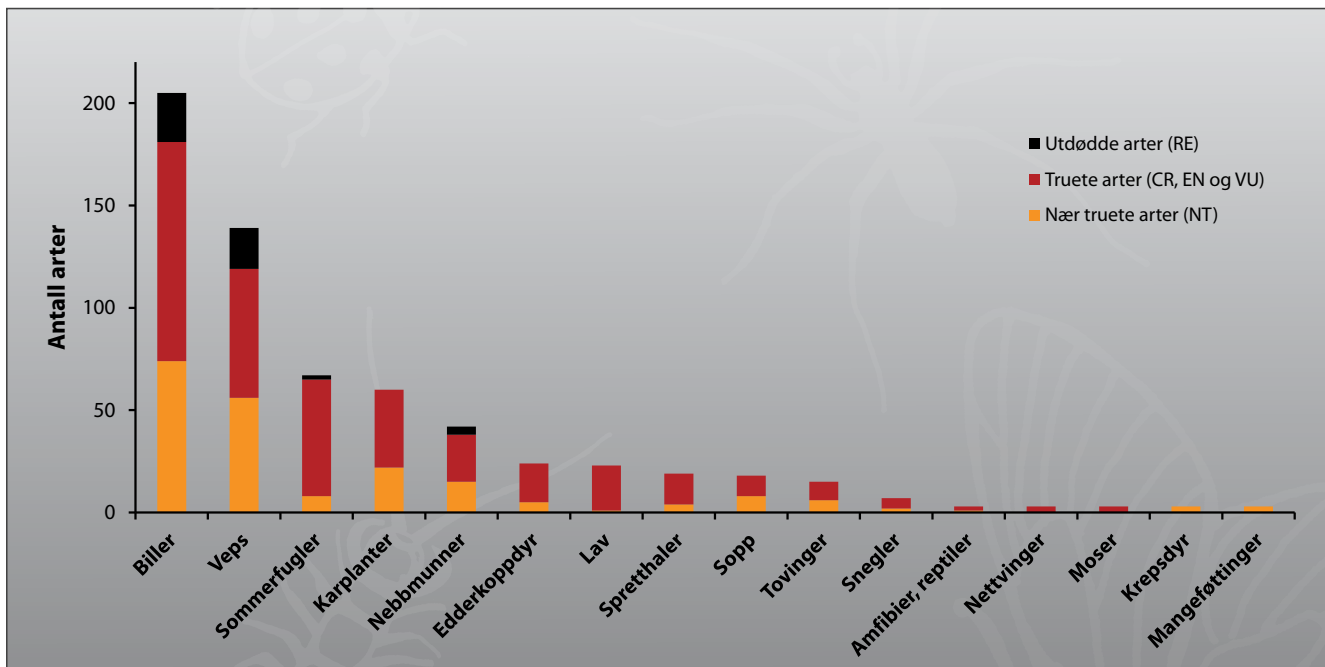
Menneskelige aktiviteter er også en viktig årsak til at sand eksponeres. Siden sand er en viktig ressurs for mennesker, skaper de mange sandtakene som finnes spredt omkring i landet potensielt viktige habitater for mange arter. Sandområder brukes også hyppig av mennesker gjennom aktiviteter som bading langs sandstrender, motorcross i sanddominerte områder i innlandet og militære øvelser. Sand som eksponeres som følge av menneskelig aktivitet er sekundærhabitater (erstatningsbiotoper) for organismer med sandmark som primærhabitat.

Sandområder forekommer spredt over hele landet der det finnes sorterte løsmasser av riktig kornstørrelse. Flyvesandområder finnes for eksempel i Elverum, Follal, Røros og Finnmark, mens sandige elvebredder har sine viktigste forekomster langs de store elvene, som f.eks. Alta, Tana, Gaula, Glomma og Lågen. Sandstrender finner vi langs kysten fra Ytre Oslofjord (Hvaler, i Vestfold og Telemark). Særlig store sanddynesystemer finner vi på Lista og på Jæren. Det finnes også sandstrender på Vestlandet, i Nordland og ikke minst i Finnmark. Generelt kan vi si at for rødlistearter er sandområdene som ligger på Sør- og Østlandet de viktigste på grunn av det store innslaget av varmekjære insekter og planter, samt sopp med hovedforekomst på

sanddominert skogsmark lenger øst. Flommarka langs elver har imidlertid et rikt utvalg av rødlistete biller og karplanter også i Trøndelag og Nord-Norge, noe som trolig skyldes at andre miljøforhold langs elvene er viktigere enn klimaet. For nærmere klassifisering og beskrivelse av ulike typer sandområder, viser vi til NiN (Naturtyper i Norge)².

Det finnes ingen arealstatistikk over størrelsen på, og utviklingen for sandområder i Norge, men trolig utgjør sandområder langt under 1 % av landarealet. På bakgrunn av generell kunnskap kan vi anta at naturlige forekommende sandområder har hatt betydelig arealreduksjon, mens forekomsten av menneskeskapt sandområder har økt i omfang. Tilbakegangen for sandområder langs elvene er et resultat av elveforbygginger og vassdragsregulering³, mens tilbakegang for flyvesandområder i innlandet kan relateres til reduksjon i skogsdrift og beite, slukking av skogbranner og omdisponering av arealer⁴. Sanddynemark langs kysten har også vært i tilbakegang eller fått forringet kvalitet på grunn av utbygging i strandsonen, tråkk, oppdyrking og gjengroing.

Nedbygging innebærer en direkte arealreduksjon for arter som lever i sand. Andre påvirkningsfaktorer for rødlistearter i sandområder kan virke både positivt og negativt avhengig av grad av forstyrrelse. Uten forstyrrelse vil mange sandområder gro igjen slik at habitatet ikke kan utnyttes av sandspesialistene. På den andre siden vil for hyppige og store forstyrrelser være negativt.



Figur 1: Antall utdødde, truete og nær truete arter i sandområder fordelt på ulike artsgrupper (totalt 637 arter). Utdødde arter (RE) er arter som er antatt å ha dodd ut i Norge etter år 1800. Truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).

Biologisk mangfold og rødlistearter i sandområder

En rekke rødlistete arter i Norge er knyttet til arealer med eksponert sand eller primærsuksesjoner på sanddominert mark (Figur 1). Dette gjelder særlig flere grupper av insekter, men også blant karplanter og sopp finnes en betydelig andel arter som først og fremst forekommer i slike områder. Nær 16 % av alle de truete og nær truete artene på Rødlista⁵ er knyttet til sandområder. Dette er en svært høy andel i forhold til de meget begrensede arealene som dekkes av eksponert sand. Av de 587 artene knyttet til sand dominerer biller med 181 arter, veps 119 arter, sommerfugl 65 arter og karplanter med 60 arter (Figur 1). Flere andre insektgrupper, i første rekke tovinger (Diptera) og nebbmunner (Hemiptera), har også en rekke arter som fortrinnsvis forekommer på sandmark. Nesten 40 % av de rødlistete spretthalerne (20 av 53 arter) er knyttet til tørrmarker, de fleste til sandområder.

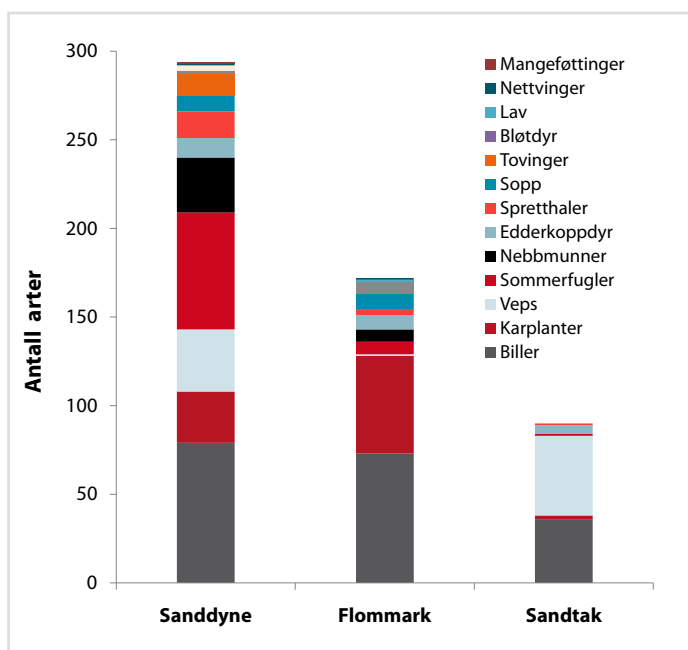
Vi ser videre at ulike typer av sandområder er viktige for rødlistearter, men at sanddynene har flest truete og nær truete arter (Figur 2).

En av de dominerende **insektgruppene** i sand er broddvepsene (Hymenoptera, Aculeata) (se f.eks.^{6,7}). Mer enn halvparten av de nærmere 570 broddvepsartene som er påvist i Norge er begrenset til sandmark⁸.

Broddvepsene fyller ulike roller i økosystemet. Mens villbiene (Apoidea, Anthophila) er planteetere som samler pollen og nektar, er gravevepsene (Apoidea, "spheciforms") og veivepsene (Pompilidae) rovdyr på henholdsvis andre insekter og edderkopper i sanda. De fleste broddvepsene graver hull i sanda der de lager sine ynglekammer, men mange er også parasitter på andre veps ved at de legger egg i reirene deres, slik som gullvepsene (Chrysididae) og maurvepsene (Mutillidae).

Biller er en stor gruppe med mange rødlistearter på sandmark. Sandjegerne (*Cicindela* spp.), med sine fire norske arter, er karakteristiske rovdyr i sanda. Andre billegrupper er kortvingene i slekten *Bledius* som graver ganger i sanda og lever av alger og løpebilleslekten *Dyschirius* som er spesialiserte rovdyr og lever av disse kortvingene. Mange løpebiller i slekten *Bembidion* finnes i fuktig flommark langs elver på sand- og siltgrunn⁹. I tillegg må nevnes oljebillene (Meloecidae) som parasiterer på ville bier som ofte forekommer på sandmark. En rekke arter både av planteetende biller (snutebiller og bladbiller), rovbiller (løpebiller og kortvinger), og møkkbiller (Geotrupidae, Scarabaeinae og Aphodinae) ser ellers ut til å preferere sandmark framfor andre marktyper.

Hos flere fluefamilier (Diptera) forekommer majoriteten av artene på sandmark. Dette gjelder ikke minst humlefluene (Bombyliidae) og kjøttflueunderfamilien



Figur 2: Ulike typer sandområder og deres betydning for rødlistearter i ulike artsgrupper.

Miltogrammatinae (Sarcophagidae) som parasitterer på bier og graveveps. Stiletfluene (Therividae) og rovfluene (Asilidae) er dominerende grupper på sandmark. Videre har teger (Heteroptera) og sikader (Auchaenorrhyncha) en rekke representanter med hovedforekomst på sandmark, for eksempel frøteger (Lygaeidae), netteger (Tingidae) og enkelte breiteger (Pentatomoidea). Sommerfugler (Lepidoptera) har også en rekke representanter på sandstrender og i tørre, sanddominerte enger. Av andre mindre insektgrupper i sand må nevnes maurløver (*Myrmoleon* ssp.) og gresshopper (Orthoptera). Det finnes to arter maurløver i Norge som begge lager fangstgroper i sand. Gresshoppene har også eksklusive representanter i sandområder, som den blåvingete gresshoppa (*Sphingonotus caeruleus*) (VU) og sandgresshoppa (*Platycleis albopunctata*) (EN). Også edderkoppdyr har sine spesialister på sandmark. Den store elvebreddederkoppen (*Arctosa cinerea*) er en karakteristisk representant for disse der den lager sine store huler i sanda.

Spretthalerne (Collembola) har en rekke sandarter. Noen finnes bare i sandområder langs kysten, andre bare i innlandet, eller de forekommer begge steder. I løpet av 2009 ble det funnet åtte nye norske spretthaler langs strendene i Vest-Agder og Rogaland, hvorav hele tre var nye for vitenskapen. Dette viser med all tydelighet at naturtypen er lite undersøkt og at den fortsatt kan by på overraskelser. En slik overraskelse var spretthalen *Martynovella nana* (DD) som dukket opp i sandskrenter i Gudbrandsdalen og Follidal i 2009.

Tidligere var den bare kjent fra steppeområder i Kirgisistan og Tadsjikistan. Sammen med denne lever *Axenylodes echinatus* (VU), en ytterst liten trådsmaal art med korte bein (en tilpasning for å ta seg fram i små hulrom i sanden) som forøvrig er kjent fra sanddyneområder på Finnmarkskysten og i området Lista/Jæren. Den er ennå ikke påvist andre steder i verden enn i Norge.

I likhet med spretthalerne er også dvergfaotingene (Pauropoda) tilpasset et liv i små hulrom i sand og jord. Arten *Amphipauropus rhenanus* (NT) er kjent fra sandstrender i Vestfold, Vest-Agder og Rogaland. På Ognastranda på Jæren ble det i 2009 tatt en rekke individer av en eiendommelig art som nylig er blitt identifisert til *Allopauropus remyi* (EN), opprinnelig beskrevet fra skotske strender og ellers bare kjent fra Syd-Frankrike.

Sanddynemark langs kysten er det viktigste sanddominerte levested for rødlistete **karplanter** (se også Boks 1). Særlig forekommer slike arter fra Oslofjorden til Jæren, men noen forekommer også i nordøst rundt Varangerhalvøya. Store områder med sanddynemark har oftest en tydelig sonering fra forstranda i fjæresonen (stein-, grus- og sandstrand) via ustabile (hvite) dyner, ofte dominert av marehalm til mer etablerte dyner (grå dyner, brune dyner) innover på stranda². Mellom og innenfor dynerne finnes ofte forsenkninger (dynetrau) hvor sanden har blitt erodert ned til grunnvannspeilet. Vinden klarer normalt ikke flytte fuktig sand, slik at dynetrauene blir stabile levesteder der ny vegetasjon kan etablere seg. Gjennom høsten og vinteren står det

gjørne vann i dynetrauene, mens de om sommeren oftest tørker ut. Det finnes spesielle samfunn av karplanter i alle de ulike typene innenfor sanddynemarka (se Boks 1). Det er særlig dynetrauene som er viktige levesteder for rødlistearter.

De periodevis oversvømte finkornete sand- og siltbreddene langs våre større vassdrag (åpen flomfastmark) er svært viktige leveområder for karplanter, for eksempel pusleplantene firling (*Crassula aquatica*) (VU), bustsivaks (*Isolepis setacea*) (EN) og pusleblom (*Anagallis minima*) (EN). Langs de store elvene i Finnmark finnes rikelig med store, sanddominerte elveører. Spesielt langs Tana/Karasjokkavassdraget finnes noen rødlistearter knyttet til denne naturtypen, blant annet russekveke (*Elymus fibrosus*) (EN). En annen kritisk truet art, tatarsmelle (*Silene tatarica*) (CR) finnes bare i bratte sandmeler (sanddominert skredmark) ned mot Polmakelva. Noen arter som har primærforekomster i åpen ur og snørasmark, kan ha sekundære forekomster på elveører, dette gjelder for eksempel kolavalmue (*Papaver lapponicum*) (EN; Kvænangen og Alta). Klåved (*Myricaria germanica*) (NT) finnes på sand- og grusdominert åpen flomfastmark (elveører) langs de fleste større vassdrag på Østlandet, i Trøndelag og i Nord-Norge. Klåved kan i likhet med ullurt (*Logfia arvensis*) (NT) også finnes i erstatningsbiotoper som sand- og grustak. Vel 50 karplantearter angis fra sand- og siltdominert flommark langs vann og vassdrag (Figur 2). Flere av disse artene er imidlertid hovedsakelig knyttet til andre naturtyper, for eksempel mer sluttet vegetasjon noe inn fra breddene, eller sluttet sumpvegetasjon (helofyttbelte).

Sopp knyttet til sand kan deles i arter knyttet til sanddynemark og arter knyttet til tørkeutsatt, furudominert skogsmark på sanddominerte steder med tynn humus (sandfurskog).

Sanddynesopper omfatter noen sterkt spesialiserte arter, gjerne kalt obligate sanddynesopper. De aller fleste av disse er rødlistet, inkludert dynelakssopp (*Laccaria maritima*) (EN), sandstanksopp, (*Phallus hadriani*) (CR), dynesprosopp (*Psathyrella ammophila*) (VU), samt fire arter av trevlesopp (*Inocybe* spp.). De obligate sanddynesoppene er mer eller mindre knyttet til uetablerte sanddyner (hvite dyner), gjerne i vegetasjon dominert av marehalm. Videre forekommer en rekke noe mindre spesialiserte arter i tilknytning til mer etablerte dyner (grå og brune dyner) og dynetrau (som gjerne er dominert av krypvier). Eksempler på slike arter er grå ringmusserong (*Tricholoma cingulatum*) og brunfiolett slørsopp (*Cortinarius saturninus*). Disse er knyttet til krypvier med



Sandområder har et rikt og særegent insektliv. Gullvepsen (*Hedychrum nobile*) snylter på gravevepsen sandveps (*Cerveris arenaria*). Gullvepsen legger sine egne egg i reirhullene som sandvepsen har gravd ut til sine larver. Gullvepslarven spiser både av vertens larver og de paralyserede byttedyrene (snutebiller) som sandvepsen har fanget til sine egne larver. De voksne gullvepsene søker ofte til blomster. Foto: Åslaug Viken.

mykorrhiza (sopp). Noen arter foretrekker engpregete, tørre, beitede dyner som gjennom langvarig beite har blitt til kulturmarksenger, f.eks. beltevæpnerhatt (*Rhodocybe popinalis*) (VU). Sanddynesopper er godt undersøkt i Norge, og forekomst og trusselfaktorer regnes for godt dokumentert¹⁰.

Sandfurskogsoppene har sitt nordisk-europeiske tyngdepunkt på de omfattende elvedalsedimentene i Nord/Midt-Sverige og Nord-Finland. I Norge er dette elementet best utviklet på de tørre, gjerne lavdominerte sandfurskogene langs Glomma, særlig omkring Elverum. Vi har sandfurskoger på rygger og sandmoer i elvedaler også andre steder i Norge, men her synes humuslaget å være for tjukt og lyngdekningen for kraftig for disse artene. De spesialiserte sandfurskogsoppene opptrer kun der humuslaget er svært tynt, og der det er god kontakt med et finkornet mineralsubstrat. De greier seg ikke i åpne sandflater, men ofte opptrer de langs stier, småveier og andre kantsoner mot eksponert sand. Et typisk eksempel på en slik sandelskende art er matsoppen kransmuserong (*Tricholoma matsutake*) (NT). Også mange piggsopper har sitt tyngdepunkt i sandfurskoger. Et eksempel på en obligat sandfurskogsart er slørsoppen *Cortinarius pinophilus* (VU) som i Norge bare er kjent fra tørr sandfurskog ved Elverum. En rekke begersopper er kjent for å være knyttet til eksponert sand i åpen flomfastmark langs elver, men disse er ikke bare knyttet til sand, ofte opptrer de på mer leirholdige mudderflater.



Strandtorn (*Eryngium maritimum*) (EN) har forsvunnet fra de fleste norske voksestedene. Bare på Lista i Vest-Agder finnes det fortsatt igjen en større bestand, som her på Haugestrand.
Foto: Oddvar Pedersen.

Viktige miljøfaktorer

Nøkkelfaktoren for naturlig forekomst av eksponerte sandområder er forstyrrelse. Både for flyvesand i innlandet og for sanddynemark langs kysten er vinderosjon den miljøfaktoren som er viktigst for opprettholdelse av naturtypen, mens det langs elver og strender er vannets eroderende kraft i form av flomstyrke, flomfrekvens og bølgeslag som utgjør forstyrrelsesregimet.

Sandstrand og sanddynemark langs kysten kjenntegnes ved tydelig sonering av arter. Noen arter finnes i fjæresonen, andre foretrekker det uetablerte marehalmbeltet (hvite dyner), mens andre igjen foretrekker dynetrau. En rekke arter, ofte mer generelle tørrmarksarter, er å finne lenger inne på sanddynene i engvegetasjonen i de grå og brune dynene. Flere miljøfaktorer er medvirkende til denne fordelingen; de viktigste er en

Boks 1. Rødlisterede karplanter på sandstrender

På mer ustabile sand- og grusdominerte strender (i fjæresonen) finnes flere rødlistearter: Gul hornvalmue (*Glaucium flavum*) (EN), fjærehøymol (*Rumex maritimus* ssp. *maritimus*) (EN) og strandmalurt (*Artemisia maritima*) (NT^o) er alle varmekjære arter som finnes i Oslofjordsområdet: I samme miljø, men også vestover langs kysten til Lista og Jæren kan en finne strandtorn (*Eryngium maritimum*) (EN) (se bilde), sodaurt (*Salsola kali*) (EN) og strandbete (*Beta vulgaris* ssp. *maritima*) (VU^o).

I de vekselfuktige dynetrauene i sanddynemark kan det finnes en rekke rødlistearter: bustsmyle (*Aristarena setacea*) (VU), dverglin (*Radiola linoides*) (EN), svartsiv (*Juncus anceps*) (VU) og klokkesøte (*Gentiana pneumonanthe*) (VU). Der hvor kalkinnholdet er høyt, primært på Jæren, finnes arter som myrflangre (*Epipactis palustris*) (EN), purpurmarihånd (*Dactylorhiza purpurella*) (EN) og jærssøte (*Gentianella amarella* ssp. *septentrionalis*) (EN).

I Øst-Finnmark finnes noen arter fortsatt relativt hyppig til stede: Kolamelde (*Atriplex lapponica*) (NT) på forstranda, og russemjelt (*Oxytropis campestris* ssp. *sordida*) og silkenellik (*Dianthus superbus*) i mer etablert sanddynemark.

I mer etablert sanddynemark (brune dyner) samt hei (åpen grunnlendt naturmark) på sandgrunn forekommer: Islandsgrønnkurle (*Coeloglossum viride* ssp. *islandicum*) (CR; Jæren), sandvintergrønn (*Pyrola rotundifolia* ssp. *maritima*) (EN; Jæren), jærflangre (*Epipactis helleborine* ssp. *neerlandica*) (EN; Jæren, trolig Lista), sandskjegg (*Corynephorus canescens*) (VU; Lista-Mandal), kystengkall (*Rhinanthus minor* ssp. *monticola*) (VU), kystsandarve (*Arenaria serpyllifolia* ssp. *lloydii*) (NT), sandnattlys (*Oenothera ammophila*) (VU^o; Jæren, så vidt Lista) og kubjelle (*Pulsatilla pratensis*) (NT; Oslofjorden).

På Fornebu i Bærum var det langs flystripene store arealer med tørrenger på sand og grusbunn mens flyplassen ennå var i drift. Dette var viktige områder for biologisk mangfold, der flere titalls rødlistearter fantes. Bildet viser rester av tørrenger i anleggsperioden da hele området ble omdisponert. I dag er dette området parklandskap, og lite egnet som leveområder for rødlistearter. Foto: Frode Ødegaard.



gradient i stabilisering av sanddynene, vinderosjon og vannmetning av marka². Saltpåvirkning er også viktig i selve fjæresonen, men har avtagende betydning innover på standen (se kapittel om kyst og fjæresone).

Elvebreddene (flommarka) består ofte av en mosaikk av løsmasser i ulike kornstørrelser og med ulike fuktighets- og lysforhold som skaper livsmiljøer for mange arter. Regelmessig flom utgjør en svært viktig forstyrrelsesfaktor som sørger for at habitatene ikke gror igjen, samtidig som nye åpne flater dannes langs elva. Over tid må de enkelte artene som er tilknyttet åpen sanddominert flommark flytte rundt ettersom forholdene endrer seg. Artenes overlevelse over tid er derfor avhengig av kontinuitet i forekomsten av bestemte livsmedier langs elvene, slik at avstanden til egnede levesteder ikke er lenger enn at artene kan nå dem. De fleste flommarksarter er i tillegg avhengig av mer eller mindre intakt flomskogsmark innenfor breddene, blant annet som midlertidig oppholdssted under flommer og for noen arter trolig som overvintringssted for voksne individer.

Arter knyttet til tynn humus og åpninger i sandfuruskog som sandfuruskogssopper og visse karplanter som grannjamne (*Diphysastrum tristachyum*) (EN), var sannsynligvis tidligere begunstiget av naturlige skogbranner som mer eller mindre regelmessig sørget for at det tynne humuslaget ikke fikk vokse seg tjukkere. I dag er tørke en viktig faktor, dvs. det er de aller tørreste lavfuruskogene som har det tynneste humuslaget, og gjerne en konsentrasjon av typiske arter for sandfuruskog.

Mens forstyrrelsesfaktorene er avgjørende for selve dannelsen av de sandtilknyttede naturtypene, er det

andre miljøfaktorer som i tillegg bestemmer hvilke arter som kan forekomme i et område^{2,11}. En svært sentral miljøfaktor i denne sammenheng er grovheten på sand og siltkornene (kornstørrelsen). Hvorvidt det er silt, eller sand i ulike størrelser, er derfor avgjørende for hvilke arter som finnes på et gitt sandområde¹². Kornstørrelsen er derfor også en nøkkelfaktor som gjør sandområder til en enhetlig gruppe livsmedier som forekommer på tvers av mange naturtyper.

En rekke insektarter som er mer eller mindre vanlige på åpen mark ser ut til å foretrekke sanddominert mark framfor andre marktyper. Dette gjelder for eksempel møkksbillene, der flere arter utvikler seg i sjiktet mellom møkka og underlaget, eller nedi selve i sanda. Årsaken til at sandsubstratet er gunstig for larveutviklingen kan være at temperaturen i substratet er gunstig og at larvene samtidig unngår soppangrep i et slikt tørt, veldrenert miljø¹³. At artssamfunnene i sandområder preges av varmekjære arter indikeres også ved at sørvendte og soleksponerte skrenter ser ut til å ha større mangfold av arter enn skrenter med annen eksponering og flatmark. Å anlegge reir i horisontale skrenter, som sandsvale (*Riparia riparia*) og mange insekter gjør, kan ha en tilleggsfunksjon ved at det hindrer regnvann i å trenge inn og ved at det kan gi bedre beskyttelse mot rovdyr.

Påvirkningsfaktorer for rødlistearter

Arealendringer er angitt som negativ påvirkningsfaktor for 85 % av de truede og nær truede artene på sandområder. Slike områder utnyttes i stor grad av menn-



Seljesandbie (*Andrena vaga*) er en av mange ville bier som er avhengig av eksponert sand for å lage reir. Mange ville bier er spesialiserte pollinatorer. Denne arten er aktiv kun tidlig på våren når selja blomster. Foto: Åslaug Viken.

esker, og denne arealbruken har stor betydning for områdenes potensial for biologisk mangfold. Man kan skille mellom aktiviteter som legger beslag på arealene slik som ulike typer utbygging, for eksempel etablering av golfbaner og deponier, og aktiviteter som preges av intensiv bruk slik som masseuttak, tråkk, motorferdsel og militære øvingsområder.

At arealer omdisponeres slik at sand ikke lenger eksponeres, er å betrakte som irreversibel habitatødeleggelse. Intensiv bruk vil også stedvis være habitatødeleggelse så lenge bruken foregår, men slike områder kan rekoloniseres etter at aktiviteten har opphørt. Det er viktig å være klar over at mange av artene som lever i eller på sanddominert mark begünstiges av moderat forstyrrelse gjennom at sanda eksponeres og gjengroing hindres. Som regel er et sandareal aktuelt som levested for insekter kun i en begrenset periode, etter en forstyrrelse og før stabil vegetasjon er etablert. Vern av sandområdene, uten aktiv skjøtsel for å opprettholde tilstanden, kan derfor være negativt for artene dersom marka stabiliseres. Naturlige sandområder holdes imidlertid åpne gjennom naturlige forstyrrelse og krever mindre skjøtsel.

I områder med løsmasseavsetninger av sand og grus anlegges ofte masseuttak som i mange tilfeller kan fungere som viktige sekundærhabitater for arter som opprinnelig hører hjemme i flommark eller andre naturlige vegetasjonsfrie områder. Et godt eksempel på dette er sandsvale. Masseuttakene forekommer dessuten ofte i nærheten av naturlig eksponerte sandflater med intakte samfunn slik at sekundærhabitater lett kan koloniseres om de er i optimal tilstandsfase. Slike sekundærhabi-

tater vil imidlertid oftest være ustabile over tid, slik at forekomsten av intakte primærhabitater i nærheten er en forutsetning for at populasjonene skal overleve på lengre sikt. Masseuttak som har ligget brakk noen år, slik at gjengroing med moser, karplanter og røsslyng har kommet i gang, har ofte artsrike og karakteristiske samfunn lik de vi finner på annen brakkmark.

Sanddominerte områder langs kysten utsettes for flere typer påvirkninger. Arealreduksjon gjennom oppdyrking, veibygging, bygging av kaianlegg, moloer osv. har foregått i lang tid. Arter som er sensitive for tråkkbelastning påvirkes negativt gjennom for eksempel fri-luftsaktiviteter og beiting. På den andre siden står særlig mindre eksponerte deler av strender i fare for å gro igjen som følge av opphørt beite og/eller på grunn av tilsig av gjødsel fra nærliggende jordbruksarealer. Sannsynligvis er opphør av beite og annen hevd en av de største truslene mot artene knyttet til dynetrau og tørre dyneenger (brune dyner), i og utenfor typiske sanddynelandskap, som for eksempel i Østfold, Vestfold og Telemark.

Flommark langs elver dominert av sand og silt har vært utsatt for omfattende påvirkning de siste 100 år gjennom elveforbygninger, kraftutbygging og reguleringer, oppdyrking og senkning av vannstanden³. Tråkkslitastjen har også stedvis vært omfattende. Mange av disse påvirkningene er enten direkte habitatødeleggende, eller de virker reduserende på omfang og frekvens av flom, noe som sannsynligvis er årsaken til at den opprinnelige flommarksfaunaen i dag tilhører et av de mest truede elementer i norsk natur.

Spredning av fremmede arter som rynkerose (*Rosa rugosa*) og gyvel (*Cytisus scoparius*) har i dag satt sitt preg på mange strandområder, og kan være negativt gjennom at de okkuperer sparsomt forekommende areal typer. En kartlegging av deler av sanddynene på Lista i 2008 viste at rynkerose okkuperer mer enn 2 % av enkelte verneområder her. Siste tiår har det, særlig på Lista, drevet i land spredningsenheter for flere karplantearter som er nye for den norske floraen, men uten at disse i særlig grad har greid å etablere stabile bestander. Fremmede arter er angitt som negativ påvirkningsfaktor for ca 1 % av artene i sandområder.

I tillegg står strendene i konstant fare for utslipp i forbindelse med oljekatastrofer eller mer lokale utslipp fra jordbruk eller industri. Lokalt kan dette ha store konsekvenser for artsmangfoldet. Forurensning er angitt som negativ påvirkningsfaktor for ca 8 % av artene i sandområder.

Siden sandområder utgjør forholdsvis små arealer

i landet vårt, kan selv lokale negative påvirkninger slå hardt ut. Statistikken viser at hele 24 arter av biller og 20 arter av veps knyttet til sandområder ser ut til å ha forsvunnet fra Norge (Figur 1). Dette er i hovedsak varmekjære arter som har blitt borte pga. at sandarealene avtar som følge av gjengroing, utbygging eller mangel på beitedyr. Restaurering av sandområder ved å fjerne vegetasjonsdekket eller å gjeninnføre beite er et aktuelt tiltak som er prøvd ut med hell bl.a. i Sverige¹⁴.

Referanser

1. Selmer Olsen, R. 1977. Ingeniørgeologi. Del II. De løse jordlag. Tapir forlag, Trondheim.
2. 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
3. Alm, T. og Andersen, J. 1998. Flommark og elveforbygninger. Ottar 222: 34-36.
4. Ødegaard, F. 2006. Påvirkningsfaktorer og miljøtilstand. I: Kålås, J. A., Viken, Å., Bakken, T. (red.). Norsk rødliste 2006. s. 61-94. Artsdatabanken, Trondheim.
5. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
6. Abenius, J. 2006. Gaddsteklar på sandmarker i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande nr. 2006.
7. Sörensson, M. 2006. Sandtåktar som värdefulla insektsmiljöer: et eksempel från Trelleborg med tre för Skandinavien nya solitärbin (Hymenoptera: Apoidea). Entomologisk Tidskrift 127: 117-134.
8. Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A. og Hansen, L. O. 2010. Sandområder: Truete arealer med unik insektfauna. Naturen 134: 90-99.
9. Andersen, J. og Hanssen, O. 1994. Invertebratfaunaen på elvebredder – et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. NINA oppdragsmelding 326.
10. Høiland, K. 2006. Sand dune fungi on Lista (Vest-Agder, SW Norway) revisited after 33 years. Agarica 26: 39-54.
11. Ødegaard, F., Halvorsen, R., Blom, H. H., Gaarder, G., Andersen, T., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K. og Thorsnes, T. 2008. Beskrivelsessystem for livsmediumgrunntyper. NiN Bakgrunnsdokument 11. Artsdatabanken, Trondheim.
12. Andersen, J. 1978. The influence of the substratum on the habitat selection of Bembidionini (Col., Carabidae). Norwegian Journal of Entomology 25: 119-138.
13. Landin, B.-O. 1961. Ecological studies on dung beetles. Opuscula Entomologica, Supplementum 19: 1-228.
14. Lönnell, N. og Ljungberg, H. 2006. Sandtåktar – en miljö att slå vakt om. Fauna och Flora 101: 38-43.

Rasmark, berg og bekkekløfter

Utarbeidet av Frode Ødegaard¹, Hans Blom² og Tor Erik Brandrud¹

¹Norsk institutt for naturforskning, ²Norsk institutt for skog og landskap



Rasmarker, berg og bekkekløfter utgjør særegne levesteder med et stort biologisk mangfold, på grunn av variasjon i miljøforhold og gunstige kombinasjoner av miljøfaktorer. Både blant moser, lav, sopp og karplanter finnes mange rødlistearter i disse naturtypene, og rasmarkene er særlig viktige for insektene. Ustabile naturforhold og vanskelig tilgjengelig terreng gjør disse områdene lite tilgjengelige for inngrep. Likevel påvirkes artssamfunnene negativt av vassdragsregulering, skogbruk og gjengroing.

Rasmarker, berg og bekkekløfter omfatter som regel naturtyper av lite arealomfang som finnes spredt både i kulturlandskapet, langs kysten, i skogen og på fjellet¹. Det finnes ingen arealstatistikk for disse naturtypene, men trolig utgjør slik natur mindre enn et par prosent av landarealet under skoggrensa. I fjellet utgjør disse naturtypene en større andel av arealet, men vi vil her fokusere på områdene under skoggrensa fordi disse er særlig viktige som levesteder for rødlistearter. Rasmark, berg og bekkekløfter omfatter et heterogent utvalg av naturtyper, som imidlertid ofte forekommer i samme områder. Rasmark og berg tilhører natursystem-hovedtypene åpen ur og snørasmark, åpen skredmark og nakent berg i Naturtyper i Norge (NiN)², mens bekkekløfter er landskapselementer som ofte består av både rasmark, berg, skog og elveløp. Skogsbekkekløfter skilles ut som hovedtype på landskapsdelnivået i NiN. Rasmarker, berg og bekkekløfter omtales her i et eget kapittel på grunn av deres særstilling når det gjelder innhold av rødlistearter.

Rasmarker omfatter skrenter og bratte dalsider der det går skred i form av steinras fra bergvegger, snoras



Rasmark, berg og bekkekløfter forekommer ofte i samme miljø, som her ved Furu i Sunndalen. Bildet viser bratte berg med bekkekløfter i bergsprekkene og snorasvifter under.

Foto: Åslaug Viken.

eller utrasinger i ustabile løsmasser, for eksempel leirras. Rasmarker inkluderer natursystem-hovedtypene åpen ur og snørasmark, samt åpen skredmark². Rasmarker



Rasmarker med baserikt finsubstrat har artsrike samfunn av karplanter og insekter med flere rødlistearter. Bildet er fra Stordalsberget, Nord-Fron i Gudbrandsdalen. Foto: Åslaug Viken.

finnes spredt i hele fjord- og dallandskapet i Norge, men også som mindre forekomster i andre landskapstyper der de lokale topografiske forholdene ligger til rette for dette. Rashyppegighet og mengden av utrast materiale er avgjørende for dannelsen av rasmark og bestemmes av topografien, berggrunnen og klimaet. Rasaktiviteten gir opphav til svært ulike livsmedier og skaper livsbetingelser for en rekke ulike artsgrupper. På fin skredjord finner vi for eksempel artsrike engsamfunn som har mange arter til felles med kulturmarksenger. I åpen grovsteinet ur kan det finnes rike artssamfunn som vokser direkte på stein eller berg (epilittiske). Her er selve bergarten og stabiliteten i rasmaterialet avgjørende for artssamfunnenes utforming.

Når det gjelder miljøfaktorer og påvirkning for rødlistearter, er det naturlig å se på rasmark og berg i sammenheng fordi begge miljøer har mange epilittiske lys- og varmeelskende arter. Berg omfatter ellers nakent berg, blokk og stein, som av ulike årsaker ikke er dekket med løsmasser. Slike arealer inngår i naturtypene bergknaus og bergvegg, samt deler av åpen ur og snørasmark². Bratte bergknauser og berghyller har ofte en artsrik karplantevegetasjon der bergveggene er solvendte, og der berget i perioder overrisles av kalkrikt sigevann. Slike sigevannspåvirkete svaberg kan ofte gjenkjennes på lang avstand på den svarte fargen som skyldes forekomst av belegg av svarte blågrønnalger (cyanobakterier).

Bekkekløfter opptrer gjerne langs sprekker, forkastninger og andre svakhetssoner i landskapet og består av en mosaikk av bratte skrenter, nakent berg og juv, skogselementer, samt en elv eller bekk i bunnen.

Bekkekløftene er å betrakte som landskapselementer og finnes spredt i hele landet, men er mest vanlig i landskap med store høydeforskjeller som i midtre og indre fjordstrøk og i bratte innlandsdaler. Aller best utviklet er bekkekløftene i landskap med store avsetninger av lagdelte bergarter, som for eksempel i de sandstein-dominerte dalsidene i Gudbrandsdalen. Bekkekløftene er svært varierte med hensyn til miljøforhold, noe som gir grunnlag for et stort biologisk mangfold innenfor små arealer. Et særtrekk ved bekkekløftene er skyggefulle forhold med konstant, høy luftfuktighet. Dette favoriserer berg- og trelevende arter som ikke tåler direkte sollys.

Disse naturtypene tilhører det "vilde" Norge og påvirkes tilsynelatende ikke så mye av landskapsendringer som er så vanlige i andre naturtyper. Det er likevel flere forhold som kan virke negativt inn på forekomsten av mange av rødlisteartene i rasmarker, berg og bekkekløfter. Økt rassikring og mindre beite kan medvirke til at rasmerkene fortære gror igjen, mens vassdragsregulering (småkraftverk), og skogsbruk kan være negativt for miljøet i bekkekløftene. Storskala påvirkninger som luftforurensning kan også være negativt for mange arter som er knyttet til disse miljøene, og særlig for lav som har mange rødlistearter her.

Biomangfold i rasmarker, berg og bekkekløfter

En høy andel av det norske artsmangfoldet forekommer på rasmark, berg og i bekkekløfter på grunn av de sammensatte og mangfoldige livsmiljøene som finnes

der. Det er imidlertid ikke så mange arter som kan kalles rasmark- eller bekkekløftspesialister. Likevel har noen arter sine hovedforekomster i disse naturtypene.

I **rasmark** er kornstørrelsen en av de viktigste miljøfaktorene som bestemmer hvilke arter som finnes. På grunn av at materialet som raser ut fra berget sorteres nedover rasmarka, vil de øvre delene bestå av finere materiale mens de nedre delene ofte domineres av stein og store blokker. Jo finere materialet er, desto høyere er kalkinnholdet i substratet. Engvegetasjon med mange sjeldne karplanter er derfor typisk for rasmarker med kalkrikt finsubstrat. Som en følge av dette, er naturlig nok insektsamfunnene knyttet til disse karplantene også spesielle³. Løs og kalkrik skredjord er også gunstig for larveutvikling hos mange insekter. Dette er bakgrunnen for at karplanter og biller er de dominerende artsgruppene av rødlistearter på rasmark. En karakteristisk art for slike rasmarker er mnemosyne-sommerfuglen (*Parnassius mnemosyne*) (NT), som finnes i enkelte kalkrike rasmarker på Nordvestlandet, og som er avhengig av kombinasjonen av åpne snørasbetingete rasmarksenger og tilliggende skog og kratt der vertsplanten lerkespore vokser.

Artsmangfoldet av lav og moser på **berg, blokker og stein** kan være svært stort pga. stor variasjon i miljøforhold over små avstander⁴. Spesielle miljøer som overheng, grotter og sprekker, kildeframspring og overrislede flater skaper også stor variasjon. I tillegg vil ulik eksposisjon av bergvegger og blokksider skape stor variasjon i artssammensetningen. En del rødlistete arter er knyttet til nord- og østvendte bergvegger og blokker, særlig i oseaniske (nedbørrike) miljøer, mens sørvendte bergvegger i kontinentale strøk er særlig viktige for kalkkrevende skorpelav. Mosefloraen er gjerne mer artsrik der det er skyggefullt, særlig der det finnes næringsrike sig av kalkrikt vann, mens de fleste lav-artene trives best i halvåpne landskap på ikke-overrislete bergvegger.

Bergsprekker, bergknauser og berghyller er også viktige naturtyper for mange karplanter. Bregner, bergknapp-arter, sildrer, bergfrue og ulike grasarter er godt representert. Kystnære, kalkrike berg og kalkrike, varme sørvendte berg kan ha et betydelig innslag av rødlistearter, slike som rødsmelle (*Atocion armeria*) (NT) og søstermarihånd (*Dactylorhiza sambucina*) (VU). På kalkrike tørrberg opptrer en rekke rødlistearter som for eksempel kubjelle (*Pulsatilla pratensis*) (NT) og dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) (VU). Enkelte bregnearter forekommer særlig på olivinstein, en hard ultramafisk



Berg og ustabil rasmark ved Kleivan, Stjørdal i Nord-Trøndelag.
Foto: Åslaug Viken.



Bekkekloft i Vinstradalen, Oppdal i Sør-Trøndelag.
Foto: Åslaug Viken.



Bergvegger som denne ved Ålbu, Oppdal i Sør-Trøndelag er viktige naturtyper for mange arter både innen lav og moser. Slike bergvegger er også hekkeplasser for rovfugl. I nedkant av berget finnes rasvifter med artsrik karplanteflora og varmekjær insektfauna. Foto: Åslaug Viken.

bergart, som har sitt nordiske forekomst-tyngdepunkt på Nordvestlandet. Brunburknen (*Asplenium adulterinum*) (EN) finnes nesten bare på olivin og er sjelden i øvrige deler av Europa. Hjortetungen (*Asplenium scolopendrium*) (VU) finnes i skyggefulle bergsprekker på ytre Vestlandet. Bergvegger utgjør også viktige miljøer for flere arter av rovfugl. Berg er normalt av liten betydning for sopp og insekter, men apollosommerfuglen (*Parnassius apollo*) (NT) er et eksempel på en art som er typisk for slik natur der den seiler mellom bergknausene. Ellers opptrer enkelte rødlistete jordstjerner og røysopper på kalkrike tørrberg og i rasmarker med skifergrus.

Det biologiske mangfoldet i **bekkekløfter** er gjerne knyttet til nakent berg, rasmarker, og til spesielle livsmedier som gamle trær og død ved⁵. I bekkekløfter som går fra fjell til lavland finnes gjerne et rikt innslag av fjellarter nokså langt ned i lavlandet. Av spesielle og rødlistete arter ellers kan nevnes karplanten marisko (*Cypripedium calceolus*) (NT), samt flere sjeldne bregner som ikke tåler direkte sollys. Mange av de sjeldneste bekkekløftartene forekommer nesten utelukkende i de rike og trange bekkekløftene i Gudbrandsdalen, og er gjerne betegnet som ”huldreplanter”.

En rekke sjeldne og rødlistete moser vokser på



Bekkekløft ved Andersbrekka i Lysedalen, Forsand i Rogaland, en klassisk moselokalitet der horngrimemosen (*Herbertus dicranus*) (EN) vokser. Foto: David Rycroft.

Mnemosynesommerfugl (*Parnassius mnemosyne*) (NT) finnes i enkelte frodige rasmarker på Nord-Vestlandet der den flyr på forsommeren. Larven utvikler seg på lerkespore (*Corydalis intermedia*). Bildet viser en hunn med kyskhetsbelte (sphragis) som hannen som parett henne har laget på undersiden av bakkroppen for å hindre andre hanner i å komme til. Foto: Oddvar Hanssen.



fuktige bergvegger. Gode eksempler er våre tre arter i slekten grimemose (*Herbertus* spp.) som alle er rødlistet. Dette er arter som på det europeiske fastlandet bare forekommer i de mest nedbørrike strøkene på Vestlandet. Mosefloraen på både bar- og løvved er særlig artsrik i bekkekløfter og domineres ofte av små levermoser. Her inngår flere rødlistearter, for eksempel tre tveblad-mosearter (*Scapania* spp.) som alle formerer seg med røde grokorn⁶.

Gamle trær og skyggefulle bergvegger i områder med høy luftfuktighet har ofte en rik lavflora med flere rødlistete skogsarter, som for eksempel huldrestry (*Usnea longissima*) (EN) og flere raggarter (*Ramalina* spp.). Stabile fuktighetsforhold danner også grunnlag for forekomster av mange lavararter som også er typiske for den midtnorske, grandominerte ”boreale regnskogen”. I fossesprutsonen i bekkekløfter kan en særlig på grangreiner finne spesialiserte og svært sjeldne lavararter som fossenever (*Lobaria hallii*) (VU) og fossefiltlav (*Fuscopannaria confusa*) (EN). Stor artsrikdom og mange sjeldne arter av sopp opptre også i bekkekløftene, særlig kalkkrevende, jordboende arter knyttet til bratte lier og rasmarker, men også vedboende arter knyttet til ulike typer død ved som opptre i lite påvirkete kløfter.

Dyrelivet i bekkekløfter er dårlig kjent, men det antas at enkelte insektgrupper som har høye krav til stabil fuktighet, for eksempel soppmygg, edderkopper, støvlus og spretthaler, kan ha viktige forekomster i bekkekløfter. I tillegg vil forekomster av død ved potensielt kunne være viktige for mange vedboende arter. Siden mange dødvedinsekter er varmekjære, gjelder dette særlig der veden ligger soleksponert.

Viktige miljøfaktorer

Enkelte rasmarker kan oppleves som oaser av artsmangfold på grunn av kombinasjonen av mange gunstige miljøforhold. Kalkrikt finsubstrat sammen med høy varmeinnstråling er svært gunstig for mange av rødlisteartene, både blant karplanter og insekter. Kornstørrelse, kalkinnhold i bergarten og innstråling er derfor sentrale miljøfaktorer. Forstyrrelsesintensiteten (utbredelse, styrke og frekvens), har også stor betydning for hvilke arter som til en hver tid befinner seg i ei rasmark.

Grunnlaget for miljøvariasjon i artssamfunn på berg, blokk og stein er ulike kombinasjoner av lys, kalkinnhold og fuktighet. Når det gjelder lystilgang, har både innstråling og hellingsgrad betydning. Sørvendte,



Horngrimemose (*Herbertus dicranus*) (EN) fra Andersbrekka i Lysedalen, Forsand i Rogaland. Foto: David Rycroft.

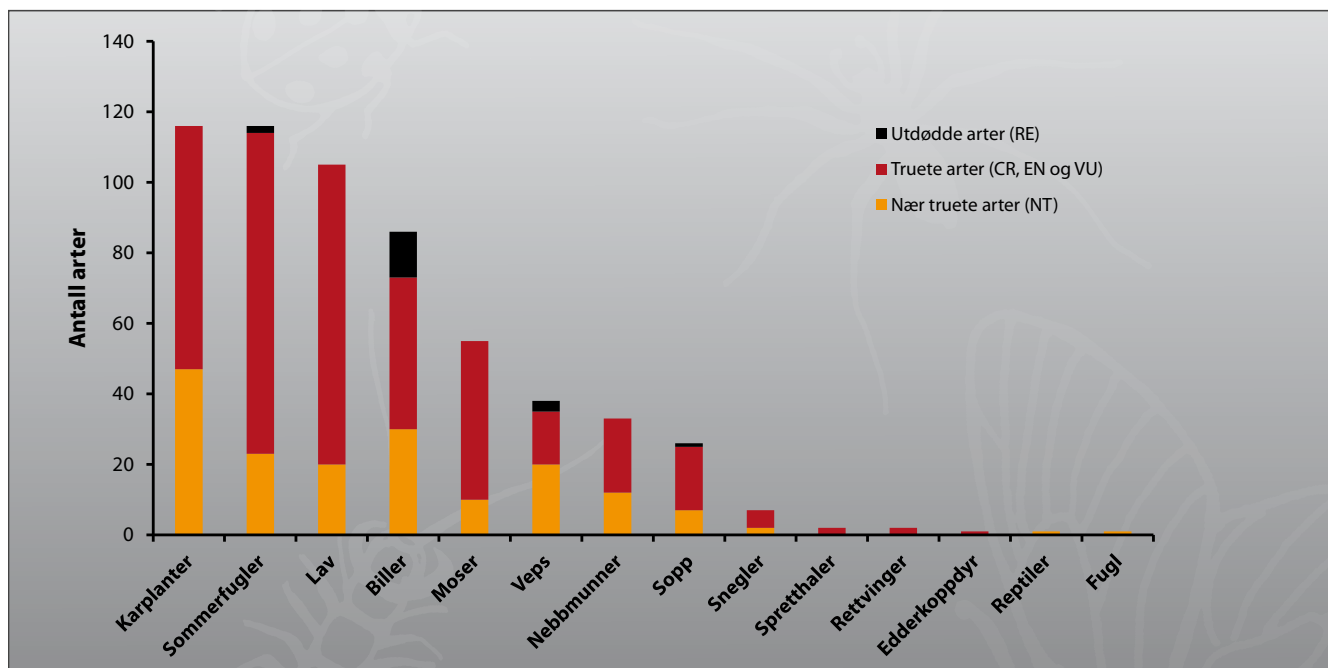
Åpne berg tilføres store mengder lys og varme, mens overheng og grotter representerer spesielle miljøer som mottar lite lys og regnvann, selv om luftfuktigheten kan være høy der. Fuktighet er en kompleks miljøfaktor som består av både luftfuktighet og vanntilgang til marka eller substratet. Spesielle miljøer dannes for eksempel ved kildefremspring, overrislete bergflater, fossesprutsoner og skyggefulle berg med høy og stabil luftfuktighet. Fordi lav og moser tar opp vann og næring både fra lufta og fra sigevann, er det ikke åpenbart at selve bergarten de vokser på har betydning.

Det er imidlertid vist at kalkfattige bergarter har helt andre arter enn kalkrike bergarter, noe som trolig skyldes forskjellen i oppløste næringsstoffer i sigevannet. På bergvegger ser man ofte en vertikal sonering hvor mindre kalkkrevende arter dominerer i øvre deler der substratet oftere tørker ut, mens mer kalkkrevende arter dominerer i nedre del der det er høyere luftfuktighet og sigevannspåvirkningen varer lengre etter et regnskyll. Mineralnæringen i berget er ellers av stor betydning for karplantefloraen, og mange kalkkrevende arter er rødlistete. Langs kysten er saltpåvirkning en viktig faktor, mens i fuglefjell, og ellers lokalt, vil naturlig gjødsling kunne ha stor betydning for hvilke artssamfunn som utvikler seg.

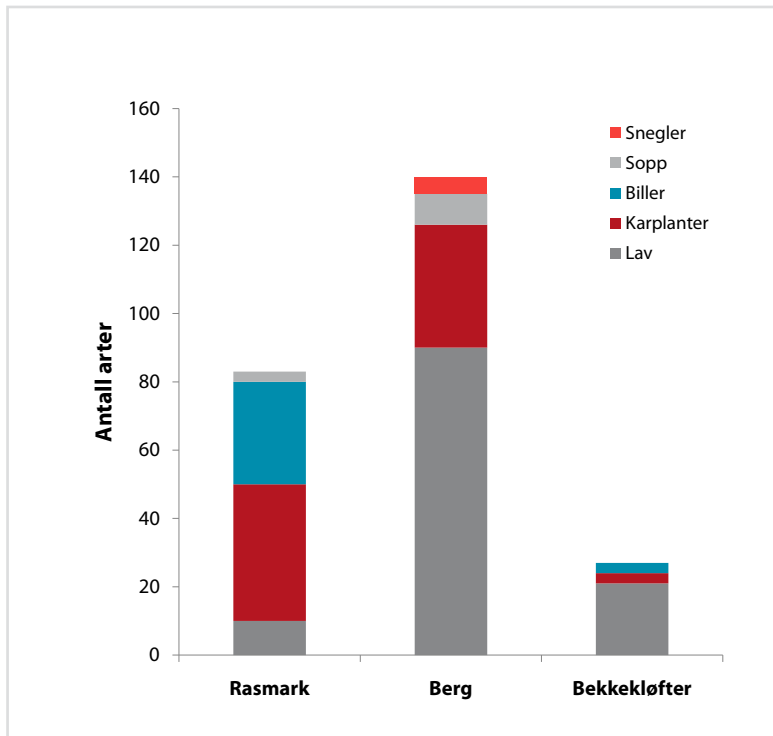
Miljøfaktorene i bekkeløfter varierer enormt over

korte avstander, og gir grunnlag for forekomst av en rekke naturtyper og et stort biologisk mangfold. Det er topografien og berggrunnen som er årsaken til mye av dette. Bekkeløfter ligger ofte i overgangssoner mellom ulike bergarter, og selv innenfor smale kløfter finnes ofte stor variasjon i lysforholdene. Sør- og sørvestvendte lier kan ha svært høy innstråling og være preget av varmekjære og tørketolerante arter, mens nord- og østvendte lier ofte er svært skyggefulle med sine spesialiserte arter. Fuktighetsforholdene er derfor også svært varierende, med alt fra fossesprutsoner og overrislede berg, til tørre overheng og skreinter.

Regelmessig flom og ras medfører hyppige forstyrrelser av miljøet noe som bidrar til variasjon i jordsmonnet og forekomst av ulike suksesjonsfaser av naturtypene som forekommer. Vegetasjonen i bekkeløftene vil derfor preges av hele variasjonsspekteret fra rik til fattig og tørr til fuktig. De fleste bekkeløftene forekommer i barskogsregionen, men løvtreinnslaget er nesten alltid stort i bekkeløftene. I bunnen av større kløfter finnes ofte et belte med gråorheggeskog, mens de sørvendte liene kan være preget av rike rasmarker med edelløvsskog i nedre deler og tørr furuskog med sørvendte berg i øvre deler. Bekkeløfter er ofte rike på død ved. Dette skyldes både forstyrrelser fra ras og flom, og at det mange steder er vanskelig å ta



Figur 1. Fordeling av utdødde arter, truete arter og nær truete arter i rasmark, berg og bekkeløfter fordelt på ulike artsgrupper (totalt 589 arter). Utdødde arter (RE) er arter som en antar har dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).



Figur 2. Antall rødlistearter for fem artsgrupper for henholdsvis rasmark, berg og bekkekløfter. Slik klassifisering er foreløpig ikke gjennomført for andre grupper.

ut tømmer på grunn av de topografiske forholdene. Store forekomster av læger og gadd skaper en ekstra dimensjon av livsmedier i det ellers så varierte landskapsbildet. Mengde og fordeling av ulike typer av død ved er svært viktige miljøfaktorer for en rekke rødlistearter.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Det er vanskelig å angi nøyaktig hvor mange rødlistearter som er knyttet til rasmark, berg eller bekkekløfter siden naturtypene inngår som landskapselementer i andre hovednaturtyper. Vurderinger gjort i forbindelse med Rødlista 2010 viser imidlertid at minimum 570 truede og nær truede arter (ca. 16 % av disse) er knyttet til slike områder (Figur 1). Dette er trolig i hovedsak arter som viser preferanser for disse naturtypene. I tillegg kommer en lang rekke rødlistearter som kan forekomme i rasmarker og i bekkekløfter, men som normalt finnes i kulturmark eller i skogen. Dette gjelder for eksempel mange av rødlisteartene som er knyttet til død ved. Moser, lav og karplanter er de dominerende artsgruppene blant rødlisteartene knyttet til disse naturtypene, mens insekter og sopp er relativt lite representert (Figur 1). Vi ser også at rasmark, berg og bekkekløfter skiller seg noe fra hverandre når det gjelder hvilke taksonomiske grupper som dominerer blant de truede og nær truede artene. Noen typiske trekk

er at karplanter og biller dominerer i rasmark, karplanter og lav dominerer på berg, og lav er viktigste gruppe i bekkekløfter (Figur 2). Dette er viktige habitat også for moser, men denne artsgruppen er foreløpig ikke klassifisert i forhold til forekomst i slike typer av natur. Enkelte taksonomiske grupper som tovinger (Diptera) og veps (Hymenoptera) er ikke vurdert i sin helhet i Rødlista for arter 2010⁷, og vil derfor trolig ha større omfang enn hva figurene tilsier.

Rasmark, berg og bekkekløfter er antagelig mindre utsatt for de typiske arealendringene som er vanlige i andre naturtyper med mange rødlistearter. Dette skyldes nok at disse naturtypene preges av ustabile naturforhold og finnes i ulendt terreng som gjør at det er vanskelig for mennesker å utnytte områdene. Imidlertid påvirkes også disse naturtypene både av naturlige og menneskeskapte storskalaendringer (for eksempel luftforurensning og klimaendringer) som kan være negative for mange av rødlisteartene som finnes der.

Rasmarker holdes naturlig åpne av jord og snøskred, men gjengroing ser ut til å være et tiltakende problem på grunn av redusert utmarksarbeid og rassikringstiltak. Endringer i snøforhold på grunn av klimaendringer kan også påvirke rasfrekvensen i en eller annen retning. For høyt beitetrykk i rasmarker kan også være negativt. En undersøkelse av gamle lokaliteter for apollosommerfugl i Jotunheimen viste at arten bare fantes på lokaliteter

som ikke var beitet av husdyr (Ødegaard pers. obs. 1994).

I bekkeklofter vil miljøet endres dersom landskapet åpnes opp for eksempel etter flatehogst. Dette vil særlig ha betydning for lokalklimatiske forhold slik som temperatur og fuktighet, men kan også ha direkte negative effekter ved at substrat for arter knyttet til død ved eller levende trær blir fjernet. Vassdragsreguleringer kan også ha stor påvirkning både som følge av neddemming, vannstandsendringer og endringer i luftfuktighet⁸. Bekkeklofter har kommet sterkt i fokus i forbindelse med den økte utbyggingen av småkraftverk, og flere undersøkelser har blitt utført for å bedre kunnskapsgrunnlaget⁹.

Som i andre naturtyper vil langtransportert forurensning kunne virke negativt på en rekke arter. Tilstanden når det gjelder sur nedbør har imidlertid bedret seg vesentlig de siste årene, mens nitrogenforurensning fremdeles er et problem. Nitrogen kan ha en gjødslingseffekt slik at konkurransesvake arter bukker under. Lokalt kan utslipp til luft fra industri ha stor påvirkning på artssamfunn, og det er særlig lavsamfunn som rammes hardt.

Referanser

1. Direktoratet for naturforvaltning 1999. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13.
2. 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
3. Andersen, J. og Hanssen, O. 1989. Billefaunaen i Gudbrandsdalen. Insekt-Nytt 14: 15-23.
4. Frisvoll, A. A. 1975. Moseflora og vegetasjon på steiner og bergvegger i et subalpint område ved Kongsvold, Dovrefjell nasjonalpark. Hovedoppgave i botanikk, Universitetet i Trondheim.
5. Haugset, T., Alfredsen, G. og Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. Siste sjånse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus.
6. Hassel, K., Jordal, J. B. og Gaarder, G. 2006. *Scapania apiculata*, *S. carinthiaca* og *S. glaucocephala*, tre sjeldne levermoser på død ved i bekkeklofter og småvassdrag. Blyttia 64:143-154.
7. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
8. Andersen, K. M. og Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning 1986-2: 1-90.
9. Hofton, T. H. 2007. Bekkeklofter i Buskerud – oversikt over potensielt biologisk interessante lokaliteter. BioFokus rapport 2007-18.

Ferskvann

Utarbeidet av Ann Kristin Schartau¹, Dag Dolmen², Trygve Hesthagen¹, Marit Mjelde³, Bjørn Walseng¹, Frode Ødegaard¹, Jan Økland⁴, Karen Anna Økland⁴ og Terje Bongard¹

¹Norsk institutt for naturforskning, ²NTNU Vitenskapsmuseet, ³Norsk institutt for vannforskning, ⁴Universitetet i Oslo



Norge har en rik og mangfoldig vassdragsnatur. Dette kapitlet gir en beskrivelse av miljøforhold og de viktigste påvirkningsfaktorer for rødlistete arter i ferskvann i Norge. Med ferskvann menes her bekker, elver, dammer, innsjøer og systemer av disse, og det omfatter både frie vannmasser og bunnområder i ferskvann.

Rundt regnet 5 % (17 000 km²) av Norges areal kan karakteriseres som ferskvann. Vannsystemene i Norge er preget av mange, små innsjøer (omkring 870 800 innsjøer mindre enn 0,01 km², jf. Statens kartverk) og hurtigstrømmende elver. Kun 2163 innsjøer har et areal på mer enn 1 km², men disse har et totalt overflateareal på 10 200 km², tilsvarende 60 % av Norges samlede innsjøareal. I de fleste innsjøene har vannet kort oppholdstid med rask utskifting av vannmassene, men det finnes også en del dype sjøer med lengre oppholdstid. De fire dypeste innsjøene i Europa ligger i Norge. Disse er alle dypere enn 400 m, og med dypeste bunn under havets overflate. Totalt finnes det over 250 000 km elveløp med vannføring over 1 m³/s. De fleste elvene er små med et nedbørfelt mindre enn 10 km² og en lengde på noen få kilometer. Kun 14 vassdrag er lengre enn 200 km. Spesielt på Vestlandet og langs kysten av Nord-Norge er det kort vei fra fjell til fjord. Praktisk talt alle de store vassdragene starter i fjellet, og norske elver er derfor preget av fosser og stryk. Det eneste vassdraget som nærmer seg det en kan kalle en flod er Glomma.

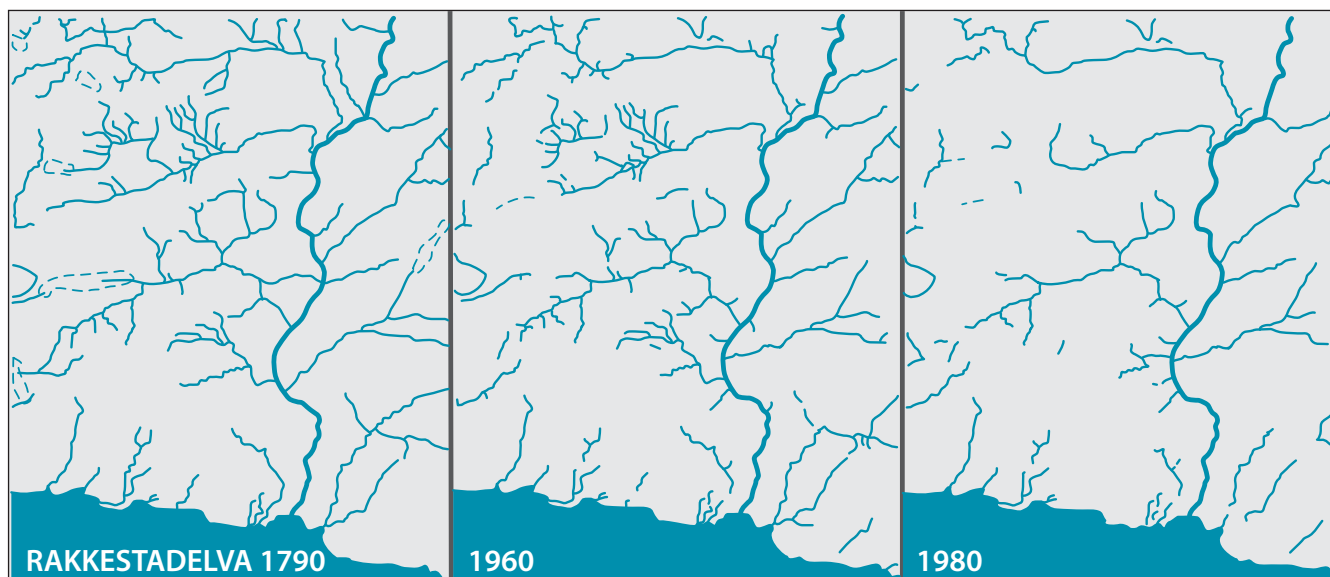
En rekke forhold er med på å endre våre ferskvannsystemer. Dette omfatter fysiske inngrep (infrastruktur, vannkraftutbygging, forbygning, gjenfylling), forurensning (eutrofiering, forsuring, miljøgifter),



De fleste elvene i Norge er relativt små og preget av fosser og stryk. Spesielt på Vestlandet og langs kysten av Nord-Norge er det kort vei fra fjell til fjord. Foto: John Atle Kålås.

introduksjon og spredning av fremmede arter samt endringer i klima. Omkring 1/3 av innsjøarealet i Norge er påvirket av vannkraftutbygging, tilsvarende i underkant av 6000 km². Om lag 1000 km² er neddemt, og 15 av Norges 20 høyeste fossefall er regulert. I tillegg kommer et stort antall elveløp som er forbygd, eller som er regulert for energiproduksjon, drikkevannsutttak, jordbruksvanning, fløting og annet.

Inngrep i form av veier, drenering og gjenfylling er spesielt en trussel mot mindre vannforekom-



Figur 1. Studerer vi gamle kart vil vi oppdage at mange av de gamle vannsystemene nå er fjernet fra landskapet. Vannet er grovting ut av våtmarker, og bekker er lagt i rør. I dag er små bekker sjeldne naturtyper på flatbygdene i Sørøst-Norge. Bare i Østfold er det siden 1960 lukket mer enn 150 mil med bekker og grøfter. Grovting av fuktig og rålendt jord begynte allerede tidlig på 1800-tallet, men det var først da gravemaskiner kom i bruk rundt 1930 at arbeidet fikk en kraftig oppsving. Arbeidet med lukking av bekker og grøfter økte betydelig etter innføring av statstilskudd til dette formålet i 1959. Kilde/illustrasjon: Norsk institutt for skog og landskap og Fylkesmannen i Østfold.

ster (dammer, bekker), og har ført til at mange slike vannforekomster har forsvunnet eller blitt mer isolert (Figur 1). Tålegrenser for forurensning av ferskvann er overskredet for minimum 13 % av Norges landareal^{1,2}. Det er særlig områder på Sør- og Vestlandet som er påvirket av forurensning. Forurensning i form av tilførsel av næringssalter (eutrofiering) til ferskvann er først og fremst et problem i tettbygde områder og i områder med intensivt jordbruk i lavlandet. Den største enkeltkilden til overgjødsling er jordbruksutslipp, mens tilførsler av næringssalter fra industri og befolkning har vist en betydelig reduksjon de seneste årene³. Innsjøsedimentene i store deler av Sør-Norge er forurenset av bly, kvikksølv og kadmium. Disse er først og fremst tilført gjennom langtransporterte luftforurensninger, og tilførslene er i ferd med å avta. Det er generelt liten fare for at de nivåene som nå måles er skadelige for planter og dyr. Unntaket er kvikksølv, som viser liten endring siden 1995 og som dessuten kan oppkonsentreres i næringskjedene, blant annet med høye konsentrasjoner i ferskvannsfisk. Samtidig er det mangelfull kunnskap om mengder og biologiske effekter av nye typer miljøgifter, som for eksempel bromerte flammehemmere.

Ferskvann og biologisk mangfold

Ferskvann i Norge er delt inn på litt ulike måter avhengig av inndelingenes formål. I arbeidet med EUs Vanndirektiv brukes en inndeling av ferskvann i typer som er basert på størrelse (areal, dyp) samt geologiske (kalk, humus), klimatiske og biogeografiske forhold⁴. Grunnlaget for typeinndeling er vannforekomsten. I Direktoratet for naturforvaltning sitt arbeid med kartlegging av biologisk mangfold i ferskvann i Norge er det brukt en inndeling som i større grad er basert på visuelle forhold (fysiske forhold og geologiske prosesser) på landskapsnivå⁵ og på geologiske forhold på vannforekomstnivå^{5,6}.

Naturtyper i Norge (NiN) har inndelinger i naturtyper på fem nivåer (livsmedium, natursystem, landskapsdel, landskap, region). Alle disse fem nivåene kan være avgjørende for tilstedeværelsen av rødlistete arter, men ofte er forekomsten av en art direkte knyttet til egenskaper ved livsmediet (substratet). NiN gir for øvrig en videre klassifisering og beskrivelse av naturtyper i ferskvann⁷.

Det finnes en fullstendig sammenstilling over hvilke dyrearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge, enten gjennom hele eller deler av livet⁸. Det er påvist totalt 2800 arter, hvorav de mest artsrike gruppene er fjærmygg (505 arter), hjuldyr (288 arter) og biller (274 arter). Det er totalt registrert 43 reproduser-

ende arter av ferskvannfisk i Norge, hvorav 32 arter forekommer naturlig. I tillegg kommer to arter som bare tilbringer deler av livet i ferskvann, nemlig ål og skrubbe. Alle de seks artene av amfibier i Norge er knyttet til ferskvann. Ferskvann er viktig føde- og/eller reproduksjonsområder for ca. 80 fuglearter (32 % av artene som hekker på det norske fastlandet) og seks pattedyrarter (7 % av artene som er registrert i Norge).

Det finnes ingen tilsvarende samlet oversikt over planter i ferskvann og deres utbredelse i Norge. Planteplankton (mikroskopiske alger som lever fritt i vannmassene) er den mest artsrike gruppen (minimum 1050 arter). Små fastsittende alger har stort mangfold i rennende vann (minimum 900 arter). Denne gruppen er dårlig undersøkt i stillestående vann. Totalt 20 kransalger og 97 karplanter (vannplanter) er registrert i ferskvann. I tillegg kommer en rekke arter som lever i overgangen mellom vann og land. Moser er dårligere undersøkt, men vi antar at 30-40 arter har ferskvann som sitt viktigste leveområde. Samlet for dyr og planter kjenner vi altså til ca. 5000 arter med hovedtilhold i ferskvann i Norge.

Viktige miljøfaktorer

Mangfoldet av arter i ferskvann påvirkes av både abiotiske og biotiske faktorer, og samspillet mellom disse. Viktige grunnleggende miljøfaktorer er strømforskjell, substratets kornstørrelse og vannkvaliteten, herunder innholdet av humusstoffer, næringsalter og vannets



Kranstusenblad (*Myriophyllum verticillatum*) er kjent fra lavlandet på Østlandet og dessuten fra enkeltforekomster i Hedmark, Rogaland og Finnmark. Arten er utsatt ved mudring, dumping og utfyllinger i strandsonen, og også ved oppdemming, vannstandsregulering, gjennfylling av dammer, bekkelukking og tørrelgging. I Norsk rødliste for arter 2010 er kranstusenblad vurdert til kategorien nær truet (NT).

Foto: www.biopix.dk/ / J.C. Schou

surhetsgrad/kalkinnhold. I tillegg er det betydelig variasjon som følge av den regionale temperaturgradienten. Biotiske faktorer inkluderer alle mulige interaksjoner mellom arter (negative og positive), som konkurranse om levested og næring, og at enkelte arter spiser andre (predasjon).

Kalkinnhold regnes som en av de viktigste abiotiske



Småsalamander (*Triturus vulgaris*) er vurdert som nær truet (NT) i Norsk rødliste for arter 2010. Påvirkningsfaktorer er gjenfylling og drenering av yngledammene, forurensning og utsetting av fisk. Foto: www.biopix.dk/ / Niels Sloth.

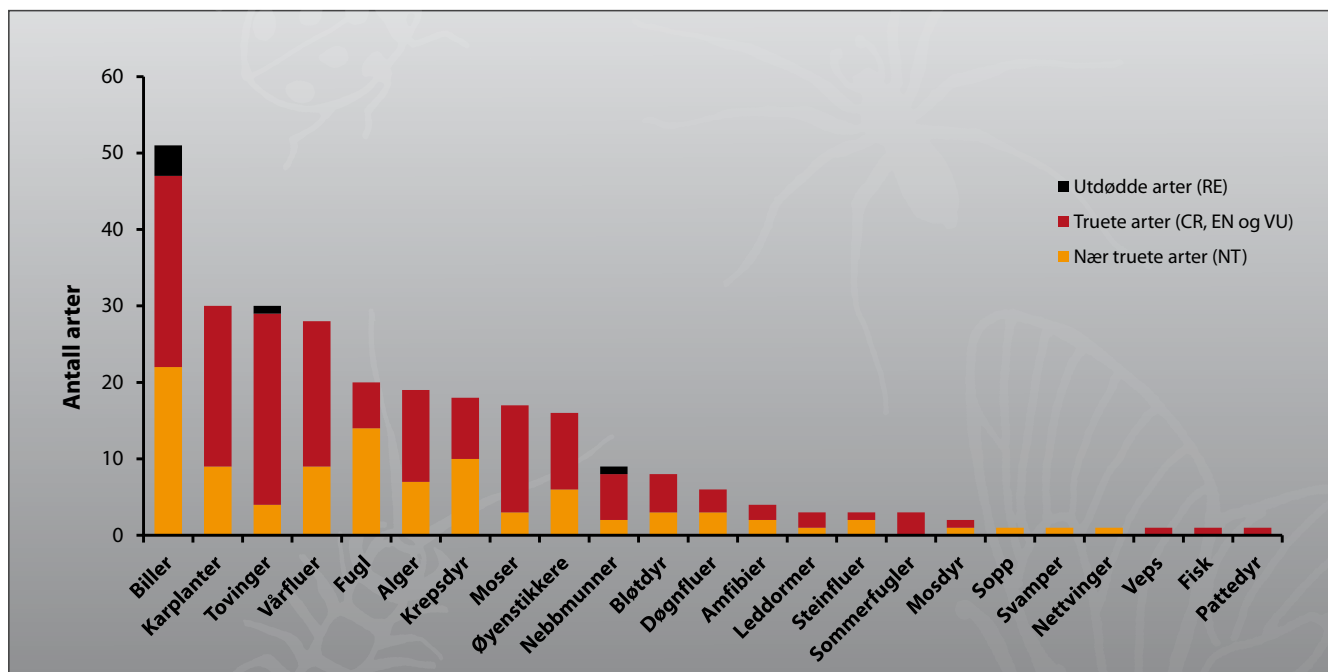
faktorene i ferskvann. Naturlige forskjeller i kalkinnhold skaper markerte forskjeller i artsmangfold og sammensetning. Mangfoldet av ferskvannsorganismer viser generelt positiv sammenheng med kalkinnhold, selv om de mest kalkrike innsjøene (kalksjøene) kan ha et lavt mangfold av vannplanter. Fordi kalkrike vannforekomster gjerne forekommer i deler av landet der menneskelig påvirkning er størst, er mange av de kalkkrevende artene rødlistet.

For mange arter er det viktig med god tilgang på føde, og mangfoldet av planter og dyr er ofte noe høyere i naturlig næringsrike vannforekomster (eutrofe) sammenlignet med mer næringsfattige (oligotrofe). Ferskvann i fjellet har spesielt lavt artsmangfold grunnet kort vekstsesong og derav begrenset produksjon. Det er også en tydelig øst-vest gradient med høyest artsmangfold i de sørøstre delene av Norge og lavest mangfold på Vestlandet. For mange arter har dette sin årsak i klimatiske forhold og geografisk variasjon i naturtypemangfoldet. For eksempel er de fleste vassdragene på Østlandet varmere og har et høyere innhold av kalsium og næringsalter enn Vestlandsvassdragene. Vestlandets bratte skråninger gjør dessuten at elve- og bekkesubstratet er mer ustabil. Vestlandets bratte skråninger gjør dessuten at elve- og bekkesubstratet er mer ustabil, særlig der det tidvis er kraftige flommer.

Mange bestander av planter og dyr har problemer med å etablere seg under slike forhold. I Norge er imidlertid mangfoldet av ferskvannsorganismer også bestemt av innvandringen etter siste istid. Den viktigste innvandringsvegen er fra øst, og mange arter av planter og dyr mangler på Vestlandet til tross for at det finnes egnede vannforekomster. Disse artene har foreløpig ikke nådd fram dit på grunn av vandringshindre som fjell og fosser.

Karplantevegetasjon finnes først og fremst på bløtbunn (bunn dominert av fin grus, sand, silt eller leire). På hardbunn bestående av fast fjell, blokker, stein og grovere grus finnes få eller ingen karplanter, men derimot et påvekstsamfunn som er dominert av moser, grønnsalg og dyr. Vegetasjonen er også viktige leveområder for mange dyr og andre planter (påvekst). Med unntak av planktonalger og hjuldyr er de frie vannmassene artsfattige sammenlignet med bunnområdene i ferskvann. Det er mange forskjeller mellom elver og innsjøer med hensyn til fauna og flora, men roligflytende elveløp kan inneholde mange arter som normalt finnes i innsjøer. På samme måte kan brenningssoner på eksponerte innsjøstrender ha innslag av arter som normalt forekommer i rennende vann.

Organismer har stor innvirkning på hverandre, men detaljkunnskap om slike interaksjoner, både innen og



Figur 2: Fordelingen av utdødde arter, trueete arter og nær trueete arter i ferskvann i ulike artsgrupper (totalt 273 arter). Utdødde arter (RE) er arter som har dødd ut fra Norge etter år 1800, trueete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU).

Stabilisering av elveleier og andre inngrep fører til markert endring i leveområder og plante- og dyresamfunn. Fra Gudbrandsdalslågen, Ringebru kommune. Foto: Børre K. Dervo.



mellom arter, er ofte begrenset. Mengden av fisk og sammensetningen av fiskesamfunnet har stor betydning for mangfoldet av dyreplankton og andre invertebrater som bløtdyr, krepsdyr og insekter. Moderat beiteaktivitet fra fisk kan fremme økt mangfold av dyreplankton og andre små invertebrater fordi konkurranse- eller byttedyr/predatorforholdet mellom artene endres⁹. Intensiv beiting vil derimot kunne føre til at enkelte arter forsvinner, eller at deres forekomst holdes nede på et svært lavt nivå. Store og synlige invertebrater og arter som er dårlige svømmere er særlig utsatt for predasjon fra fisk. En reduksjon i slike større invertebrater kan også påvirke vannfuglarter negativt da de utgjør en viktig del av føden for slike arter i hekketida⁹. I en studie av dammer i kulturlandskapet er det også vist at både individantallet og artsmangfoldet av invertebrater og amfibier ble drastisk redusert ved tilstedeværelse av fisk¹¹. Tilsvarende forhold kan man finne mellom dyreplankton og andre beitende invertebrater på den ene side og planteplankton og vannplanter på den annen side. Best kjent er forholdet mellom plante- og dyreplankton som gjensidig vil kunne påvirke hverandre og føre til endringer i artssammensetning og tetthet¹⁰.

Generelt er det liten kunnskap om konkrete miljøkrav for mange av våre ferskvannsarter. Tilbakegang og tap av arter skjer ofte uten at vi er i stand til å finne årsaken til dette.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Omkring 7 % (267 arter) av alle de truede og nær truede artene har en betydelig andel (> 20 %) av sin bestand i ferskvann (Figur 2). Biller, karplanter, tovinger, vårfluer

og fugl utgjør de største gruppene blant de truede og nær truede artene i ferskvann. Av kransalgene i ferskvann er hele 17 av 20 arter (85 %) rødlistet. Også en stor andel av amfibiene (67 %) og øyentstikkerne (37 %) er med på Rødlista. Rødlisting av alger er begrenset til makroalger (synlige alger), der 19 arter er truet eller nær truet, mens planktonalgene ikke er vurdert. De to mest artsrike dyregruppene i ferskvann, hjuldyr og fjærmygg (en gruppe av tovinger), er heller ikke vurdert. Til det er kunnskapen om artenes utbredelse og habitatkrav for dårlig kjent.

De viktigste påvirkningsfaktorene for rødlistearter i ferskvann er behandlet nedenfor.



Gårdsdammer og andre vannforekomster i kulturlandskapet inneholder en særegen flora og fauna, ofte med mange rødlistete arter. Slike vannforekomster er truet både av fysiske inngrep og forurensninger. Fra Vivelstad, Lier kommune. Foto: Børre K. Dervo.



Antall lokaliteter med elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) har gått ned med mer enn 30 % etter 1900. Arten er vurdert som sårbar (VU) i Rødlista og er en av 55 norske arter på den globale Rødlista. Elvemusling er sårbar for en rekke påvirkningstyper, som forurensinger og ulike arealendringer. Foto: Heidi Sørensen

Arealendringer

Arealendringer i nedbørfeltet eller i artenes levesteder er vurdert til å være en trussel mot 174 arter i ferskvann (64 % av de truede og nær truede arter). Dette omfatter de fleste grupper av planter og dyr. Fysiske inngrep mot levesteder er viktigste trussel. Dette inkluderer gjenfylling av dammer og bekkelukking, vassdragsreguleringer (vannstandsfluktuasjoner, endrete strømforhold, uttørring, nedslamming), mudring, dumping og utfylling i strandsonen og kanalisering. Arter som lever i sonen mellom vann og land (elvbredder og strandsoner) anses som spesielt sårbare for slike inngrep.

Kulturlandskapet representerte tidligere et mosaikkpreget, heterogent landskap. Dammer i kulturlandskapet er viktige habitater for fugl, amfibier og en rekke invertebrater som f. eks. vannbiller, vannteger og øyenstikkere. Rasjonaliseringen i jordbruket gjennom nærmere 100 år har medført et krav om større, sammenhengende jordbruksarealer. Dette har resultert i at småvann og dammer har forsvunnet og bekker er blitt lagt i rør. En undersøkelse av kulturlandskapsdammer utført på slutten av 1980-tallet viste at omkring 1/3 av dammene på Romerike hadde forsvunnet i siste 10-års periode¹¹. Tilsvarende sto 1/3 av de undersøkte dammene i Østfold i fare for å forsvinne¹². Bare i Østfold fylke forsvant 80 % av dammer og andre mindre vannforekomster som observeres på kart fra 1790, i perioden 1950–1990. Siden 1960 er dessuten mer enn 1500 km bekker og grøfter lukket i Østfolds jordbrukslandskap¹³. Spesialiserte arter som har sin

forekomst begrenset til slike naturtyper, er særlig negativt påvirket av endringen i jordbrukslandskapet. Dette kan være kalkkrevende arter, arter som kun forekommer i fisketomme vannforekomster, eller arter som foretrekker spesielle habitater. Et eksempel på dette er arter som er tilpasset livet i dammer som periodevis tørker ut. Fisk vil ha problemer med å overleve i dammer som tørker ut enkelte somre eller som bunnfryser om vinteren. Dette vil kunne favorisere både salamandere og flere arter av biller og øyenstikkere, som ellers ville bli spist av fiskene.

Nedgangen i antallet gårdsdammer forsetter i enkelte områder, om enn ikke i samme hastighet som i den siste 50-års perioden¹⁴. Flere steder, blant annet i Hedmark og Oppland, er det også satt i gang restaureringstiltak og etablering av nye gårdsdammer, med mål å bedre situasjonen for arter som er avhengige av slike naturtyper.

Et upåvirket elveslettelandskap inneholder en mosaikk av ulike naturtyper i forskjellige suksjonsfaser og knyttet til særegne landformer. I denne mosaikken finnes kroksjøer, meandere og forgreinete elveløp. Elvebanker finnes langs elvbredden og elveløp med sterkere helning kan danne elvevifter. Flom medfører mer eller mindre regelmessig forstyrrelser som kan hindre etablering av en flerårig vegetasjon. Tilførsler av nye sedimenter til flommarkene spiller en viktig rolle i disse systemene ved at nye levesteder dannes. Flomsikringstiltak langs de større vassdragene fører imidlertid til at elveslettehabitatene blir mer ensartet, at små vannforekomster tørker ut, og at mangfoldet av

ferskvannsarter avtar^{15,16}. Rødlistearten kranstusenblad (*Myriophyllum verticillatum*) som ellers er funnet kun på noen få lokaliteter i Norge, er en vanlig art på elvesletten langs Gudbrandsdalslågen. Den finnes imidlertid her bare i meandere og delvis avsnørte små innsjøer med direkte eller jevnlig kontakt med Lågen. En eventuell flomsikring, som hindrer oversvømmelse av disse områdene, vil ha en negativ effekt på forekomsten av denne arten¹⁷.

Ål (*Anguilla anguilla*) (CR) fantes tidligere i de fleste elver og bekker i lavlandet. Ål har hatt en bestandsnedgang på 50-70 % i løpet av den siste 10-15 års-perioden, og ålen vurderes nå som truet innenfor hele sitt utbredelsesområde^{17,18}. Det er trolig den samlede effekten av ulike påvirkninger både i havet og i ferskvann som har gitt en kraftig tilbakegang av tettheten av ål i norske vassdrag. Blant påvirkningsfaktorer man antar har hatt en negativ effekt på bestanden av ål, er ulike typer oppvandringshindre som bekkelukking og andre fysiske inngrep i kystnære, små vassdrag.

Forurensning

Forurensning er oppgitt som den nest viktigste påvirkningsfaktoren for de truede og nær truede artene i ferskvann (110 arter, ca. 40 %). Langtransportert forurensning i form av svovel og nitrogen har ført til forsurening av store områder i Sør-Norge. Omfanget av forurensningen har avtatt de senere årene, men selv med full effekt av internasjonale avtaler om reduserte utslipp, vil tålegrensene for forsurening være overskredet for 7 % av Norges landareal også etter 2010. Forsuring har ført til tap av 9600 fiskebestander i innsjøer og skader på ytterligere 5400 bestander¹⁹. Selv om det er tegn til bedring²⁰, vil det ta lang tid eller kreve omfattende tiltak før en generell positiv utvikling i fiskebestandene kan forventes. Snegler²¹ og andre kalkkrevende dyr er spesielt følsomme for forsurening fordi kalsiummetabolismen forstyrres. Bestandene av snegler²² og amfibier²³ er tapt fra store arealer på Sørlandet. Det er videre anslått at 94 % av totalt 47 kjente bestander av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Aust- og Vest-Agder forsvant under den mest intense forsuringperioden²⁴. For enkelte grupper av vannplanter er mer enn 50 % av de opprinnelige artene tapt fra deler av de mest forsurete vassdragene i Sør-Norge²⁵. I de fleste vassdrag finnes det imidlertid mindre forsurrede områder der forsuringfølsomme arter kan overleve. Hvor lang tid disse bruker på å etablere seg igjen i områder som tidligere har vært sterkt forsuret, er dårlig kjent.

Boks 1. Istidsimmigranter

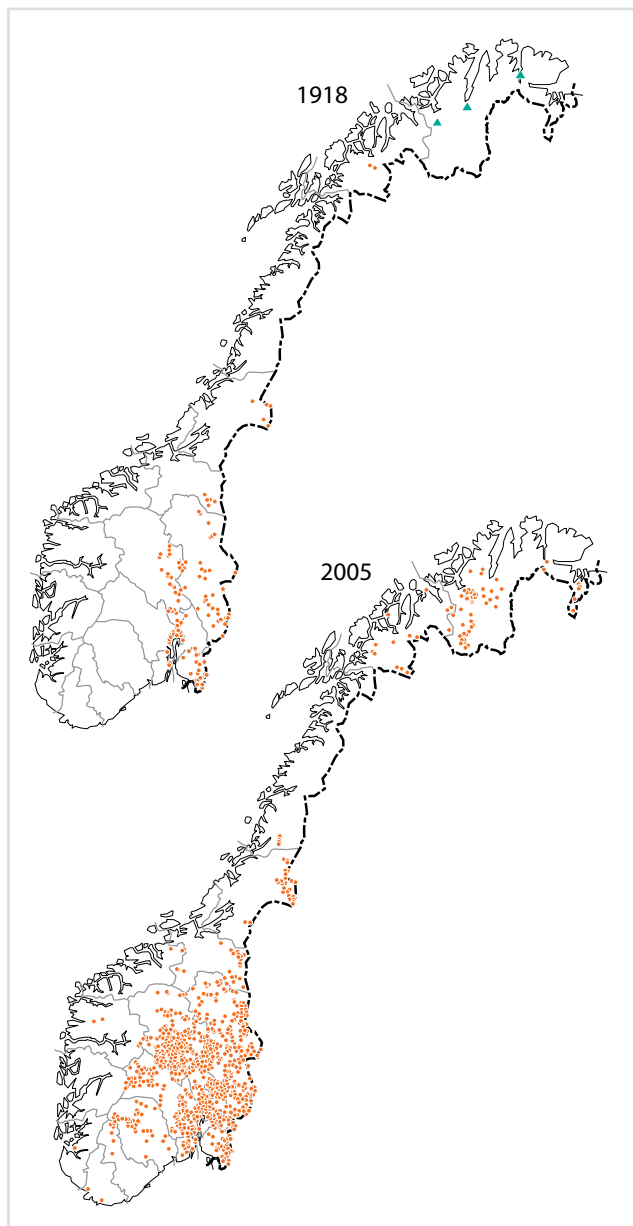
Ferskvannsarter som kom til Norge mot slutten av istiden for 10 000–11 000 år siden kalles gjerne istidsimmigranter. Flere krepsdyrarter, for eksempel *Limnocalanus macrurus* og *Mysis relicta*, samt en fiskeart, hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*) (DD) betegnes som istidsimmigranter i Norge. Spredningen av disse skjedde i stor grad via en serie kjølige israndsjøer (innsjøer som var demmet opp av isen) fra områder øst for Uralfjellene via Østersjøen og videre vestover. I Norge lever disse artene i dag i områder som var dekket av hav under isavsmeltingen. Artene er tilpasset et kjølig klima, og vi finner ofte istidsimmigrantene i dype sjøer der de lever i kjølige vannlag.



Hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*) (DD) er en istidsimmigrant som er med på Rødlista. Den er i Norge bare funnet i to innsjøer på Østlandet, og dens forekomst i Norge ble ikke dokumentert før i 1978. Foto: Arild Hagen.

Kalking av vann og vassdrag kan redusere de negative effektene av forsurening. Selv om de fleste arter begunstiges av noe høyere kalkinnhold i vannet, så finnes det også arter som reagerer negativt på kalking. Mange øyenstikkere er for eksempel vanlig forekommende i naturlig sure tjern og myrvann, og enkelte av de rødlistete artene er utelukkende funnet i kalkfattige elver og innsjøer. Kalking av slike tjern betraktes derfor som en trusselfaktor for disse rødlisteartene.

Overgjødning (eutrofiering) er fremdeles en vesentlig trussel mot det biologiske mangfoldet i ferskvann. Ved moderat overgjødning vil det biologiske mangfoldet kunne øke innledningsvis. Dette gjelder spesielt vannforekomster som opprinnelig er svært næringsfattige. Mange arter reagerer imidlertid negativt på økte tilførsler av fosfor og nitrogen, som ofte fører til tilgroing, nedslamming, oksygenvinn og dårlige



Figur 3: Utbredelse av ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i Norge i 1918 og i 2005. Grønne trekanten symboliserer ufullstendige data om forekomst i 1918. Artens naturlige utbredelse omfatter vassdrag i lavlandet på Østlandet samt noen få lokaliteter i Nord-Trøndelag, Troms og Finnmark. Dagens utbredelse er et resultat av at arten er spredt ved menneskelig hjelp, fordi den er mye brukt som agnfisk. Slike tilskjete og utilsiktede spredninger kan ha store økologiske konsekvenser for den stedegne faunaen, og spesielt for fiskebestandene. Kilde: Norsk institutt for naturforskning.

lysforhold. Dette gjelder for eksempel mange av de rødlistete kransalgene (*Chara*-slekten). Disse forekommer stort sett kun i svært kalkrike innsjøer, og det er vist at artene forsvinner eller får redusert forekomst når

lysforholdene blir dårligere som følge av eutrofiering^{26,27}. Kjempevannkalven (*Dytiscus latissimus*), som er knyttet til moderat næringsrike innsjøer eller sjøer med velutviklet vannvegetasjon, har gått sterkt tilbake eller forsvunnet fra store deler av Europa som følge av forringet vannkvalitet. At vi fortsatt har livskraftige bestander av denne arten i Norge, kan indikere god vannkvalitet og tilstand. Denne arten står forøvrig på Bern-konvensjonens liste II og ble også fredet i Norge i 2001.

På tross av at utslippene av mange miljøgifter har blitt sterkt redusert de siste årene, utgjør disse fortsatt et miljøproblem. Dette gjelder for eksempel for organiske miljøgifter som kan anrikes i næringskjeden. Det er først og fremst arter som befinner seg høyt oppe i næringskjeden, som fisk og fugl, som ser ut til å være truet av organiske miljøgifter²⁸. Miljøgifter antas å ha negativ innvirkning på fire rødlistearter i ferskvann. Når så få arter er vurdert som truet av miljøgifter, så kan dette skyldes at kunnskapen om effektene av miljøgifter er dårlig kjent for de fleste ferskvannarter. Arter som utelukkende forekommer i rennende vann, og har en begrenset utbredelse, kan trues av rotenonbehandling. Et eksempel på dette er vanntrækkeren (*Brychius elevatus*) (NT).

Klimaendringer

Med dagens kunnskap er det vanskelig å vurdere hvilke effekter endringer i klima kan forventes å få på artenes risiko for å dø ut. I Rødlista for 2010 er ingen arter i ferskvann angitt å reagere negativt på klimaendringer. Mildere klima vil allikevel på sikt kunne være kritisk for arter i høyfjellet og i arktiske områder. Dette gjelder for eksempel tusenbeinkrepsen (*Tanymastix stagnalis*) (CR), som i Norge kun finnes i noen få lokaliteter i Trollheimen^{29,30}. Blant fiskene er arktisk niøye, (*Lethenteron camtschaticum*) (DD), antatt å være sårbar for klimaendringer. Den er hittil bare påvist i Pasvikvassdraget i Øst-Finnmark.

Arter som lever i kaldt vann i dype innsjøer vil også kunne påvirkes negativt av økt vanntemperatur. Det gjelder flere av de såkalte "istidsimmigrantene" (se Boks 1). Hoppekrepsen (*Limnocalanus macrurus*) (NT) er en slik art. Den er kun registrert i et fåtall av de store innsjøene på Østlandet.

Beskatning og fremmede arter

Andre påvirkningsfaktorer er oppgitt å ha mindre betydning for ferskvannsartene på Rødlista. Beskatning (fiske og jakt) er en trussel for under 1 % av artene (f.eks. oter,

Lutra lutra) (VU), og fremmede arter er også oppgitt som trussel for ca. 1 % av de truede og nær truede artene (bl.a. amfibier). For 6 % av artene er påvirkninger oppgitt som ukjente.

I Norge har det vært omfattende utsetting og spredning av naturlig forekommende fiskearter. Det gjelder i første rekke ørret (*Salmo trutta*), men også ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), som opprinnelig hadde en mer begrenset utbredelse³¹ (Figur 3). Det har også vært en relativt omfattende spredning av fremmede fiskearter her i landet³². Slike utsetninger vurderes som en trussel mot stedegne arter og bestander av fisk og kan få negative konsekvenser for invertebrater som er sårbare for fiskepredasjon. Utsetting av fisk i fisketomme vann kan også ha negativ innvirkning på fuglearter som i hekketida er avhenge av litt større invertebrater som føde¹⁰.

Referanser

- Larssen, T. og Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. NIVA rapport 4722.
- Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrensberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. NIVA rapport 5030.
- Høgåsen, T., Eggestad, H. O., Selvik, J. R., Tjomsland, T., 2009. TEOTIL: Norske kildefordelte utslipp av nitrogen og fosfor i 2008, tabeller og figurer. NIVA, Oslo.
- Solheim, A. L. og Schartau, A. K. 2004. Revidert typology for norske elver og innsjøer. Tilleggsrapport til første versjon av typologien for ferskvann. NIVA rapport 4888.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdsetting av biologisk mangfold, 2. utgave. DN håndbok 13.
- Direktoratet for naturforvaltning 2001. Kartlegging av ferskvannlokaliteter. DN håndbok 15.
- 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Aagaard, K. og Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannfauna. Tapir Forlag, Trondheim.
- Hanson, M. A. og Butler, M. C. 1994. Responses to food web manipulation in a shallow water lake. *Hydrobiologia* 279/289, 457-466.
- Schartau, A. K. L., Hobæk, A., Halvorsen, G., Faafeng, B., Løvik, J. E., Nøst, T., Solheim, A. L. og Walseng, B. 1997. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Diversitet av dyreplankton og littorale krepsdyr - naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14.
- Dolmen, D., Strand, L. Å. og Fossen, A. 1991. Dammer på Romerike. En registrering og inventering av dammer i kulturlandskapet, med hovedvekt på amfibier. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen rapport 1991-2.
- Dolmen, D. 1991. Dammer i kulturlandskapet - makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. NINA forskningsrapport 20.
- Hauger, T. 1994. Mange bekker små. Landbruksforlaget, Oslo.
- Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. og Dramstad, W. 2008. 3Q - Biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap. Status og utviklingstrekk. Dokument fra Skog og landskap 2008-1.
- Schartau, A. K. L., Dervo, B., Halvorsen, G., Hanssen, O., Slored, S.-E., Stabbetorp, O., Østdahl, T., Andersen, O. og Berger, H. M. 2005. Dammer og evjer på elvesletter – effekter av inngrep på biologisk mangfold, s. 73-77. I: Heggberget, T. M. og Jonsson, B. (red.). Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA temahefte 32.
- Mjelde, M. 2006. Vannvegetasjon i dammer og flomløp på elvesletter: artsmangfold i forhold til flompåvirkning og næringstilførsler, s. 25-27. I: Sandlund, O. T., Hovik, S., Selvik, J. R., Øygarden, L. og Jonsson, B. (red.). Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. Felles strategisk institutt program NINA, NIVA, Bioforsk, NIBR 2002-2006. NINA temahefte 35.
- ICES 2006. Report on the joint EIFAC/ICES working group on eel (WGEEEL). ICES CM 2006/ACFM: 16.
- Aarestrup, K., Økland, F., Hansen, M. M., Righton, D., Gargan, P., Castonguay, M., Bernatchez, L., Howey, P., Sparholt, H., Pedersen, M. F. og McKinley, R. S. 2009. Oceanic spawning migration of the european eel (*Anguilla anguilla*). *Science* 325: 1660-1660.
- Statens forurensningstilsyn 2008. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2007. Sammendragsrapport. SFT rapport 2422/2008.
- Hesthagen, T. og Østborg, G. 2008. Endringer i areal med forsureningsskadede fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006. NINA rapport 169.
- Økland, J. 1990. Lakes and snails. Environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers. Universal Book Services/Dr. W. Backhuys, Oegstgeest.
- Økland, J. 1992. Effects of acidic water on freshwater snails: results from a study of 1000 lakes throughout Norway. *Environmental Pollution* 78: 127-130.
- Dolmen, D., Skei, J. K. og Blakar, I. 2008. Scandinavian amphibians: their aquatic habitat and tolerance to acidic water – a field study. *Fauna norvegica* 26/27: 15-29.
- Dolmen, D. og Kleiven, E. 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Southern Norway. *Fauna norvegica* 24: 7-18.
- Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S. W. og Mjelde, M. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Tålegrenser for forurensning. Effekter av kalking. NIVA rapport 4821.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA rapport 3755.
- Mjelde, M. 2008. Kransalgessjøer på Hadeland 2007. Vurdering av økologisk status for 11 innsjøer og tjern. NIVA rapport

- 5603.
28. Nygård, T., Herzke, D. og Polder, A. 2006. Natur i endring. Utvikling av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. NINA rapport 213.
 29. Langeland, A. 2004. Nye funn av sydlig tusenbeinkreps *Tanymanatrix stagnalis* i Norge. Fauna 57: 62-68.
 30. Økland, K. A. og Økland, J. 2004. Utbredelse av tusenbeinkreps (*Branchiopoda anostraca*) i Norge. Fauna 57: 2-13.
 31. Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O. T., Thorstad, E. og Ugedal, O. 2007. The history of the European minnow in Norway: from harmless species to pest. Journal of Fish Biology 71: 184-195.
 32. Hesthagen, T. og Sandlund, O. T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. Journal of Fish Biology 71: 173-183.

Fjell

Utarbeidet av Gunnar Austrheim¹, Kari Anne Bråthen², Rolf Anker Ims², Atle Mysterud³ og Frode Ødegaard⁴

¹NTNU Vitenskapsmuseet, ²Universitetet i Tromsø, ³Universitetet i Oslo, ⁴Norsk institutt for naturforskning

En stor del av Norge består av fjellområder. Dette kapitlet gir en generell beskrivelse av miljøforhold i fjellet og presenterer viktige påvirkningsfaktorer for rødlistearter¹ i norske fjellområder. Med fjell menes her arealer over og nord for dagens skoggrense. Elver og vann i fjellet inkluderes ikke her, men blir omtalt i kapitlet om ferskvann.

Omkring 30 % (110 000 km²) av arealet for fastlandsdelen av Norge ligger over eller nord for den klimatiske skoggrensen². Store deler av fjellet er dekket av stein og annen grunnlendt og lite produktiv mark (impediment) med begrenset mulighet for liv, og ca. 2 % av fjellarealet er mark med permanent snø- og/eller isdekke (2595 km² ³). Fjellområdene i Norge er naturlig oppdelt (fragmentert) av fjorder og daler.

I størstedelen av Norge er det bjørk som danner skoggrensen (fjellbjørkeskogen), men bartrær kan inngå i eller dominere fjellskogen i indre (kontinentale) deler av landet. Grensa mellom fjellskogen og åpen mark i fjellet (skoggrensa) slik vi ser den i dag, ligger ofte lavere enn den klimatiske skoggrensa på grunn av menneskelig påvirkning (seterdrift, beite av husdyr og tamrein, gruvedrift m.m.).

Den klimatiske skoggrensen kan defineres på flere måter⁴, men er ofte angitt som høyden over havet der de høyeste skogklyngene finnes på fastmark i sørvendte ller, i områder med lite menneskelig påvirkning². Lengst i nord går fjellvegetasjon gradvis over i arktisk tundra^{5,6}, og den nordlige delen av Finnmark kan defineres som sørarktisk tundrasone og nord for den klimatiske skoggrensen². I de øvre og nordligste delene av skogbeltet lever bjørka med klimatiske stressfaktorer som frost, tørke og mekanisk ødeleggelse av vind, is og snø. I



Mye av fjellområder i Norge er naturlig oppdelt av fjorder og daler, og store deler av fjellet er dekket av stein og annet lite produktivt areal. Ca. 2 % av fjellarealet er dekket av is og snø hele året. Foto: John Atle Kålås.

tillegg kan beite fra store og små plantespisende dyr (herbivorer) ha en sterk negativ effekt på vekst og overlevelse av bjørk og derfor ha stor betydning for skoggrensedynamikken⁷⁻⁹. Dette inkluderer beiting (herbivori) fra fjellbjørkemåleren (*Epirrita autumnata*), høstmålere (*Operophtera* spp.) og frostmålere (*Erannis* og *Agriopis* spp.) som har regelmessige masseforekomster i fjellbjørkeskogen¹⁰.

Mange faktorer er med på å skape endringer i våre

fjellområder. Dette omfatter endringer i arealbruk ved jordbruksaktivitet (seterdrift og husdyrbeiting) og reindrift, tilførsel av forurensninger (særlig nitrogen), og ikke minst variasjoner og endringer i klima. Menneskelige inngrep i form av veier, hytter og vannkraftutbygging har, spesielt gjennom de siste 50 årene, medført økt oppdeling (fragmentering) av fjellområdene¹¹. For noen arter (for eksempel villrein (*Rangifer tarandus*)) medfører dette reduserte trekkmuligheter mellom fjellområder. Økt hyttebygging, veibygging og turisme i kanten av fjellområdene, medfører også mer aktivitet på fjellet.

Alpine miljø og biologisk mangfold

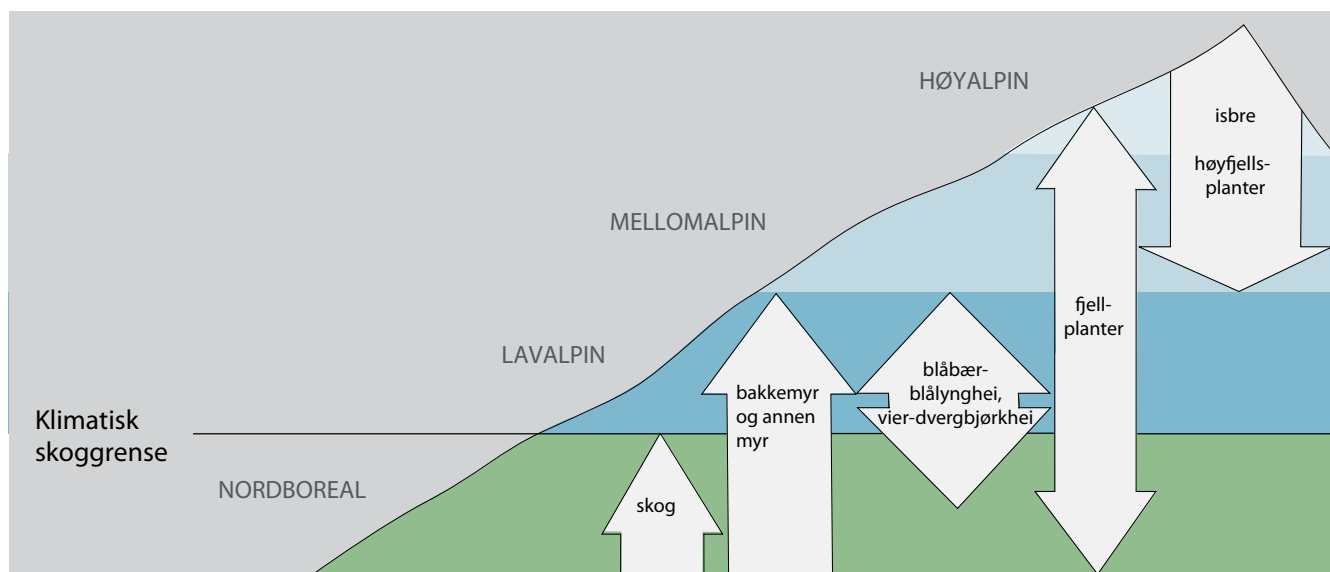
Den bioklimatiske variasjonen i fjellet deles inn i tre soner: (i) lavalpin, (ii) mellomalpin, og (iii) høyalpin sone 2 (Figur 1). Øvre grense for lavalpin sone trekkes der velutviklede lesider dominert av blåbær har sin øvre grense (på Dovre opp til ca. 1400 moh., i Lyngen til ca. 900 moh.). Mellomalpin sone avgrenses mot høyalpin sone av forekomsten til sammenhengende vegetasjon på relativt stabil mark. Karplantene som forekommer i høyalpin sone vokser spredt, mens lav og mose er vanlig. På Dovre er øvre grense for mellomalpin sone ca. 1700 moh. og i Lyngen ca. 1200 moh. De viktigste lokale basisøkolinene for å forklare variasjonen i artssammensetning går fra avblåst rabbe via snøbeskyttet hei til leside og videre, nedenfor lesida, fra moderate snøleier via seine snøleier til ekstrem-snøleier^{12,13}. Rabbevegetasjon omfatter mark med tynt eller ustabil snødekke.



Stuttsmåarve (*Sagina caespitosa*) (VU) er en av de rødlistete karplantene knyttet til mellomalpin sone som er truet av klimaendringer. Foto: Kjell Ivar Flatberg.

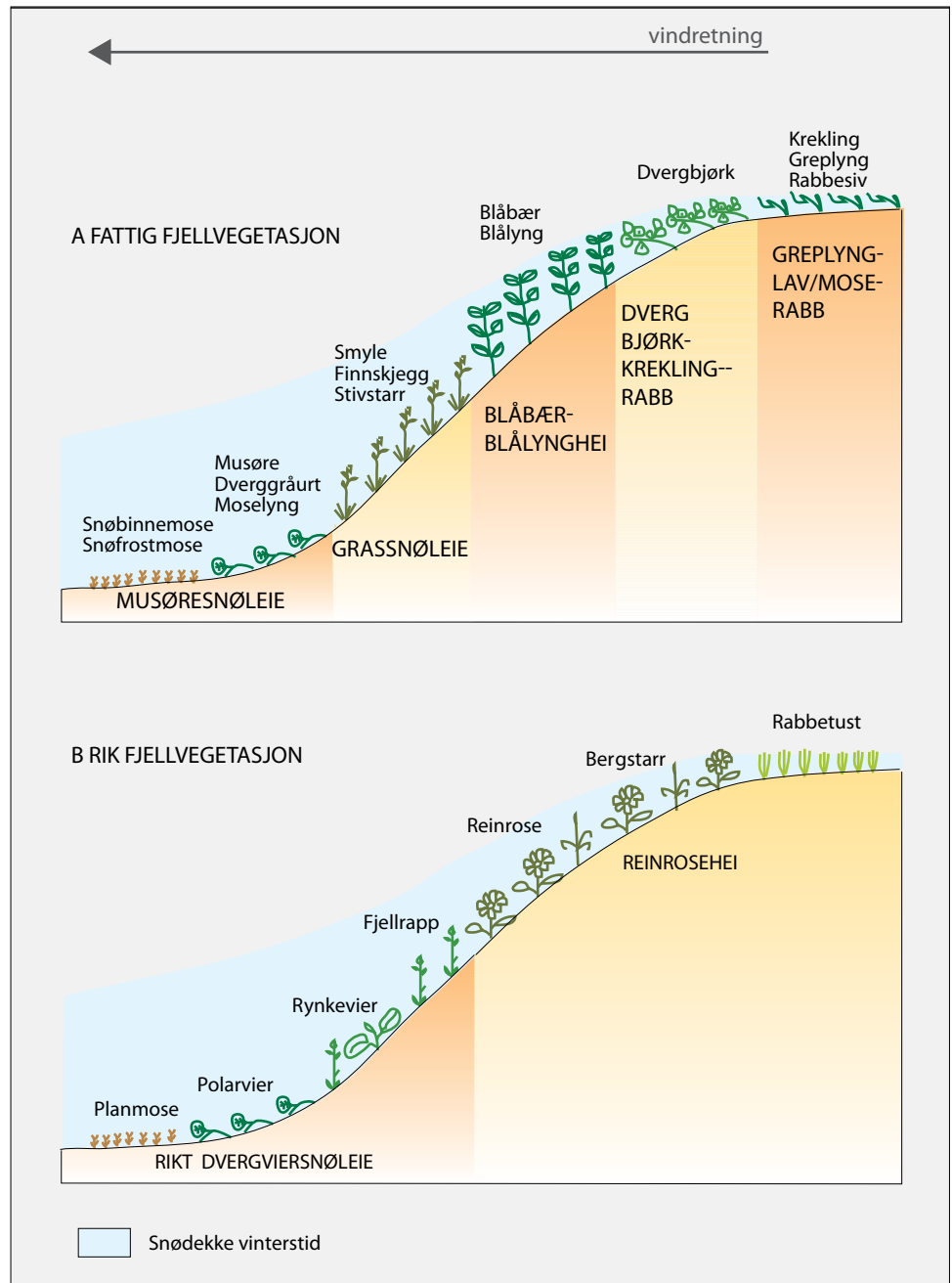
Lesidevegetasjon er knyttet til stabilt snøbeskyttet mark som smelter ut ganske tidlig i vekstsesongen. Lesida omfatter derfor de gunstigste voksestedene i fjellet. Snøleier har derimot langvarig snødekt mark med kort vekstperiode og stor grad av forstyrrelse av jorda pga. jordflyt. Se også Figur 2 for fordeling av vegetasjon i rabbe-snøleiegradient. Myr dekker betydelige arealer i lavalpin sone, men torva er tynn og avtar med økende høyde over havet^{12,13}.

Det finnes ingen fullstendig sammenstilling over



Figur 1. Oversikt som viser vegetasjonssonene i fjell og fjellnære områder, og hovedkriterier som er brukt for å avgrense sonene. Omarbeidet etter Moen².

Figur 2. Skjematisk oversikt som viser vegetasjonens fordeling, med eksempler på viktige arter, langs en rabbe-snøleiegradient i (a) fattig fjellvegetasjon og (b) rik fjellvegetasjon. Omarbeidet etter Moen².



hvilke arter som har sin hovedforekomst i fjellet i Norge. Antall arter med tyngdepunkt i områdene over skoggrensene er imidlertid begrenset. Vegetasjonen er her dominert av dvergbusker, gressaktige vekster (graminoider), moser og lav, samt et stort innslag av urter på kalkrik grunn. For karplanter er det anslått at omkring 250 arter fordelt på 29 familier har sitt tyngdepunkt i fjellet¹⁴. Dette utgjør ca. 14 % av karplantartene med naturlig forekomst i Norge. Av moser er det registrert 416 arter (39 %) i fjellet¹⁵. Insektfaunaen i fjellet do-

mineres av de store gruppene tovinger, veps, biller og sommerfugler. En gruppe på 15-20 arter spretthaler er rene fjellarter som bare unntaksvis går ned i skogbeltet. Nebbmunnere og flere andre insektordener har også arter som i større eller mindre grad er knyttet til fjellnaturen. Av totalt ca. 17 000 kjente insektarter i Norge anslår vi at 2-3000 arter kan forekomme i fjellet. For eksempel er det beregnet at ca. 350 (10 %) av Norges billefauna forekommer i fjell og høyereliggende skog¹⁶. Mange av insektartene som har sin hovedutbredelse i fjellet er



I fjellet er larvene til apollosommerfugl (*Parnassius apollo*) (NT) avhengig av vertsplanten rosenrot (*Rhodiola rosea*) for å kunne utvikle seg. De voksne individene må i tillegg ha tilgang på nektarplanter. Foto: Åslaug Viken.

imidlertid også vanlige i lavlandet. For fugl er områdene over skoggrensa viktige reproduksjonsområder for anslagsvis 30 arter (14 % av artene som reproduserer i Norge), og for pattedyr har vi 5 slike arter (7 % av artene som reproduserer i Norge). ”Viktige reproduksjonsområder” betyr i denne sammenheng at mer enn 20 % av den norske bestanden finnes i fjellet.

Viktige miljøfaktorer

Mangfoldet av arter i fjellet påvirkes av både abiotiske og biotiske faktorer, og av samvirkninger mellom disse. Abiotiske faktorer omfatter snødekke (snødekkestabilitet og snødekkevarighet), markfuktighet, frostvirkning på marka (oppfrysing og jordflyt) og kalkinnhold i jorda. Biotiske faktorer inkluderer alle mulige samvirkninger mellom arter (negative så vel som positive), som for eksempel konkurranse om levested eller næring, og at enkelte arter spiser andre, ved beiting eller predasjon.

Snøen er den viktigste abiotiske faktoren i fjellet, først og fremst fordi relativt stabil vindretning gjennom vinteren gjør at snøen fordeler seg på mer eller mindre samme måte år etter år. Snøens fordeling bestemmer

planteartenes fordelingsmønster fra avblåst rabbe til snøleie, og gir opphav til en typisk sonering av vegetasjonen¹⁷⁻²⁰. I tillegg er jordsmonnsegenskaper (kalkinnhold, fuktighet og jordstabilitet) viktige abiotiske faktorer. Mange plantearter er habitatspesialister med en liten geografisk utbredelse. Flere sjeldne fjellplanter har snevre temperaturtoleranser og/eller krever kalkrik jord (høy pH)²¹. Mangfoldet av planter viser generelt en positiv sammenheng med jordas kalkinnhold, og spesielt andelen urter kan være høy i kalkrike områder. Ellers er vekstsesongen i fjellet kort og produksjonen derfor begrenset. Finse, som ligger 1222 moh., har for eksempel bare 74 vekstdøgn i året (dager med gjennomsnittstemperatur over 5 °C)².

Planteetende insekter følger i hovedsak sine vertsplanter og er dermed underlagt de faktorene som styrer vertsplantenes forekomst. Dog er mange insektarters utbredelse mer begrenset enn sine vertsplanter²². Insektafaunaen i fjellet domineres imidlertid av predatorer og nedbrytere som krever forekomst av bestemte byttedyr eller substrat. For disse er det særlig markfuktigheten som er avgjørende for artenes fordeling²³. I tillegg har faktorer som jordas porøsitet, temperatur og lokale lysforhold stor betydning. Jordkjemiske forhold har trolig mindre betydning for insekter i fjellet.

Når det gjelder pattedyr og fugl, er det gjerne tilgangen på egnede leveområder som er avgjørende for artenes fordeling. Dette kan for eksempel være forekomst av bergvegger eller våtmarker (myr eller kilde) eller spesielle livsmiljøer som busker og enkeltrær. For mange arter er imidlertid god tilgang på føde den viktigste begrensende faktoren, og det er gjerne en sammenheng mellom forekomst og områdets produktivitet. Dette gjør at vi gjerne finner høyere tettheter og flest arter i de lavereliggende og mest produktive områdene.

Organismer, både av samme og forskjellige arter, har stor innvirkning på hverandre. Detaljkunnskapen om slike biotiske sammenhenger er ofte begrenset. En åpenbart viktig biotisk faktor i våre fjellområder er beiting²⁴. Skandinaviske fjellområder har siden tiden etter siste istid hatt et betydelig beitetrykk både av store beitedyr som villrein, og av mindre plantespisere som smågnagere og insekter. Smågnagerne kan i enkelte år ha en effekt på vegetasjonen i fjellet som overgår effekten av de store beitedyrene, inkludert husdyr og tamrein²⁵.

Utformingen av plantedekket påvirkes både av beiteintensiteten (mengden beitedyr) og beitedynamikken (variasjonen i beitetrykk mellom år). De store mengdene med smågnagere og målerlarver som opptrer med mer

eller mindre regelmessige bestandstopper i våre fjell og fjellnære områder, påvirker i neste ledd forekomst og produksjon av arter som lever av smågnagere og larver (både insekter, fugl og pattedyr). Bestandstopper for smågnagere kommer gjerne med 3-5 års mellomrom, mens målerlarver har bestandstopper med ca. 10 års mellomrom.

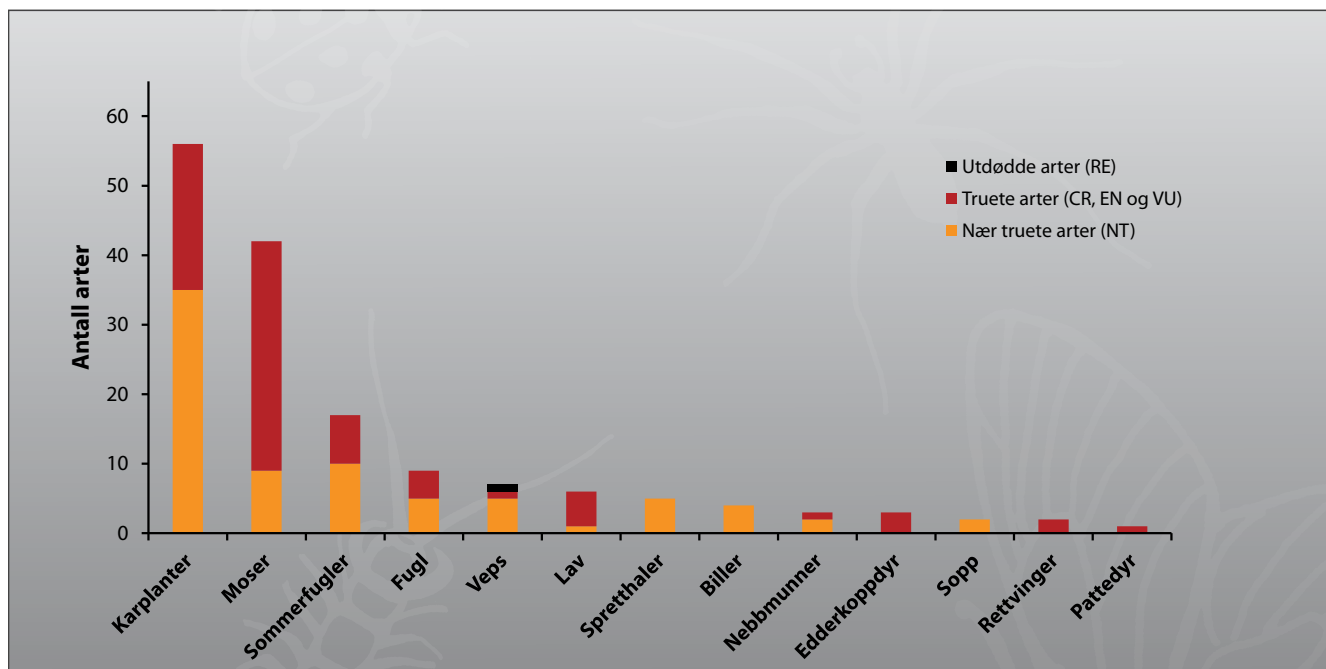
Påvirkingsfaktorer og rødlistearter

Bare ca. 4,2 % (158) av alle truete og nær truete arter i Norge har en betydelig andel av sin bestand (> 20 %) knyttet til arealer over eller nord for skoggrensa¹. Dette betyr ikke nødvendigvis at den negative påvirkningen på biomangfoldet er mindre i fjellet enn i andre systemer, men avspeiler snarere at andelen arter knyttet til alpine og arktiske miljøer er lav. Andelen av truete og nær truete arter i fjellet er størst for moser (23 %) og karplanter (16 %), og minst for insekter der bare 1,8 % forekommer i fjellet (33 arter) (Figur 3). Årsaken til at så få insekter i fjellet er rødlistet skyldes kombinasjonen av store arealer med egnede leveområder og begrenset grad av påvirkning som er negativ for insektfaunaen. Det er ellers viktig å påpeke at vi for fjellet har lite kunnskap om artenes forekomst, krav til leveområde, leveområdenes forekomst og hvordan disse endres.

Arealendringer

Endret arealbruk er vurdert som den viktigste påvirkningsfaktoren for de truete og nær truete artene i fjellet i 2010 (63 arter, ca. 40 % av fjellets truete eller nær truete arter). Mange av disse artene er påvirket av endringer knyttet til jordbruksaktivitet (25 arter, ca. 15 % av fjellets truete og nær truete arter). Dette gjelder i hovedsak seterdrift og beiting av husdyr og tamrein. Mange av karplantene (som utgjør 40 % av disse artene) er knyttet til lysåpne voksesteder som ofte er skapt gjennom menneskelig aktivitet (beiting, hogst og i noen grad slått) og hvor gjengroing nå er en viktig trussel.

Selv om få mennesker bor fast i alpine og arktiske områder, er disse områdene sterkt preget av mennesket. Historisk har utnyttning av naturressursene i vært en viktig faktor for bosettingen i Norge. Alt tyder på at det er drevet fangst av rein helt siden både menneske og rein koloniserte landet da isen trakk seg tilbake for ca. 10 000 år siden. Tamreindriften har forhistoriske røtter som ble videreutviklet i det 16. og 17. århundre som en samisk reinsdyrnomadisme²⁶. Dette nomadiske systemet har gradvis opphørt. Tamreindriften er i dag basert på permanent bosetting, men reinsdyra flyttes fortsatt som oftest mellom ulike sommer- og vinterbeiter. Husdyrhold i Skandinavia er dokumentert 6000 år tilbake i tid^{27,28}, og våre fjellområder kan ha vært utnyttet til husdyrbeite



Figur 3: Antall utdødde, truete og nær truete arter i fjellet, fordelt i ulike artsgrupper (totalt 159 arter). Utdødde arter (RE) er arter som har dødd ut fra Norge etter år 1800, truete arter inkluderer rødlistekategoriene kritisk truete (CR), sterkt truete (EN) og sårbar (VU).



Fjellgittermose (*Clinclidium arcticum*) (VU) er truet av både klima- og arealendringer. Foto: Kristian Hassel.

så tidlig som for 5000 år siden. Husdyrbeite i fjellet og fjellskogen utviklet seg etter hvert til å bli en viktig del av jordbrukssystemet gjennom etablering av setrer i fjell og fjellnære strøk. Setrene var også utgangspunktet for sanking av gress og lav i fjellet som vinterfôr. Hele 50 000 setrer, de fleste i fjellnære områder, var i drift i 1850 da aktiviteten var på sitt høyeste²⁹. Seterbruket har i dag redusert økonomisk betydning, og bare 1237 setrer, som i begrenset grad utnytter ressurser i utmarka, ble registrert i drift i 2008 (http://www.skogoglandskap.no/kart/temakart_setreridrift). Mange kulturbetingete naturtyper knyttet til tidligere tiders seterbruk i fjellet, først og fremst kulturmarksenger men også boreale heier, er derfor nå i sterk tilbakegang³⁰.

Selv om seterdriften er redusert, er det fortsatt omfattende husdyrbeiting i våre fjellområder. De økologiske effektene av beite varierer imidlertid sterkt avhengig av beitedyrart og mengden av beitedyr³¹. Lokale tettheter og utbredelse av både tamme og ville beitedyr har vært i stadig endring det siste århundret (www.ssb.no). Undersøkelser fra perioden 1949 til 1999 viser en reduksjon i utmarksbeite på 15 % for landet som helhet³². Denne nedgangen har de siste 50 år vært minst i høyereliggende dal- og fjellkommuner (8 %). Endringene i tettheter av beitedyr i Norge varierer også mye mellom områder. I Finnmark har vi hatt en klar økning i beitetrykket fra 1949 til 1999, mens endringene for høyereliggende dal- og fjellkommuner varierer fra sterk økning til reduksjon³².

Deler av Finnmark er i dag vurdert som overbeitet i forhold til beitegrunnet. På Finnmarksvidda, som utgjør svært viktige vinterbeiter for tamrein, er lavdek-

ket blitt betydelig redusert^{33,34}. I mer kystnære strøk, der tamrein beiter gjennom sommeren, er mengden av gode beiteplanter markant større der berggrunnen gir god næringstilgang (høyt kalkinnhold), men bare der tettheten av rein er lav³⁵. I distrikter med høyere tetthet av rein har mengden av gode beiteplanter gått tilbake. Imidlertid er ikke mengden av mindre gode beiteplanter som fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og finnskjegg (*Nardus stricta*) påvirket. Høye tettheter av tamrein i Finnmark gir også en tydelig reduksjon i mengden av blomstrende planter³⁵ og spiredyktige frø³⁶ på fjellet. Dette kan gi seg utslag i dårligere planterekruttering. En viktig plantegruppe som viser tilbakegang med høyere tettheter av rein er vier (*Salix* sp.), som igjen kan knyttes til tilbakegang av rype (*Lagopus* sp.) i reinbeitedistrikt med høye tettheter av tamrein³⁷. Mengde av smånagere er derimot ikke negativt påvirket av reintetthet. Rein og smånagere ser snarere ut til å foretrekke samme type habitat, sannsynligvis til ulik tid på året, og kan således ha gunstig effekt på hverandre³⁷.

Fjellet utgjør i dag de viktigste beiteområdene for sau (www.ssb.no). Beregninger fra Hardangervidda viser at enkelte områder har beitegrunnlag for flere sau³⁸, mens det i Setesdalsheiene er områder med mer sau enn det som anbefales ut i fra beitegrunnet. Disse vurderingene er gjort ut fra et grovskalert vegetasjonskart, gitt at optimal kjøttproduksjon er målsettingen³⁹. I det kalkfattige fjellområdet i Setesdal har opphør av sauebeite medført en sterk økning i forekomsten av det viktige beitegresset smyle (*Avenella flexuosa*), mens finnskjegg har gått tilbake⁴⁰.

En studie av sauebeite i middels kalkrik fjellhei i Hol i Buskerud viser ulike økologiske effekter. Tetthet av markmus (*Microtus agrestis*) (som beiter gras- og urtedominert vegetasjon) var lavere ved høy (80 sau/km² beitebart areal) enn ved lav (25 sau/km²) tetthet av sau, mens områder uten sauebeiting hadde en tetthet av markmus som lå mellom arealene med høy og arealene med lav beitetetthet⁴¹. Klatremus (*Myodes glareolus*), som er mer knyttet til lynghabitater, ble lite påvirket av sauene. Antall hekkende fuglearter, inkludert rype, var her høyere ved høye tettheter av sau sammenliknet med lav tetthet og kontroller uten sau⁴². For noen grupper av insekter (tovinger (Diptera) og nebbmunner (Hemiptera)) ble det ikke funnet noen respons på sauebeite⁴³. Derimot var biller (Coleoptera) og edderkopper (Araneae) til dels svært sensitive for beiting, og plantespisende biller responderer negativt selv ved lave tettheter av sau på en lokal skala (0,25 sau/m²)⁴⁴. I innhegninger med høy



Dobbeltbekkasin (*Gallinago media*) (NT) samles om våren på sine spillplasser i fjellet, og er en av 55 norske arter som står på den Globale Rødlista. Klimaendring med fortetting av fjellbjørkeskogen og heving av skoggrensene vil være en trussel mot denne arten.

Foto: Kjell-Erik Moseid.

tetthet av sau var avbeitingen på gode beiteplanter rundt 50 %, noe som internasjonalt er vurdert som et moderat beitetrykk⁴⁵. Det ble ikke funnet noen markant effekt på vegetasjonen etter 4 år med høyt beitetrykk. Enkelte av urtene som prefereres av sau gikk tilbake, mens gras og starrarter gikk frem⁴⁶.

Det synes klart at reduksjonen i hogst og slått og endring i husdyrbeite i områdene langs skoggrensene har redusert mengden med åpne arealer (boreal hei), som nå gror igjen og på sikt vil utvikle seg til skogsmark dominert av fjellbjørk, vier og andre vedplanter⁴⁷. Vi har imidlertid i Norge ingen arealstatistikk som kan dokumentere omfanget av disse endringene⁴⁸. Beite av husdyr og hjortevilt er åpenbart en viktig faktor i fjellet. Studier fra Hol har vist at bjørk kan rekruttere i åpne fjellområder fra 1050 til 1320 moh. uten beiting, mens selv lave tettheter av sau (25 sau/km²) var tilstrekkelig for å hindre rekruttering⁹. Et avgjørende spørsmål er derfor hvilke tettheter og hvilken sammensetning av beitedyr som over tid vil gi det ønskede biologiske mangfoldet i ulike fjellområder⁴⁸. Valg av forvaltningsstrategier hemmes av kunnskapsmangel og særlig er det mangel på langtidsstudier av beiteeffekter i fjellet⁴⁹.

Av de truede og nær truede artene i fjellet er 13 arter (8 %) antatt å være påvirket av andre arealendringer enn jordbruk og tamreindrift. Gjennom de siste tiårene har fjellområdene vært utsatt for flere store fysiske inngrep som har skapt endrete livsbetingelser for planter og dyr over betydelige areal. Slike inngrep er: (i) vannkraftutbygging som har gitt store fysiske inngrep (veger, dem-

ninger) og neddemming av store arealer, (ii) vegbygging som fører til fragmentering av fjellområder og påvirker blant annet trekkmonstre til villrein og trolig også andre dyr som trekker over større områder, og (iii) hyttebygging som for det meste skjer i fjellets randsoner, nedenfor skoggrensene, men som også gir ringvirkninger opp i fjellet. Villreinen foretrekker ulike områder til ulik tid på året. Brudd på sesongmessige trekk kan få negative effekter på kondisjon hvis reinen hindres tilgang til viktige områder. Det er også antatt at randsoner kan være viktige for villreinen i perioder der for eksempel spesielle klimaforhold kan begrense tilgang på beite i høyfjellet. For mer statistikk om inngrep i fjellet viser vi til vedlegg i Riksrevisjonens Dokument nr. 3:11¹¹.

Klimaendringer

Endringer i klimaendringer er vurdert til å være den nest viktigste påvirkningsfaktoren på de truede og nær truede artene i fjellet. Femtiåtte arter, eller nesten 40 % av disse artene er antatt å være truet av klimaendringer. Hele 65 % av dette er karplanter, og de fleste er knyttet til mellomalpin sone samt snøleier og frostmark (mark med ustabil jord på grunn av oppfrysing eller jordflyt). Dette er markslag som er avhengig av fryse- og tineprosesser, og som derfor vil være sterkt utsatt for endring (stabilisering) i nedre del av høgdegradienten. Alpine og arktiske systemer er antatt å være spesielt sårbare dersom klimaet blir mildere og vekstsesongen i fjellet blir lengre. Simulerte klimaendringer (temperaturheving og økt tilgang på næringsstoffer) i artsrik reinrosehei



Brannmyrklegg (*Pedicularis flammea*) (NT) er en nordlig, lyselskende art som kan være truet både av klimaendringer og gjengroing. Foto: Kjell Ivar Flatberg.

medførte betydelige endringer i artssammensetning, og resulterte i økt produksjon og redusert antall plantearter⁴⁹. Et økende antall studier fra verdens fjellområder, inkludert Norge⁵⁰, viser at fordelingen av plantearter langs høydegradienten er i ferd med å endre seg⁵¹. I hovedsak er det plantearter knyttet til øvre del av lavalpin og mellomalpin sone, samt til snøleier i lavalpin sone, som fortrenses fra sine lavest liggende voksesteder. Spesielt busker er allerede påvist å øke i sin utbredelse⁵². Det er ikke kjent hva som skjer med andre artsgrupper (for eksempel insekter) som er knyttet til disse områdene. Det er grunn til å tro at spretthaler knyttet til kantsonen langs permanente snøleier og høyalpine smeltevannsløp kan få problemer. Heving av temperaturen samvirker med redusert utnyttning av ved og fôr i fjellet og forsterker derfor fortettingen av fjellbjørkeskogen samtidig som tregrensen flyttes oppover⁵³. Mer intense bestandsutbrudd av målere har imidlertid nylig blitt påvist langs

tregrensa i fjellbjørkeskogen⁵⁴ og synes å være knyttet til både mildere vintre⁵⁵ og tidligere vårer⁵⁶. Dette kan motvirke den klimadrevne hevingen av skogrensa.

Endrede livsbetingelser for enkelte nøkkelarter kan medføre omfattende endringer gjennom næringsnett-effekter, såkalte trofiske kaskadeeffekter. Et nærliggende eksempel er indirekte effekter av klimaendringer på smågnagere. Den klassiske kunnskapen er at smågnagertopper opptrer med 3-5 års mellomrom i nordlig del av Skandinavia⁵⁷. Gjennom det siste århundret har det vært perioder på 20-30 år mellom hver gang smågnagere har hatt sterk innvirkning på vegetasjonen⁵⁸⁻⁶⁰, og de siste tiår har smågangersyklusene vært betydelig svakere med mindre topper og lengre tid mellom toppene^{61,62}. Mange ulike teorier har vært lansert for å forklare disse endringene, men klimaeffekter synes å være den viktigste forklaringen⁶³⁻⁶⁶. Fravær av toppår i lemenbestandene har sammenfalt med kollaps av det viktige leveområdet i luftrommet mellom snøen og vegetasjon (subnivalen) på grunn av regnvær om vinteren⁶⁷. Det er også en kobling mellom endring i lemenbestanden og antallet ryper felt om høsten⁶⁷. Nedgangen i bestandstettheter av predatorer som har spesialisert seg på smågnagere, synes indirekte å være et resultat av klimaendringer⁶⁸⁻⁷⁰. Mange insekter er også knyttet til smågnagerganger og smågnagermøkk i fjellet, og vil indirekte kunne påvirkes på samme måte. Det er grunn til å tro at arktiske arter er spesielt sårbare siden mange arter også er konkurranse-svake. For eksempel, tyder mye på at fjellrevens manglende positive respons på fredningen i 1930 skyldes en kombinasjon av svakere og mer uregelmessige smågnagertopper⁷¹ og øket konkurranse med rødrev⁷².

Forurensning

Forurensning (kjemisk påvirkning fra miljøgifter og annen forurensning) er antatt å medføre negativ påvirkning for 2,5 % av de truede og nær truede artene i fjellet. Det nå særlig gjødsling (eutrofiering) på grunn av tilførselen av nitrogen (N) transportert med luftmassene, som ser ut til å utgjøre den viktigste påvirkningen. N-tålegrensen for de mest følsomme vegetasjonstypene i fjellet er satt til størrelsesorden 5 kg N/da pr år⁷³. Store deler av våre fjellområder har nå en nitrogen tilførsel som ligger over denne tålegrensa⁷⁴. Denne tilførselen av nitrogen til fjellet er antatt å gi økt gressvekst og tilbakegang for lav og moser. Vi kjenner lite til hvilke effekter den økte nitrogen tilførselen har på dyr⁷⁵.

Beskatning og fremmede arter

Beskatning (jakt, fangst og innsamling) er antatt å være en trussel mot 3,2 % av de truede og nær truede artene i fjellet (karplanter, fugler og pattedyr), mens fremmede arter er ikke oppgitt som trussel mot noen av fjellartene som er med på Rødlista 2010.

Referanser

- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S (red.). 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. Statens Kartverk, Hønefoss.
- Wold, K. 1992. Vann, snø og is. Nasjonalatlas for Norge. Statens kartverk. Hønefoss.
- Halvorsen, R. 2009. Begrepe skog og skogsmark. Naturtyper i Norge versjon 1.0. Artikkel 4: 1–12. Artsdatabanken, Trondheim.
- Oksanen, L. og Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of Northern Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 153: 1-80.
- Karlsen, S. R., Elvebakk, A. og Johansen, B. 2005. A vegetation-based method to map climatic variation in the arctic-boreal transition area of Finnmark, north-easternmost Norway. *Journal of Biogeography* 32: 1161-1186.
- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climate warming. PhD-Thesis, Norges teknisknaturvitenskaplige universitet.
- Hofgaard, A., Dalen, L. og Hytteborn, H. 2009. Tree recruitment above the treeline and potential for climate-driven treeline change. *Journal of Vegetation Science* 20: 1133-1144.
- Speed, J. D. M., Austrheim, G., Hester, A. J. og Mysterud, A. 2010. Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology* in press.
- Tenow, O., Nilssen, A. C., Bylund, H. og Hogstad, O. 2007. Waves and synchrony in *Epirrita autumnata*/*Operophtera brumata* outbreaks. I. Lagged synchrony: regionally, locally and among species. *Journal of Animal Ecology* 76: 258-268.
- Riksrevisjonen. 2007. Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge. Riksrevisjonen dokument nr. 3:11 (2006-2007).
- 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. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12.
- Gjærevoll, O. 1990. Maps of distribution of Norwegian vascular plants. Volume II: Alpine plants. Tapir forlag, Trondheim.
- Frisvoll, A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. og Økland, R. H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitenskapeleg og norsk namnverk. NINA temahefte 4.
- Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hansen, O., Reitan, O., og Agaard, K. 1992. Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning. NINA oppdragsmelding 123.
- Odland, A. og Munkejord, H. K. 2008. Plants as indicators of snow layer duration in southern Norwegian mountains. *Ecological Indicators* 8: 57-68.
- Dahl, E. 1957. Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. Skrifter Norske Videnskapsakademi i Oslo, Matematisk-naturvidenskapelig Klasse: 3: 1-374.
- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. Kongelige norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1: 1-405.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. Bergens Museums Skrifter 22: 1-607.
- Sættersdal, M. og Birks, H. J. B. 1997. A comparative ecological study of Norwegian mountain plants in relation to possible future climatic change. *Journal of Biogeography* 24: 127-152.
- Stathee, A. T. and Bale, J. S. 1998. Life on the edge: Insect ecology in Arctic and Alpine environments. *Annual Reviews in Entomology* 43: 85-106.
- Ottesen, P. S. 1996. Niche segregation of terrestrial alpine beetles (Coleoptera) in relation to environmental gradients and phenology. *Journal of Biogeography* 23: 353-369.
- Austrheim, G. og Eriksson, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains: patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24: 683-695.
- Olofsson, J., Hulme, P. E., Oksanen, L. og Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. *Oikos* 106: 324-334.
- Dahle, H. K., Danell, Ø., Gaare, E. og Nieminen, M. 1998. Reindrift i Nordvest-Europa i 1998 – biologiske muligheter og begrensninger. Tema Nord 510. Nordisk Ministerråd, København.
- Welinder, S., Pedersen, E. A. og Widgren, M. 1998. Jordbrukets första femtusen år: 4000 f. Kr. – 1000 e.Kr. Det svenska jordbrukets historia. Natur och kultur/LITs forlag, Stockholm.
- Myhre, B. og Øye, I. 2002. Norsk landbrukshistorie I. 4000 f.Kr.-1350e.Kr. Jorda blir levevei. Det Norske Samlaget, Oslo.
- Reinton, L. 1969. Til seters. Norsk seterbruk og seterstell. Det Norske Samlaget, Oslo.
- Fremstad, E. og Moen, A. 2001. Truede vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Botanisk Serie 2001: 4.
- Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. og Pastor, J. 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Cambridge University Press, UK.
- Austrheim, G., Solberg, E. J., Mysterud, A., Daverdin, M. og Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. NTNU Vitenskapsmuseet rapport Zoologisk Serie 2: 1-123.
- Johansen, B. og Karlsen, S. R. 1998. Endringer i lavdekket på Finnmarksvidda 1987-96, basert på Landsat 5-TM data. NORUT IT rapport 475/1-98.
- Moen, J. og Danell, Ø. 2003. Reindeer in the Swedish mountains: An assessment of grazing impacts. *Ambio* 32: 397-402.
- Bråthen, K. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Fauchald, P., Tveraa, T. og Hausner, V. H. 2007. Density-dependent productivity regimes among reindeer herds: a case for induced shift in ecosystem productivity? *Ecosystems* 10: 773-789.
- González, V. T., Bråthen, K. A., Ravolainen, V. T., Iversen, M.

- og Hagen, S. B. 2010. Large-scale grazing history effects on Arctic-alpine germinable seed banks. *Plant Ecology* 207: 321-331.
37. Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Fauchald, P. og Tveraa, T. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* 10: 607-622.
38. Rekdal, Y., Angeloff, M. og Hofsten, J. 2009. Vegetasjon og beite på Hardangervidda. Skog og Landskap Oppdragsrapport 11.
39. Rekdal, Y. og Angeloff, M. 2007. Vegetasjon og beite i Setesdal Vesthei. Skog og Landskap oppdragsrapport 8.
40. Austrheim, G., Mysterud, A., Hassel, K., Evju, M. og Økland, R. H. 2007. Interactions between sheep, rodents, graminoids and bryophytes in an oceanic alpine ecosystem of low productivity. *Ecoscience* 14: 178-187.
41. Steen, H., Mysterud, A. og Austrheim, G. 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. *Oecologia* 143: 357-364.
42. Loe, L. E., Mysterud, A., Stien, A., Sten, H., Evans, D. M. E. og Austrheim, G. 2007. Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters* 3: 109-111.
43. Mysterud, A. og Austrheim, G. 2005. Økologiske effekter av sauebeiting i høyfjellet: Korttids-effekter. *Utmarksnæringen i Norge* 1-05: 31-39.
44. Mysterud, A., Aaserud, R., Hansen, L. O., Åkra, K., Olberg, S. og Austrheim, G. 2010. Large herbivore grazing and invertebrates in an alpine ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 11: 320-328.
45. Evju, M., Mysterud, A. og Austrheim, G. 2006. Selecting herb species and traits as indicators of sheep grazing pressure in a Norwegian habitat. *Ecoscience* 13: 459-468.
46. Austrheim, G., Mysterud, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K., og Evju, M. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117: 837-846.
47. Linkowski, W. og Lennartsson, T. 2005. Biologisk mangfold i fjellbjørkeskog - en kunnskapssammanstilling. Centrum för biologisk mangfold, Uppsala.
48. Mysterud, A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology* 12: 129-141.
49. Klanderud, K. og Totland, O. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology* 86: 2047-2054.
50. Klanderud, K. og Birks, H. J. B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *Holocene* 13: 1-6.
51. Pauli, H., Gottfried, M., Reier, K., Klettner, C. og Grabherr, G. 2007. Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994-2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. *Global Change Biology* 13: 147-156.
52. Sturm, M., Racine, C., og Tape, K. 2001. Climate change – increasing shrub abundance in the Arctic. *Nature* 411: 546-547.
53. Cairns, D. M. og Moen, J. 2004. Herbivory influences tree lines. *Journal of Ecology* 92: 1019-1024.
54. Hagen, S. B., Jepsen, J. U., Ims, R. A. og Yoccoz, N. G. 2007. Altitudinal distribution of outbreak zones of winter moth (*Operophtera brumata*) in sub-arctic birch forest. *Ecography* 30: 2999-3007.
55. Jepsen, J. U., Hagen, S. B., Ims, R. A. og 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.
56. Jepsen, J. U., Hagen, S. B., Karlsen, S. B. og Ims, R. A. 2009. Phase-dependent outbreak dynamics of geometrid moths linked to host plant phenology. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 276: 4119-4128.
57. Stenseth, N. C. og Ims, R. A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation - an introduction. In: *The biology of lemmings*. Stenseth, N. C. and Ims, R. A. (eds.), s. 61-96. Academic Press, London.
58. Oksanen, L. og Oksanen, T. 1981. Lemmings (*Lemmus lemmus*) and grey sided voles (*Clethrionomys rufocanus*) in interaction with their resources and predators on Finnmarksvidda, Northern Norway. *Reports from the Kevo Subarctic Research Station* 17: 7-31.
59. Henttonen, H. og Kaikusalo, A. 1993. Lemming movements, s. 157-186. I: Stenseth, N. C. og Ims, R. A. (eds.). *The biology of lemmings*. Academic Press, London.
60. Virtanen, R. 2000. Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland. *Oikos* 90: 295-300.
61. Henttonen, H. og Wallgren, H. 2001. Rodent dynamics and communities in the birch forest zone of northern Fennoscandia, s. 261-278. I: Wielgolaski, F. (red.). *Nordic mountain birch ecosystem*. Parthenon Publishing Group, New York.
62. Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C., Henttonen, H. og Prevot-Julliard, A. C. 2001. Effects of food addition on the seasonal density-dependent structure of bank vole *Clethrionomys glareolus* populations. *Journal of Animal Ecology* 70: 713-720.
63. Hornfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107: 376-392.
64. Callaghan, T. V., Björn, L. O., Chernov, Y., Chapin, T., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R. A., Johansson, M., Jolly, D., Jonasson, S., Matveyeva, N., Panikov, N., Oechel, W., Shaver, G., Elster, J., Jonsdottir, I. S., Laine, K., Taulavuori, K., Taulavuori, E. og Zockler, C. 2004. Responses to projected changes in climate and UV-B at the species level. *Ambio* 33: 418-435.
65. Ims, R. A. og Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *BioScience* 55: 311-322.
66. Ims, R. A., Henden, J.-A. og Killengreen, S. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
67. Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A. M., Mysterud, I., Solhøy, T., og Stenseth, N. C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93-98.
68. Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. og Angerbjörn, A. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* 132: 213-220.
69. Hornfeldt, B., Hipkiss, T. og Eklund, U. 2005. Fading out of vole and predator cycles? *Proceedings of the Royal Society B - Biological Sciences* 272: 2045-2049.
70. Killengreen, S., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Henden, J. A. og Schott, T. 2007. Compositional characteristics of a low arctic ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* 135: 475-488.

71. Henden, J. A., Ims, R. A. og Yoccoz, N. G. 2009. Nonstationary spatial-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology* 78: 636-645.
72. Henden, J. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Hellström, P. og Angerbjörn, A. 2010. Strength of asymmetric competition between predators in food webs ruled by fluctuating prey: The case of foxes in tundra. *Oikos* 119: 149-157.
73. Bruteig, I. og Aarrestad, P. A. 2004. Utvikling av nye naturtålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. NINA minirapport 50.
74. Hole, L. R. og Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway, 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. NILU. NILU oppdragsrapport 61.
75. Pedersen, H. C. og Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tung metaller. NINA utredning 5.

Svalbard

Utarbeidet av Christian Lydersen¹, Harald Steen¹ og Inger Greve Alsos²

¹Norsk Polarinstitutt, ²Universitetssenteret på Svalbard

Svalbard omfatter naturtyper som vi i svært liten grad finner på det norske fastlandet. Her finner vi tre ulike arktiske bioklimatiske soner, samt polarfronten og iskantsonen, som har sine særegne plante- og dyreliv. For Svalbard er det foreløpig bare karplanter, spretthaler, ferskvannsfisk, fugl og pattedyr som er rødlistevurdert. Her presenteres miljøforhold og påvirkningsfaktorer som er antatt å ha størst betydning for rødlistearter på Svalbard.

Svalbard omfatter alle øyer mellom 74° og 81° N og 10° og 35° Ø med de tilhørende havområdene. Landområdene har et areal på noe over 61 000 km² hvorav rundt 60 % er dekket av isbreer^{1,2}. De største breene finnes på øyene i øst hvor temperaturen er noe lavere enn i vest. Svalbards største bre, Austfonna, ligger på Nordaustlandet og har et areal på 8129 km² og en brefront ut i havet som er 200 km lang^{1,3}. Totalt er det noe over 1000 km med brefronter på Svalbard som ender ut i havet. På øygruppen finnes det omtrent 535 km² med innsjøer og elveflater, noe som tilsvarer under 1 % av landarealene. Havområdene er i ulik grad og til ulike tider av året dekket med sjøis. Denne nydannes hver vinter og det er generelt mer sjøis på østsiden av øygruppen enn på vestsiden. Dette skyldes at Golfstrømmen har sin nordligste forgrening opp langs vestsiden av Spitsbergen og gjør klimaet mildere her enn hva breddegraden skulle tilsi. Arealene som dekkes av havis varierer enormt fra år til år med temperatur (både i luften og havet), samt med vind- og strømforhold.

Lufttemperaturene på Svalbard er generelt lave og varierer mye med årstiden. Årsmiddel-temperaturen ved Svalbard Lufthavn er for eksempel -6,7 °C med høyeste månedsmiddeltemperatur i juli på 5,9 °C og



Hvalrossen (*Odobenus rosmarus*) (VU^o) er rødlistet på Svalbard. Bestandene er nå økende etter over 50 års fredning. Foto: Kit M. Kovacs og Christian Lydersen.

lavest i februar på -16,2 °C (<http://met.no>). Temperaturen i havet er mye mer stabil. Området hvor det relativt varme vannet i Atlanterhavet møter det kalde arktiske vannet kalles Polarfronten. Denne flytter seg noe med årstiden og også fra år til år, men finnes generelt i sørlige deler av Svalbardområdet og representerer et område med høy produksjon⁴.

Nedbørsmengdene på Svalbard varierer mye fra sted til sted, men er generelt svært lave. Årlig nedbørsnormal for Svalbard Lufthavn er på kun 190 mm, mens den målestasjonen på Spitsbergen som har mest nedbør er Barentsburg med 525 mm (www.met.no).

På de nordlige breddegradene som Svalbard befinner seg varierer også lysforholdene mye gjennom året, med lengre perioder med henholdsvis midnattssol og mørketid jo lenger nord for polarsirkelen man kommer. Det blir 6 dager mer med mørketid for hver breddegrad man beveger seg nordover, med den følge at den nordligste delen av Svalbard har rundt 6 uker lengre mørketid enn den sørligste (74° N - 99 dager, 81° N - 141 dager)⁵.

På Svalbard er det lite jordsmonn, og det finnes ikke skog eller dyrket mark. Som følge av den lave temperaturen er det permafrost i varierende dybde. Det er bare i det øvre laget som tiner opp hver sommer at planter kan vokse. Vekstsesongen for planter på Svalbard er kort, og det er ikke alle år plantene rekker å sette modne frø. De fleste plantene er flerårige og mange formerer seg vegetativt⁶. Plantene er småvokste og sjelden høyere enn 20-30 cm. Sammenhengende vegetasjon finnes bare i lavlandsområdene langs kysten og i isfrie dalfører⁷.

Mindre enn 10 % av landarealet har biologisk produksjonen av betydning. Spesielt frodig vegetasjon finnes under fuglefjell (fuglefjellenger og mosetundra) hvor gjødsel tilføres fra avføring til de hekkende fuglene.

En rekke ulike faktorer er nå med på å endre miljøforholdene på Svalbard, og særlig gjelder dette endringer i klima og økt turisme. Et varmere klima fører til at isbreene på Svalbard trekker seg tilbake⁸, med den konsekvens at mange av dagens breffronter som stikker ut i havet på sikt vil trekke seg inn på land. Dermed

mister vi de høyproduktive områdene foran breffrontene som er svært viktige for mange arter marine pattedyr og fugler⁹⁻¹¹. Samtidig vil nytt habitat eksponeres i det terrestriske miljøet, klart for nykolonisering av mikroorganismer, planter og dyr.

En annen effekt av et generelt varmere klima er at nye og mer varmekjære arter av dyr og planter vil kunne etablere seg på Svalbard. Dette vil ha mange ulike konsekvenser, blant annet en økt konkurranse mellom arter samt en økt dødelighet hos ulike fugle- og pattedyrarter som følge av eksponering for nye sykdommer og parasitter. Et mildere klima vil også føre til en økt transport av forurensing fra sørligere breddegrader som bringes til Svalbardområdet via luft- og havstrømmer. Dette hovedsakelig som en følge av økt utstrømming av slike stoffer fra de store elvene i nordlige deler av Russland.

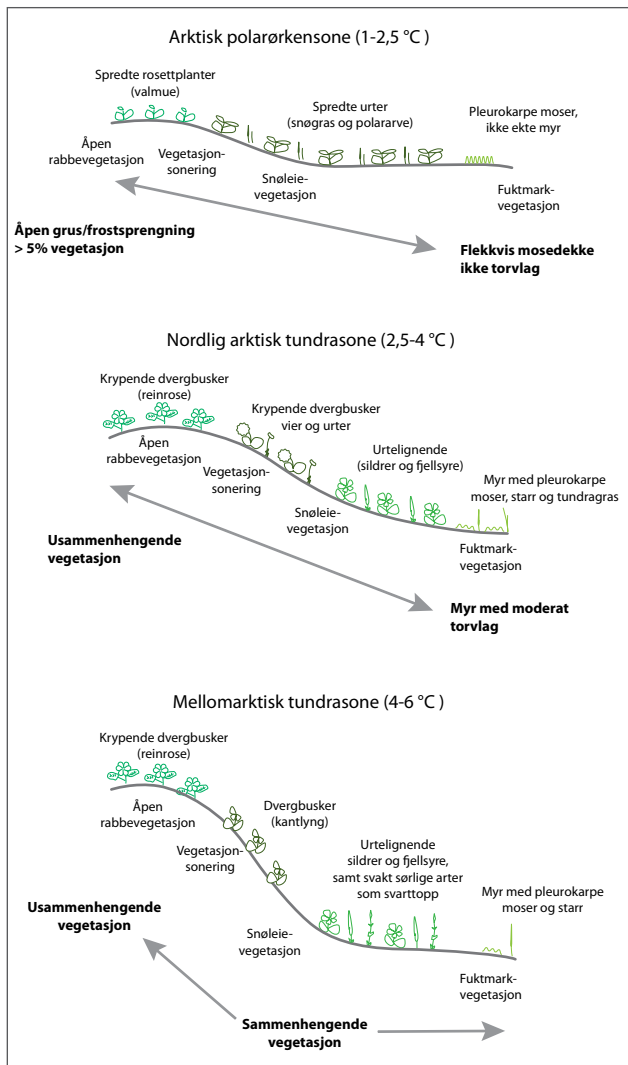
Det har i de senere år vært en stor økning i antall besøkende mennesker til Svalbardområdet. Dette antallet forventes å øke ytterligere i kommende år, samtidig som nye områder på øygruppen blir tilgjengelige for besøkende ettersom isforholdene endrer seg. Denne turismen medfører økt forstyrrelse av ulike fugle- og pattedyrarter, økt slitasje på terreng og vegetasjon og økt risiko for innføring av fremmede arter. Samtidig øker muligheter for ulykker med tilhørende forurensning som følge av en generell økning i antall skipsanløp.

Naturmiljøet på Svalbard

På Svalbard er tre av fem arktiske bioklimatiske soner representert. Dette er den mellomarktiske tundrasonen, den nordlige arktiske tundrasonen og den arktiske

Tabell 1. Karakteristikk av de tre bioklimatiske sonene på Svalbard¹³.

BIOKLIMATISKE SONER	SNITT JULI TEMPERATUR	LENGDE PÅ VEKSTSESONG (MÅNEDER)	VEGETASJONSKARAKTERISTIKK
A POLARØRKEN	1-2,5 °C	1-1,5	< 5 % dekke av karplanter, enkelt rosett-planter som svalbardvalmue og sildrer dominerer på rabber og lesider, polararve og snøgress i snøleier. Ingen forvedete planter og heller ingen starr arter. Opp til 40 % moser og lav.
B NORDLIG ARKTISK TUNDRASONE	2,5-4 °C	1,5-2,5	5-25 % dekke av karplanter, reinrosehei på rabbene, polarvier dominerer i leside-vegetasjon, snøleie med urter som sildrer og fjellsyre, myr med mose, starr og gress. Opp til 60 % dekke av moser og lav.
C MELLOM- ARKTISK TUNDRASONE	4-6 °C	2,5-3	5-50 % dekke av karplanter, reinrosehei på rabbene og basiske lesider, kantlyng dominerer i lesidevegetasjonen på sur til nøytral grunn, snøleier med sildrer, fjell-syre og det litt varmekrevende gresset svartaks, myrer med mose, gress og starr. Kontinuerlig vegetasjonsdekke unntatt på rabber og forstyrret mark.



Figur 1. Variasjon i vegetasjonen langs en rabbe-snøleie gradient for hver av de tre bioklimatiske underzonene på Svalbard. Omarbeidet etter Elvebakk¹⁴.

polarørkensonen (Tabell 1).

Den mellomarktiske tundrasonen finner vi bare i de indre fjordområdene på Spitsbergen. Dette er den mest produktive og også den mest artsrike sonen på Svalbard. Her finnes også mest variasjon i vegetasjonen og flere naturtyper som er unike for Svalbard, for eksempel arktisk steppe dominert av tuemure (*Potentilla pulchella*)⁷.

Den nordlige arktiske tundrasonen strekker seg langs vestkysten og nordkysten av Spitsbergen og finnes også spredt på østkysten, Edgeøya og Barentsøya. I denne sonen er det oftest et usammenhengende plantedekke, og artsantallet er lavere på grunn av at de mest varme-krevende artene ikke finnes her. Den mest dominerende vegetasjonstypen er vardefryttele- og snøfrytletundra, men lokalt finnes mer sjeldne vegetasjonstyper som fjell-

rappsnøleie og fjellbunkemyr.

Polarørkensonen dominerer de nordligste og høyere-liggende isfrie områder på hele Spitsbergen så vel som Nordaustlandet, Barentsøya og Edgeøya. Landskapet er goldt, men primærproduksjonen er fortsatt høy nok til at den gir livsgrunnlag for svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*)¹², gjess og svalbardrype (*Lagopus muta hyperborea*). På kalkrik grunn domineres polarørkenen av svalbardvalmue (*Papaver dablianum*), mens kalkfattig polarørken domineres av vardefryttele (*Luzula confusa*). På deler av Edgeøya og Barentsøya finnes en særegen vegetasjonstype i polarørkensonen, som er sterkt påvirket av reinbeite de siste tusen år⁷. Denne tilhører naturtypen mosetundra.

Mens klimaforholdene, og særlig temperatur, er avgjørende for soneringen av vegetasjon, er topografi og snødekke viktig for den lokale variasjonen i vegetasjonen^{13,14}. Som i fjellet på fastlandet finner vi tundra (med variasjon fra avblåst rabbe via snøbeskyttet hei i retning av leside) og snøleie. Vegetasjonsvariasjonen langs denne gradienten er forskjellig for de ulike bioklimatiske sonene (Figur 1). I områdene under de mange fuglekoloniene på Svalbard er det en rik vegetasjon (fuglefjell-eng og mosetundra) som følge av at guano fra fuglene er en rik kilde for næringsstoffer til vegetasjonen.

Innsjøene på Svalbard har generelt lave vanntemperaturer, liten tilførsel av næring og bare en kort periode hvert år uten isdekke. Innsjøer som er påvirket av isbreer (bresjøer) er generelt kaldere, har mindre siktedyp og en lavere primærproduksjon enn de som ikke er påvirket av isbreer. Som følge av lite nedbør og lav temperatur er isen svært klar¹⁵. Kombinert med midnattssol fører dette til relativt høy primærproduksjon selv i perioder hvor vannene ennå har is. På høsten tørker alle bekker og elver opp som følge av permafrosten.

Generelt er de marine områdene i fjordene på Svalbard samt de kystnære havområdene rundt øygruppa karakterisert med lavt artsmangfold, men med mange individer av hver art. Antall arter i det marine miljøet er større på vestsiden av Svalbard som følge av at vi her også har tilførsel av varmere vann fra Golfstrømmen. Disse kystnære havområdene representerer viktige beiteområder for en rekke fugl og pattedyrarter som henter næring både i de frie vannmasser (pelagisk) og på bunnen (bentisk)¹⁶. Øygruppen huser blant annet ca. 1,5 millioner polarlomvier (*Uria lomvia*) (NT) og rundt 0,5 millioner krykkjer (*Rissa*



Polarnyresoleie (*Ranunculus wilanderi*) (EN) er endemisk for Svalbard. I 2008 ble det talt 27 individer av den på den eneste kjente lokaliteten (Alsos, pers. obs.). Foto: Inger Greve Alsos/Svalbardflora.net.

tridactyla) (NT). Polarlomvi og krykkje hekker i kolonier og gjødsler området nedenfor koloniene med guano. Gresset i fuglefjell-engene under fuglefjellene kan bli irrgrovt og meget kraftig og er god mat for svalbardrein og gjess. Fjellrev (*Vulpes lagopus*) og polarmåke (*Larus hyperboreus*) (NT) lever også godt av egg, kyllinger og døde fugler. Gjess og ærfugl (*Somateria mollissima*) hekker i store antall på holmer og skjær. Disse overgjødsles og overbeites under rugingen slik at kyllingene ofte tas til nærliggende fastland for å sikre mattilgangen. Tettheten av marklevende leddyr (spretthaler og midd) i moserik tundra under fuglefjell og i hekkkolonier på holmene kan nå opp i en halv million individer pr. kvadratmeter¹⁷.

Isbreene på Svalbard er som sådanne svært lavtproduserende områder, men der hvor breene har fronter som ender i sjøen dannes oppstrømmer (upwelling) hvor vi finner rike konsentrasjoner av sjøfugl og marine pattedyr i den isfrie perioden av året. Isklumper som kalver fra disse brefrontene og fryser fast i sjøisen hver vinter er svært viktige for reproduksjonen til ringselene. Ringsel (*Pusa hispida*) er Svalbards mest tallrike pattedyr og samtidig hovednæringen til isbjørnene (*Ursus maritimus*) (VU) i området. Denne selarten trenger nok snø ute på isen til at den kan grave ut yngehuler, og slike forhold finner den hovedsakelig på le og vindsiden av fastfrosne isbreklumper. Isbreer som ikke kalver rett ut i havet gir opphav til elver som ofte fører med seg store mengder silt. Avsetningene fra elvene gir opphav til store flommarks- og våtmarksområder i dalbunnen og ved elvemunningen.

Iskanten som ligger ute i havet er et svært dynamisk og produktivt område hvor det skapes ideelle forhold

for primærproduksjon ettersom isen trekker seg tilbake utover sommeren. Denne store produksjonen utnyttes av zooplankton som igjen beites på av arter høyere opp i næringskjeden. Vi finner derfor større konsentrasjoner av sjøfugl og ulike arter marine pattedyr i slike områder. Mange marine pattedyr bruker også dette området til hvile, yngling, hårfelling, unnvikelse av predatorer, eller som i isbjørnens tilfelle, som jaktområde^{16,18}.

Polarfronten er der hvor det varme og relativt salte atlantiske vannet møter det kaldere og relativt ferske arktiske vannet. Denne fronten brer seg gjennom hele Barentshavet ut i Norskehavet og videre vestover. Utbredelsen varierer med sesong og år, men fronten er et svært høyproduktivt område med høyt arts mangfold. Polarfronten danner i stor grad grunnlaget for de store sjøfuglbestandene man finner i sørlige deler av Svalbard i området Hopen-Storfjorden-Bjørnøya.

Biologisk mangfold på Svalbard

Man regner med at det finnes rundt 5800 arter av ulike planter og dyr i Svalbardområdet. I overkant av 4000 av disse lever på land¹⁹.

Det er registrert 165 arter av stedege karplanter på Svalbard²⁰. Bare rundt 50 av artene når opp i polarøkensonen, omtrent halvparten finnes i den nordlige tundrasonen, mens de fleste finnes i den mellomarktiske tundrasonen²¹. Enkelte områder i den mellomarktiske tundrasonen er spesielt artsrike, som for eksempel de sørvendte skråningene i Colesdalen (89 arter)²² og Mimerdalen (93 arter)²³ og under fuglekoloniene ved Ossian Sarsfjellet. Av karplanter er det særlig mange arter av sildrer, soleier, starr og rublom. Flertallet av artene (ca. 77 %) forekommer også i Skandinavia, men ofte hører Svalbardpopulasjonene til andre underarter eller varieteter^{20,21}. Mange av artene som er vanlige på Svalbard er sjeldne i Skandinavia, mens noen arter som er vanlige i den norske fjellfloraen regnes som varmekrevende på Svalbard og finnes kun på spesielt klimatiske gunstige lokaliteter²⁴. Det er fire karplantearter som er endemiske for Svalbard²¹ og en av disse, polarnyresoleie (*Ranunculus wilanderi*) (EN) er rødlistet.

I tillegg er det registrert omlag 370 mosearter, 700 sopparter og rundt 750 arter av land- og ferskvannsalger^{9,25}. Det er registret 764 arter av lav på Svalbard og 12 av disse er endemiske.

Antall terrestre og akvatiske invertebrater på Svalbard er omlag 1050 arter. Av disse utgjør insektene 230 og spretthalene 59 arter²⁶. Det er utført rødlistevurderinger for spretthalefaunaen på Svalbard og ingen av

artene ansees foreløpig å kvalifisere til rødlisting. Bildet kan imidlertid endre seg med mer presis informasjon om utbredelse og forekomst.

Den eneste ferskvannsfisken som har etablert seg på Svalbard er røye (*Salvelinus alpinus*). Den er tilpasset et næringsfattig og kaldt miljø. Røye er til nå registrert i rundt 100 innsjøer, hovedsakelig på vestlige og nordlige deler av Spitsbergen og på nordsiden av Nordaustlandet¹⁹.

Det er registrert totalt 203 ulike fuglearter på Svalbard²⁷. Av disse er 28 arter regnet som vanlige hekkefugler, 13 arter som fåtallige eller uregelmessige hekkende, samt 12 arter hvor hekking kun er registrert én gang. Ti av artene som er funnet hekkende på Svalbard er ikke registrert som hekkefugl på Fastlands-Norge⁴¹. De aller fleste fuglene er trekkfugler som kommer til Svalbard for å dra nytte av den rike produksjonen i havområdene rundt øygruppen. Svalbardrype er den eneste fuglearten som fast oppholder seg på land i dette området hele året, mens en del andre arter som havelle (*Clangula hyemalis*) og teist (*Cepphus grylle*) opptrer i isfrie områder eller langs iskanten rundt Svalbard.

Det er åttevadfugler på Rødlista som alle hekker på blokkmark eller i fuktig tundra. Polarsvømmesnippe (*Phalaropus fulicarius*) (VU^o), sandløper (*Calidris alba*) (VU^o) og polarsnippe (*Calidris canutus*) (EN^o) hekker ikke andre steder i Norge, mens de fem andre artene er fåtallige og tilhører randpopulasjoner. Fuglefjell finnes på hele Svalbard, men det er færrest i nordøst. Polar-måke (*Larus hyperboreus*) (NT) hekker spredt på hele

Svalbard og er vanlig. Ismåke (*Pagophila eburnea*) (VU) er relativt fåtallig og hekker i små kolonier på hele Svalbard unntatt Bjørnøya og Hopen. De finner føden hovedsakelig i iskantsonen eller foran breer som kalver i sjøen. Sabinemåke (*Xema sabini*) (EN^o) er sjelden, og hekkende par er observert på hele øygruppen, men de er mest vanlig i de nordøstlige områdene.

Det finnes 22 arter pattedyr på Svalbard, men bare tre arter holder til på land²⁷. Det er svalbardreinen, fjellreven og østmarkmusa (*Microtus levis*), hvorav sistnevnte har en svært begrenset utbredelse og er en introdusert art. Svalbardreinen er en egen underart av rein som kun finnes i Svalbardområdet. Den er utbredt stort sett over hele øygruppen bortsett fra i områder som er dekket med isbreer. Fjellrevene på Svalbard finnes også spredt over nesten hele øygruppen fra de høyeste fjellpartiene og breene ned til kysten og ute på isen. Bestanden betegnes som levedyktig, i motsetning til fjellrevbestandene ellers i Fennoskandia.

I det marine miljøet er det registrert 1300-1400 arter virvelløse dyr og over 250 arter alger¹⁹. Det er i tillegg registrert rundt 60 arter fisk og 19 arter av marine pattedyr i området (isbjørn, hvalross (*Odobenus rosmarus*) (VU^o), fem ekte selarter og 12 hvalarter), hvorav isbjørn, hvalross, steinkobbe (*Phoca vitulina*) (VU), storkobbe (*Erignathus barbatus*) og ringsel oppholder seg her året rundt. Bortsett fra for steinkobbe utgjør bestandene på Svalbard hele den norske bestanden for disse fem artene. Det finnes steinkobber langs hele norskekysten, og bestanden på Svalbard utgjør rundt 10 % av det totale antallet norske steinkobber. Steinkobbebestanden



Polarsvømmesnipe (*Phalaropus fulicarius*) (NT) hekker spredt og fåtallig på Svalbard. De foretrekker fuktige områder med ferskvannsdammer og rik vegetasjon som hekkehabitat. Som mange av de øvrige rødlistearter på Svalbard er den rødlistet på grunn av liten bestand (D1-kriteriet). Foto: Georg Bangjord.



Svalbard har verdens nordligste bestand av steinkobbe (*Phoca vitulina*) (VU), som utgjør en helt egen genetisk isolert bestand. Utbredelsen er stort sett begrenset til vestkysten av Svalbard og da særlig på vestsiden av Prins Karls Forland. Foto: Kit M. Kovacs og Christian Lydersen.

på Svalbard er imidlertid en genetisk isolert bestand som er mer beslektet med steinkobbene på Grønland enn med steinkobber nær Fastlands-Norge²⁸.

Av hvalene oppholder grønlandshval (*Balaena mysticetus*) (CR), narhval (*Monodon monoceros*) (EN) og hvithval (*Delphinapterus leucas*) (DD) seg i Svalbardområdet hele året, mens resten av artene overvintrer lenger sør og kommer til Svalbard om sommeren når produksjonen av byttedyr er på sitt høyeste. For de tre nevnte hvalartene representerer Svalbardbestanden hele den norske bestanden.

Viktige miljøfaktorer

Det biologiske mangfoldet i Svalbardområdet vil, som overalt ellers, påvirkes av en rekke abiotiske faktorer som temperatur, snø, fuktighet, berggrunn, samt av biotiske faktorer som beiting og predasjon og av samspillet mellom disse. En studie fra arktisk Canada har vist at temperaturen er den viktigste faktoren for artsmangfoldet av karplanter²⁹, mens snødekke har sterk påvirkning på lengden av vekstsesongen og på markfuktigheten. I snøleier kan vekstsesongen være mange uker kortere enn på rabbene rett ved. I snøleiene er snødekkevarigheten den viktigste miljøfaktoren, mens det på tundraen er snødekkets beskyttende virkning mot vind og kulde som er viktigst. Plantene i snøleiene har oftest rikelig tilgang på fuktighet, mens plantene på rabbene må tåle tørke. Noen planter vokser kun enten på tørr eller fuktig grunn, mens andre arter har en vid toleranse overfor markfuktighet³⁰.

Permafrosten påvirker vegetasjonen indirekte ved at den påvirker dreneringsforholdene, og direkte ved at den påvirker temperaturen i rotsonen³¹. Berggrunnen har også betydning for vegetasjonen da den påvirker mineralinnholdet og pH (kalkinnholdsgradienten) i jorda. Mange arter har nokså vid toleranse for ulike

pH-forhold, mens andre er knyttet til kalkfattig eller kalkrik grunn³². Noen av de sjeldne artene har nokså snevre krav til kalkinnhold og fuktighet.

Flere av fugleartene på Svalbard er randpopulasjoner og for disse kan det abiotiske miljøet ha betydning. Når det gjelder fuglearter med en arktisk utbredelse, så er disse i all hovedsak tilpasset et liv på Svalbard og det abiotiske miljøet som finnes der.

En rekke abiotiske faktorer spiller naturligvis også en stor rolle i det marine system (f.eks. lysforhold), men for høyere organismer som fugl og pattedyr er det særlig faktorer som påvirker snø- og isforholdene som er viktige. Det betyr i praksis at temperaturer i havet og i lufta samt strøm- og vindforhold er viktige faktorer. En rekke arter finner maten sin ved eller i nærheten av iskanten og plasseringen av iskanten er av betydning, for eksempel for hekkende fuglearter som må fly fra reirplass til iskanten for å hente mat. Is- og snøforholdene er avgjørende for kvalitet på kasteområdene for ringsel, som igjen er viktige jaktområder for isbjørnene, og særlig da for binner med årsunger som akkurat er kommet ut av hiet. Restene av isbjørnens selmåltider er i tillegg også viktig bidrag i kosten til rødlistete fuglearter som ismåke og polarmåke. Isens utbredelse året gjennom er generelt av stor betydning for isbjørnens jaktmuligheter. Snøforholdene er ikke bare viktig for ringselens ynglehuler, men også for isbjørnene som trenger snø til å grave ut ynglehuler, noe de oftest gjør i en bratt fjellside.

Ellers vil generelt alle fysiske forhold eller prosesser som er med på å skape næringsrike forhold i havet være viktige, som for eksempel upwelling-soner som dannes ved isbrefronter, ved iskanten, og der hvor vannmasser med ulik temperatur møtes (Polarfronten).

En av de viktigste biotiske miljøfaktorene for planter er beiting, og da i første rekke fra svalbardrein, men

også fra gress som har økt sterkt i antall de siste årtiene. Rype beiter på Svalbard hele året, men forekommer i mindre tetthet og antas derfor å ha mindre innvirkning på vegetasjonen. Om våren og høsten beiter spesielt gress i de frodige sørvendte liene og i engene under fuglefjell. Dette er levesteder hvor vi finner flere av de rødlistete karplantartene på Svalbard. Både reinsdyr og gress beiter selektivt på blomster og frø og kan dermed redusere plantenes evne til formering^{33,34}. I arktisk Canada har kraftig økning i beiting fra gress ført til tap av vegetasjon og erosjon av jordsmonnet³⁵. Vi vet ikke hvor mye økt beitetrykk vegetasjonen på Svalbard tåler for en lignende overbeiting inntreffer her.

En annen viktig faktor er transporten av næringsstoffer (særlig nitrogen og fosfor) med sjøfugl fra hav til land. Guano er god gjødsel for planter og skråningene under fuglefjell er derfor både artsrike og frodige³⁶. Eksempler på rødlistearter som er funnet i fuglefjellenger er fjelløyentrost (*Euphrasia wettsteini*) (EN), småsøte (*Comastoma tenellum*) (EN) og islandsstarr (*Carex krausei*) (VU).

Biotiske faktorer som konkurranse og predasjon spiller naturligvis også en rolle for de rødlistete pattedyrene på Svalbard, selv om kunnskapen om slike virkninger er mangelfull. Det er likevel flere aspekter ved populasjonsforholdene til disse tre pattedyrartene som sannsynligvis skyldes slike effekter. For eksempel er levealderen til steinkobbene på Svalbard overraskende lav³⁷. I mange andre områder av verden er steinkobbene på tilbakegang som følge av predasjon fra haier, i første rekke håkjerring (*Somniosus microcephalus*)^{38,39}. Dette er også en mulig årsak til den lave levealderen på Svalbard.

Det er også mulig at økning i isbjørnbestanden etter fredningen i 1973 har hatt innvirkning på reproduksjonen til ringsel⁴⁰. I tillegg er bestandsveksten hos hvalrosene på Svalbard overraskende lav i forhold til de ideelle forholdene de lever under uten jakt, ingen predasjon av betydning og heller ingen tilsynelatende konkurranse om matfatet⁴¹.

Påvirkningsfaktorer og rødlistearter

Foreløpig er det bare artsgruppene karplanter, spretthaler, ferskvannsfisk, fugl og pattedyr som er vurdert i forhold til rødlisting for Svalbardområdet. Til sammen finnes det for disse gruppene 71 rødlistearter.

Av disse 71 artene er 50 karplanter og 35 av disse er vurdert som truet (CR, EN eller VU)⁴². Mange av disse er relativt varmekjære og knyttet til lokale klimatiske gunstige lommer^{22,24}. De er sjeldne og har små bestander. For eksempel er fem av de truede artene knyttet til en spesiell lokalitet med varme kilder i Bockfjorden på Spitsbergen⁴³. Floraen er såpass godt kjent på Svalbard at det for de fleste rødlistearter ikke er tvil om at artene er sjeldne. Med unntak for ullvier (*Salix lanata*) (CR), der én av to kjente bestander er utdødd, har vi imidlertid ingen data på bestandsutvikling og man kan derfor ikke si noe om de rødlistete karplantene er i framgang eller tilbakegang på Svalbard.

Det er 18 fuglearter på Rødlista for Svalbard. De fleste av disse er med på lista fordi de har små reproduserende bestander, som for eksempel ismåke og sabinemåke. Lomvi, polarlomvi, polarmåke og krykkje står imidlertid på lista fordi de har hatt reduksjon i

De rødlistete ismåkene (*Pagophila eburnea*) (VU) følger gjerne etter de rødlistete isbjørnene (*Ursus maritimus*) (VU) og forsyner seg av restene fra bjørnenes måltider. Foto: Georg Bangjord.

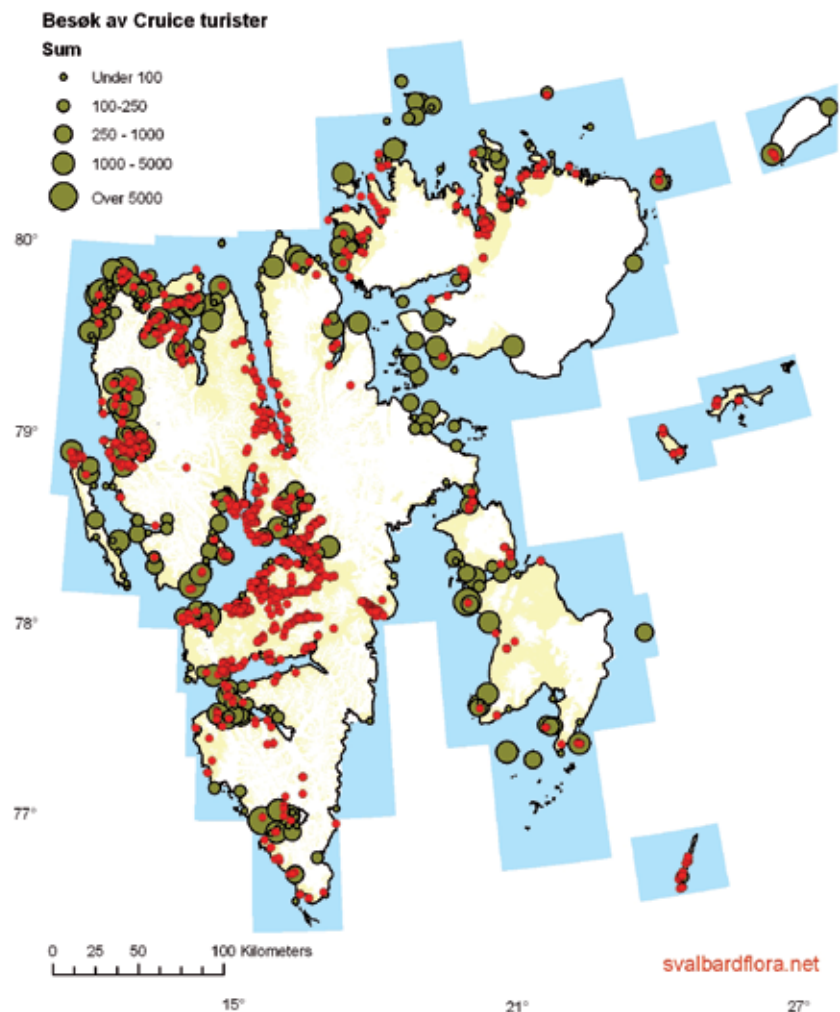


reproduserende bestand de senere år. Ni av disse artene er klassifisert som truet, og ni arter er klassifisert som nær truet.

Tre pattedyrarter er med på Rødlista for Svalbard. Dette er isbjørn, hvalross og steinkobbe, som alle er marine pattedyr og klassifisert som sårbare (VU). Isbjørnbestanden på Svalbard er en del av en fellesbestand med Franz Josef Land i Russland, og en nylig utført telling viste at denne består av i overkant av 2500 individer⁴⁴. Denne arten er avhengig av sjøis for å finne seg mat. I tillegg trenger binner med årsunger landfast is for å komme seg fra ynglehiene sine som finnes på land og ut på sjøisen.

Også hvalrossene på Svalbard er del av en fellesbestand med russiske Franz Josef Land. Her er kjønnene skilt store deler av året ved at de fleste individene på Svalbard er hanner, mens hovedtyngden av hunner og

kalver finnes i de russiske områdene. Hanner og hunner møtes naturligvis i paringstiden, som er om våren og foregår langt inne i drivisen i områdene mellom Svalbard og Franz Josef Land⁴⁵. En nylig telling i norske områder viser at rundt 2500 hvalrosser, for det meste hanner, oppholder seg på Svalbard om sommeren⁴⁰. Hvalross på Svalbard er på Rødlista fordi den reproduserende bestanden er liten. Arten kan påtreffes overalt på øygruppen, og benytter seg både av is og land for hvile i nærheten av gruntvannsområdene hvor de finner føde. Steinkobbene på Svalbard har en begrenset utbredelse på vestkysten av Spitsbergen og da hovedsakelig på vestsiden av Prins Karls Forland⁴⁶. Det er ikke foretatt noen presise tellinger av denne bestanden, men fragmentarisk informasjon tyder på at her finnes minst 1000 individer⁴⁶. Det er det lave bestandstallet og den begrensede utbredelsen som er hovedårsaken til at denne arten er på Rødlista.



Figur 2. Det er stor overlapp mellom forekomster av rødlistete karplanter på Svalbard (røde sirkler) og ilandstigningssteder for den stadig økende cruise trafikken (grønne sirkler). Kilde: Cruisepassasjerdata fra Sysselemannens register. Geir Arnesen/Svalbardflora.net

Arealendringer

Arealendringer eller menneskelig forstyrrelse er angitt som negativ påvirkningsfaktor for ti av rødlisteartene på Svalbard. Av disse er syv karplanter, én fugleart og to pattedyr.

Det finnes ca. 15 rødlistete plantearter innenfor arealplanområdet til Longyearbyen⁴⁷. Noen av forekomstene innimellom bebyggelsen er både utsatt for tråkk og truet av fremtidig utbygging. Noen forekomster er gått tapt allerede. I nærområdet til Ny-Ålesund, der både forsknings- og turistaktiviteten er økende, er det også en rekke forekomster av rødlistearter. Noen av disse finnes på forholdsvis bratte steder der selv minimalt med tråkk kan ødelegge bestanden. Forekomsten av den kritisk truede ullvieren er gått tapt ved Ny-Ålesund. To tidligere russiske bosetninger ligger rett ved to av de mest artsrike lokalitetene på Svalbard. Dette er Pyramiden rett ved Mimerdalen og Coles City rett ved Colesdalen. I Mimerdalen er det funnet åtte rødlistearter²³. I Colesdalen er det funnet fem rødlistearter, og arktisk blåklokke har sin eneste forekomst på Svalbard der²². En eventuell gjenoppstart av driften på disse stedene vil kunne være en trussel mot både det høye artsmangfoldet og mot forekomstene av rødlistearter.

Den stadig økende turist- og forskningsaktiviteten på Svalbard kan være en trussel mot rødlistearter⁴⁸. Det er stort overlapp mellom steder der reisende går i land og steder der det er registrert rødlistearter (Figur 2). Det er ikke gjort studier av effekten av påvirkning fra ferdsel på rødlistearter, men det er grunn til å anta at mange av disse artene er sårbare for tråkk og slitasje.

Klimaendringer

Ved utarbeiding av Rødlista 2010 ble klimaendringer antatt å påvirke 11 av rødlisteartene på Svalbard, syv karplanter, tre pattedyrarter og én fugleart.

Det er store årlige variasjoner i både temperatur og nedbør på Svalbard, så plantene er allerede til en viss grad tilpasset klimavariasjoner¹⁴. Eksperimenter der man har økt temperaturen med 1-3 °C har vist at gress og løvfellende busker vokser seg høyere og tettere mens mose og lav avtar⁴⁹. Artsmangfoldet avtar også ved eksperimentell oppvarming, men på sikt ventes mangfoldet igjen å øke ettersom det finnes flere arter lengre sør. En rekke av de rødlistete karplantene på Svalbard er relativt varmekrevende⁵⁰. Varmekrevende arter med en viss populasjonstørrelse på Svalbard og noe genetisk variasjon, slik som arktisk blåklokke (*Campanula rotundifolia* ssp. *gieseckiana*)



Dvergarve (*Arenaria humifusa*) (VU) er en høyarktisk art som er rødlistet både på Svalbard og Fastlands-Norge (NT). Den er potensielt truet av klimaendringer og av ferdsel ettersom den vokser i habitat som tåler lite tråkk. Foto: Inger Greve Alsos/svalbardflora.net.

(VU) og tundrabjørk (*Betula nana* ssp. *tundraum*) (NT), vil sannsynligvis ha mulighet til å ekspandere dersom klimaet blir varmere. Derimot er det mindre sannsynlig at varmekrevende arter som består av noen få kloner på Svalbard, slik som polarblokkebær (*Vaccinium uliginosum* ssp. *microphyllum*) (CR), vil ha noen særlig sjanse til å ekspandere selv om klimaet blir mer gunstig for dem⁵¹. For de mer høyarktiske rødlisteartene, slik som dvergarve (*Arenaria humifusa*) (VU), stuttarve (*Sagina cespitosa*) (EN), sabinegress (*Pleuropogon sabinii*) (NT) og tundrastrarr (*Carex aquatilis* ssp. *stans*) (CR), som alle også er sjeldne i andre regioner, vil klimaendringer kunne få negative konsekvenser.

Et varmere klima vil øke primærproduksjonen på land og derfor virke positivt på gjess og vadefugler. Den positive effekten kan imidlertid bli oppveid dersom et økende antall isbjørner som ikke følger med drivisen nordover oppsøker øyer, holmer og skjær og spiser opp egg og kyllinger. Vi ser allerede slike effekter, men den videre utviklingen er uklar. Et varmere klima kan også gi grobunn for nye predatorarter og dette vil kunne virke negativt på fuglearter som ender, gjess og vadefugler. Dersom iskanten trekker seg nordover kan vi risikere at det ikke blir mulig for ismåke og sabinemåke å opp-



Ringgås (*Branta bernicla*) på Svalbard er rødlistet som nær truet (NT), mens det finnes gode og økende bestander av både hvitkinngås (*Branta leucopsis*) og kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) på øygruppen. Foto: Kit M. Kovacs og Christian Lydersen.

rettholde koloniene lengst unna iskanten. Ismåkene hekker imidlertid i dag svært langt unna iskanten, så det forventes derfor ikke noen snarlig effekt. Lomvi (*Uria aalge*) (VU) og alke (*Alca torda*) (EN) er arter med en mer sydlig utbredelse, og de vil etter all sannsynlighet påvirkes positivt av et varmere klima. Den positive effekten vil virke gjennom at temperaturen i havet stiger noe, slik at tilgangen på mat bedres.

Isbjørnen er en toppredator som er spesialist på å jakte sel i isfylte farvann. Det er forventet at endring i isutbredelse som følge av den globale oppvarmingen vil gjøre det vanskeligere å få fatt i sel, og at habitater fragmenteres og forsvinner med den følge at arten vil kunne forsvinne fra deler av dens nåværende utbredelsesområde¹⁸. Alle faktorer som fører til endring i selbestandene, og da særlig ringselbestandene, vil ha innvirkning på overlevelse og reproduksjon for isbjørnene. Ringselene trenger både is og snø for å reprodusere da de er avhengige av å kunne lage snøhuler ute på isen for å fostre opp ungene sine. Mindre is som legger seg senere på året og mer nedbør i form av regn vil kunne føre til store endringer i reproduksjon og overlevelse for denne selarten, med store konsekvenser for overlevelse og reproduksjon for isbjørnen^{17,18}.

Spesielt er is- og snøforholdene viktige for binner med årsunger. Isbjørnene på Svalbard får ungene sine i ynglehi gravd ut i snøen i en bratt skråning inne på land⁵². Mor og unger kommer ut av hiet tidlig på våren

og det kan da være opptil 6 måneder siden moren spiste sitt siste måltid. Tidspunktet bjørnene kommer ut av hiet sammenfaller med yngletiden for ringselene på Svalbard⁵³, og bjørnene er avhengige av slike kasteområder i nærheten av hiområdene. Kasteområdene til ringsel er hovedsakelig i fjordene på Svalbard⁵⁴, og da særlig i fjorder som har aktive isbreer som kalver ned i sjøen. Hvis klimaet blir så mildt at fjordisen ikke dannes tidnok til at selene kan konstruere kastehulene sine, slik tilfellet har vært i Kongsfjorden 2006-2008, vil denne ressursen ikke være tilgjengelig for de sultne bjørnene i denne viktige delen av deres årssyklus. Isbjørnene er dyktige svømmere, men årsunger som nylig er kommet ut av hiet med lav kroppsmasse og uten spekklag vil ha et enormt varmetap i det kalde vannet⁵⁵ og ikke være i stand til å svømme over lengre avstander fram til en eventuell iskant. Binner med unger vil da kunne forbli strandete på land hvor jaktmulighetene er mye dårligere enn ute i isen.

En alternativ strategi fra isbjørnenes side, hvis utviklingen med redusert isutbredelse fortsetter, er å yngle i snøhuler ute på isen i stedet for på land, slik tilfellet er i Alaska⁵⁶. Det har i mange deler av isbjørnens utbredelsesområde alt blitt påvist redusert fruktbarhet hos kjønnsmodne hunner, økt dødelighet hos unger og eldre individer, og en generell nedgang i kondisjon hos alle aldersgrupper som følge av at isforholdene er slik at bjørnene ikke får jaktet på sel i den grad de gjorde før¹⁸.

En annen årsak til økt dødelighet som følge av mindre is er at flere isbjørner forblir på land og at hyppigheten av konflikter med mennesker, gjerne med dødelig utgang for bjørnen, øker.

Det er ikke bare sjøisens utbredelse som avtar som følge av klimaendringene. Dette gjelder også isbreene på Svalbard⁸. Isbreer med fronter som ender i havet er, som sjøiskanten, høyproduktive områder hvor man finner konsentrasjoner av sjøfugl og marine pattedyr. I slike områder finner man også ofte isbjørner som er strandet på land om sommeren. Her jakter de særlig på sel som hviler seg på isbrekalvinger.

Hvalrossen er generelt en næringsspesialist som ernærer seg på ulike skjell og muslinger. Disse finnes i relativt grunne områder og hvalrossen trenger hvileplattformer i nærheten av disse. Er det dravis i området hvor maten er, foretrekker dyrene denne som hvilested. Hvis ikke må de svømme til nærmeste land for å finne hvile. Når isutbredelsen minker, vil den i områdene nord for Svalbard snart ligge over arealer hvor havdypet er altfor stort til at dette er egnet som levested for hvalross. Dyrene vil da miste isen som hvileplattform, og utbredelsen vil trolig bli begrenset til steder i rimelig avstand fra land. En annen faktor er at når isen forsvinner over de nåværende muslingbankene vil også de is-assosierte plante- og dyresamfunnene forsvinne. Dette medfører at det blir redusert vekst for bunndyr som hvalrossene spiser⁵⁷. Uansett er det rimelig å anta at hvalrossene er bedre rustet enn isbjørnen for å kunne overleve i et Arktis med mindre isutbredelse da de kan bruke land som alternativ til is til de delene av livssyklusen som per nå foregår ute av vannet. Antallet hvalrosser vil da være avhengige av nok tilgjengelig biomasse av bunndyr i rimelig nærhet til landområder med hvileplasser¹⁷.

Steinkobbbebestanden på Svalbard er ikke avhengig av is som habitat i noen deler av sin livssyklus. Tvert i mot setter isens utbredelse en grense for steinkobbbeens utbredelse. Klimaendringer som fører til redusert isutbredelse forventes derfor å føre til økt utbredelse av denne selarten¹⁷. Et varmere klima forventes også å føre til endringer i sammensetningen av byttedyrene, men dette vil neppe ha særlige konsekvenser for denne selarten, som ernærer seg av en rekke ulike fiskearter og virvelløse dyr⁵⁸.

Ismåke ser ut til å være sårbar for konkurranse fra krykkje, så et klima som favoriserer krykkja vil derfor kunne slå negativt ut for ismåkene på Svalbard. Av gjess vil ringgåså (*Branta bernicla*) trolig også kunne bli negativt påvirket av innvandrende arter som favoriseres av et

varmere klima. Tilstanden og trusselbildet for vaderne er det vanskelig å si noe om da det finnes få studier på dette.

Et varmere Arktis med mindre isutbredelse vil medføre tilførsel av nye arter fra sørligere breddegrader, arter som antakelig i mange tilfeller vil konkurrere ut mange av dagens arktiske spesialister. Konkurranse fra sørligere arter med isbjørn, hvalross og/eller steinkobbe er det vanskelig å si noe om, men økt predasjon fra ulike haiarter og spekkhuggere er en mulighet. Når det gjelder endringer i sammensetningen av byttedyr så er hvalross og steinkobbe mindre sårbare enn andre arktiske marine pattedyrarter, som er mer avhengige av fettholdig føde¹⁷. En annen faktor som ganske sikkert kan påvirke de marine pattedyrartene er økt forekomst av parasitter og sykdommer. Dette vil kunne påvirke reproduksjon og overlevelse.

Forurensning

Forurensning er antatt å være en negativ påvirkningsfaktor for tre av pattedyrartene og to av fugleartene som er med på Rødlista for Svalbard. Nivåene av miljøgifter i steinkobbene på Svalbard er svært lave, og de lever fint på sydligere breddegrader med betydelig høyere konsentrasjoner av ulike POPs, som er en samlebetegnelse på tungt nedbrytbare organiske stoffer, på engelsk persistent organic pollutants (POPs).

Toppredatorene polarmåke og ismåke befinner seg høyt i næringskjeden og spiser mye fettholdig mat. Fettet inneholder mye organiske miljøgifter. Miljøgiftbelastningen er derfor høy, og dette kan være årsaken til den drastiske populasjonsnedgangen vi har sett for polarmåker på Bjørnøya. I ismåke er det målt noen av de høyeste verdiene kjent i sjøfugl av PCB og DDE, og det er påvist effekter på eggeskalltykkelse. Det er ennå uvisst om dette har hatt noen negative effekter på bestandene^{59,60}.

Også marine pattedyr er utsatt for en rekke organiske miljøgifter som akkumuleres oppover i den marine næringskjeden. Særlig isbjørnen, som har selspekk som favorittføde, blir eksponert for høye doser. Det er gjort en rekke undersøkelser som tyder på at de høye nivåene av miljøgifter man finner hos isbjørn fra Svalbard virker som hormonforstyrrelser med innvirkning på både kjønnshormoner, stoffskiftehormoner og immunfunksjonen⁶¹⁻⁶³. Svært høye nivåer av ulike miljøgifter overføres til diende unger via den fettrike melken⁶⁴, og dette har også skapt bekymring for negative effekter på utviklingen til de voksende ungene. Isbjørnene har



Klimaendringer og arealendringer er de påvirkningsfaktorene som er angitt for flest av de truede og nær truede artene på Svalbard. Dette gjelder imidlertid for relativt få av disse artene og for 40 % av dem kjenner en ikke til menneskeskapte påvirkninger som virker negativt inn på bestandssituasjonen.

Foto: Snorre Henriksen.

et svært effektivt avgiftningssystem sammenliknet med andre marine pattedyr, og bryter ned mange av disse miljøgiftene. I utgangspunktet burde dette gi grunn til optimisme. Imidlertid kan enkelte av nedbrytningsproduktene være mer giftige enn de opprinnelige miljøgiftene⁶⁵. Enkelte miljøgifter, som for eksempel ulike bromerte flammehemmere, finner man nesten ikke i isbjørnene på Svalbard, mens hvithvalene i området, som er lavere i næringskjeden, har høye konsentrasjoner av slike forbindelser⁶⁶. Dette skyldes at tannhvaler har en mye dårligere evne til å kvitte seg med miljøgifter sammenliknet med isbjørnen.

Mange av miljøgiftene man har påvist i de marine næringskjedene på Svalbard er etter hvert blitt forbudt å bruke på verdensbasis. Dette er positivt, men det tar noen tid fra et slikt forbud trer i kraft til man ser resultater ute i naturen. En helt ny undersøkelse fra Svalbard viser at det nå kan spores betydelige reduksjoner i konsentrasjonene av en hel rekke miljøgifter, som ulike PCBer og bromerte flammehemmere, i spekket til ringsel fra Svalbard⁶⁷. Dette er gode nyheter for isbjørnene da denne selarten er bjørnens viktigste byttedyr.

Når det gjelder de to andre rødlistete pattedyrene på Svalbard, så er miljøgiftnivåene i steinkobbene 10-20 % av det vi finner på Fastlands-Norge og per i dag ingen grunn til bekymring⁶⁸. For hvalrossens del viser en fersk undersøkelse at nivåene av PCB og en del andre miljøgifter har en nedadgående trend, men at det generelt er svært stor variasjon mellom ulike individer med hensyn til nivåer av ulike miljøgifter⁶⁹. Dette blir forklart med

ulik diett, hvor individer som har høye nivåer antakelig har et betydelig innslag sel på menyen, mens individer med lave nivåer holder seg til muslinger og andre bløtdyr. Selv om mange av de klassiske miljøgiftene i dag er forbudt å produsere og bruke, antar man at det kan bli en økning i transport av slike stoffer fra sørligere breddegrader via luft- og havstrømmer om klimaet blir varmere. En hovedårsak til dette er økt utstrømming av slike stoffer fra de store elvene i nordlige deler av Russland.

En annen kilde til forurensning henger sammen med økning i skipstrafikken i Svalbardområdet og dermed økte sjanser for oljeutslipp. Isbjørn som får olje i pelsen vil generelt prøve å slikke denne av, noe som er vist å resultere i økt dødelighet⁷⁰. For hvalross og steinkobber vil tilgrising av liggeplasser på land være det største problemet^{41,71}, særlig om dette skjer i kastetiden for steinkobber i juni/juli⁷² hvor ungene er avhengige av disse områdene for diing, hviling og svømmetrening⁷³.

Lokalt har forurensning fra for eksempel gruvedrift sterk påvirkning på vegetasjonen og kan derfor være en trussel mot rødlistearter. Også tilførsler av langtransportert forurensning, først og fremst nitrogenforbindelser via luft, kan påvirke vegetasjonen gjennom en eutrofi-ringseffekt, men det finnes ingen lange tidsserier med data fra Svalbard som kan gi svar på hvilke endringer dette medfører.

Beskatning

Direkte beskatning i Svalbardområdet er antatt å være av liten betydning for de aktuelle rødlisteartene. Noen av artene kan imidlertid være utsatt for beskatning utenom reproduksjonssesongen, eksempelvis som bifangst ved fiske.

Plantene blir ikke beskattet, men er påvirket av beiting av svalbardrein, svalbardrype og gjess. Lav eller ingen beskatning, slik tilfellet for eksempel er for hvitkinngåsa (*Branta leucopsis*) i dag, kan ha negative effekter på rødlistete karplanter. Særlig gjess, som ofte beiter i store flokker, kan lokalt medføre sterk påvirkning på vegetasjonen. Gjessene foretrekker å beite i frodige, sørvendte lier. Dette er også viktige lokaliteter for rødlistearter, som derfor er spesielt utsatt for høyt beitetrykk.

Fremmede arter

Ved vurdering av påvirkningsfaktorer i forbindelse med Rødlista 2010 ble fremmede arter ikke vurdert som en trussel mot noen av rødlisteartene. På lengre sikt og kombinert med klimaendringer, kan imidlertid fremmede arter bli en trussel. Selv om Svalbard er en isolert øygruppe, spres frø naturlig over havet enten med luftstrømmer, havis eller fugl. Etter siste istid ble Svalbard særlig kolonisert fra Russland og Grønland, og vi antar at det fortsatt skjer regelmessig langdistanse frøspredning til Svalbard⁷⁴. Det finnes anslagsvis 140-205 plantearter på Grønland, 216-436 i nordvest Russland og 129-319 i Skandinavia som vil kunne vokse på Svalbard dersom temperaturen blir 2-4 °C varmere⁷⁴.

I tillegg til den naturlige spredningen av frø, vil også den store strømmen av reisende til Svalbard kunne føre med seg fremmede arter. Særlig reisende som har brukt fjellstøvler og annet turutstyr i andre fjellområder kan transportere med seg frø av arter som tolererer klimaforholdene på Svalbard. I gjennomsnitt transporterer hver reisende til Svalbard fire frø og to mosefragmenter bare på skoene sine. Opp til 117 frø er funnet på ett par sko⁷⁵. En stor andel av frøene er gressfrø. Gress regnes som gode til å etablere seg og spre seg på nye steder. Selv om en del av frøene ikke er tilpasset dagens klimaforhold på Svalbard, kan de ligge i jorda mange år og eventuelt spire dersom det blir varmere.

En rekke planter er introdusert på Svalbard, men har hittil ikke spredt seg utenfor bebyggelsen²⁰. En mindre synlig introduksjonseffekt er spredning av innførte gener. Planter er kjent for å hybridisere, og i Longyearbyen er det innført en svingelart som kan hybridisere

med de rødlistete svingelartene bergsvingel (*Festuca brachyphylla*) (VU) og polarsvingel (*Festuca hyperborea*) (NT) og dermed være en trussel mot disse artene.

Referanser

- Hjelle, A. 1993. Svalbards geologi. Polarhåndbok nr. 6. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
- Hisdal, V. 1998. Svalbard natur og historie. Polarhåndbok nr. 11. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
- Bildeatlas over Norge. Kunnskapsforlaget, Oslo. 2004
- Miljøverndepartementet. 2006. Stortingsmelding Nr. 8. 2005-2006. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet, Oslo.
- Norges sjøkartverk 1990. Den norske los. Farvannsbeskrivelse. Svalbard og Jan Mayen. 7. Bind, 2. utgave. Statens kartverk, Sjøkartverket, Hønefoss.
- Brochmann, C. og Steen, S. W. 1999. Sex and genes in the flora of Svalbard - implications for conservation biology and climate change. Det Norske Vitenskaps-Akademi i Oslo. Matematisk-Naturvitenskapelig Klasse Skrifter, Ny serie 38: 33-72.
- Elvebakk, A. 2005. A vegetation map of Svalbard on the scale 1 : 3.5 mill. Phytocoenologia 35: 951-967.
- Kohler, J., James, T. D., Murray, T., Nuth, C., Brandt, O., Barrand, N. E., Aas, H. F. og Luckman, A. 2007. Acceleration in thinning rate on western Svalbard glaciers. Geophysical Research Letters 34: doi:10.1029/2007GL030681.
- Lydersen, C., Martin, A. R., Kovacs, K. M. og Gjertz, I. 2001. Summer and autumn movements of white whales (*Delphinapterus leucas*) in Svalbard, Norway. Marine Ecology Progress Series 219: 265-274.
- Freitas, C., Kovacs, K. M., Ims, R. A., Fedak, M. A. og Lydersen C. 2008. Ringed seal post-moulting movement tactics and habitat selection. Oecologia 155: 193-204.
- Mehlum, F. 1984. Concentrations of seabirds along the face of glaciers and outlets of rivers in Svalbard. Fauna 37: 156-160.
- Staaland, H. og Punsvik, T. 1980. Reindeer grazing on Nordaustlandet, Svalbard. I: Reimers, E., Gaare, E. og Skjennberg, S. (red.). Proceedings from the 2nd international reindeer/caribou symposium. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Jónsdóttir, I. S. 2005. Terrestrial ecosystems on Svalbard: heterogeneity, complexity and fragility from an arctic island perspective. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 105B: 155-165.
- Elvebakk, A. 1999. Bioclimatic delimitation and subdivision of the Arctic. The species concept in the high north - a panarctic flora initiative. Det Norske Vitenskaps-Akademi I. Mat.-Naturv. Klasse Skrifter, Ny serie. 38: 81-112.
- Svenning, M.-A. 2000. Fiskesamfunn i arktiske innsjøer, s. 60-65. I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red.). Fisk i ferskvann - Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.
- Hop, H., Pearson, T., Hegseth E. N., Kovacs, K. M., Wiencke, C., Kwasniewski, S., Eiane, K., Mehlum, F., Gulliksen, B., Włodarska-Kowalczyk, M., Lydersen, C., Weslawski, J. M., Cochrane, S., Gabrielsen, G. W., Leakey, R., Lønne, O. J.,

- Zajaczkowski, M., Falk-Petersen, S., Kendall, M., Wängberg, S.-Å., Bischof, K., Voronkov, A. Y., Kovaltchouk, N. A., Wiktor, J., Poltermann, M., di Prisco, G., Papucci, C. og Gerland, S. 2002. The marine ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Research* 21: 167-208
17. Kovacs, K. M. og Lydersen, C. 2008. Climate change impacts on seals and whales in the North Atlantic Arctic and adjacent shelf seas. *Science Progress* 91: 117-150.
 18. Bengtson, S.-A., Fjellberg, A. og Solhøy, T. 1974. Abundance of tundra arthropods in Spitsbergen. *Entomologica Scandinavica* 5: 137-142.
 19. Miljøstatus Svalbard. 2008. http://svalbard.miljostatus.no/msf_themepage.aspx?m=107
 20. Elven, R. og Elvebakk, A. 1996. Part 1. Vascular plants, s. 9-55. I: Elvebakk, A. og Prestrud, P. (red.). A catalogue of Svalbard plants, fungi, algae, and cyanobacteria. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
 21. Elven, R., Murray, D. F., Razzhivin, V. og Yurtsev, B. A. 2009. Checklist of the Panarctic Flora (PAF). CAFF/University of Oslo, Oslo.
 22. Alsos, I. G., Westergaard, K., Lund, L. og Sandbakk, B. E. 2004. Floraen i Colesdalen, Svalbard. *Blyttia* 62: 142-150.
 23. Möller, V. I. og Thannheiser, D. 1995. Eine Vegetationsoase im unteren Mimerdalen am Billefjord, Zentral-Spitzbergen. *Polarforschun* 65: 65-70.
 24. Engelskjøn, T., Lund, L. og Alsos, I. G. 2003. Twenty of the most thermophilous vascular plant species in Svalbard and their conservation state. *Polar Research* 22: 317-339.
 25. Elvebakk, A. og Prestrud, P. 1996. A catalogue of Svalbard plants, fungi, algae and cyanobacteria. Norsk Polarinstitutt skrifter 198.
 26. Coulson, S. J. og Refseth, D. 2004. The terrestrial and freshwater invertebrate fauna of Svalbard (and Jan Mayen), s. 57-122. I: Presterud, P., Hellström, H. og Goldman, H. H. (red.). A catalogue of the terrestrial and marine animals of Svalbard. Norwegian Polar Institute skrifter 21.
 27. Kovacs, K. M. og Lydersen, C. (red.). 2006. Svalbards fugler og pattedyr. Polarhåndbok nr. 11. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
 28. Andersen, L. W., Kovacs, K. M., Frie, A. K., Rosing-Asvid, A., Hauksson, E. og Lydersen, C. 2009. Genetic diversity and population structure of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the North Atlantic Arctic. ESF Conservation Genetics Conference: Integrating population genetics and conservation biology. Trondheim, 23-26 May 2009.
 29. Rannie, W. F. 1986. Summer air temperature and the number of vascular species in arctic Canada. *Arctic* 39: 133-137.
 30. Kojima, S. og Wada, N. 1999. Ecological characterization of some selected vascular species in the arctic environment of Ny-Ålesund, Svalbard, in relation to soil moisture conditions. *Polar Bioscience* 12: 76-86.
 31. Rønning, O. I. 1968. Features of the ecology of some arctic Svalbard (Spitsbergen) plant communities. *Arctic and Alpine Research* 1: 29-44.
 32. Elvebakk, A. 1982. Geological preferences among Svalbard plants. *Inter Nord* 16: 11-31.
 33. Alsos, I. G., Elvebakk, A. og Gabrielsen, G. W. 1998. Vegetation exploitation by barnacle geese *Branta leucopsis* during incubation on Svalbard. *Polar Research* 17: 1-14.
 34. Cooper, E. J. og Wookey, P. A. 2003. Flora herbivory of *Dryas octopetala* by Svalbard reindeer. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35: 369-376.
 35. Jefferies, R. L., Jano, L. P. og Abraham, K. F. 2006. A biotic agent promotes large-scale catastrophic change in the coastal marshes of Hudson Bay. *Journal of Ecology* 94: 234-242.
 36. Thannheiser, D. og Wüthrich, C. 1999. Flora und Vegetation am St. Jonsfjord (Spitzbergen) unter besonderer Berücksichtigung der ornithogenen Tundra. *Norden* 13: 291-301.
 37. Lydersen, C. og Kovacs, K. M. 2005. Growth and population parameters of the world's northernmost harbour seals *Phoca vitulina* residing in Svalbard, Norway. *Polar Biology* 28: 156-163.
 38. Lucas, Z. og Stobo, W. T. 2000. Shark-inflicted mortality on a population of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Sable Island, Nova Scotia. *Journal of Zoology* 252: 405-414.
 39. Yano, K., Stevens, J. D. og Compagno, L. J. V. 2007. Distribution, reproduction and feeding of the Greenland shark, *Somniosus* (*Somniosus*) *microcephalus*, with notes on two other sleeper sharks, *Somniosus* (*Somniosus*) *pacificus* and *Somniosus* (*Somniosus*) *antarcticus*. *Journal of Fish Biology* 70: 374-390.
 40. Krafft, B. A., Kovacs, K. M., Frie, A. K., Haug, T. og Lydersen, C. 2006. Growth and population parameters of ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard, Norway, 2002 - 2004. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1136-1144.
 41. Lydersen, C., Aars, J. og Kovacs, K. M. 2008. Estimating the number of walruses in Svalbard based on aerial surveys and behavioural data from satellite telemetry. *Arctic* 61: 119-128.
 42. Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
 43. Elvebakk, A., Elven, R., Spjelkavik, S., Thannheiser, D. og Schweitzer, H.-J. 1994. *Botrychium boreale* and *Puccinellia angustata* ssp. *palibinii* new to Svalbard. *Polarflokken* 18: 133-140.
 44. Aars, J., Marques, T. A., Buckland, S. T., Andersen, M., Belikov, S., Boltunov, A. og Wiig, Ø. 2009. Estimating the Barents Sea polar bear subpopulation size. *Marine Mammal Science* 25: 35-52.
 45. Freitas, C., Kovacs, K. M., Ims, R. A., Fedak, M. A. og Lydersen, C. 2009. Deep into the ice: over-wintering and habitat selection in male Atlantic walruses. *Marine Ecology Progress Series* 375: 247-261.
 46. Lydersen, C. og Kovacs, K. M. 2010. Status and biology of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Svalbard. NAMMCO Scientific Publications, in press.
 47. Hagen, D. og Presto, T. 2007. Biologisk mangfold – temarapport som grunnlag for arealplan for Longyearbyen planområde. NINA rapport 252.
 48. Vistad, O. I., Eide, N. E., Hagen, D., Erikstad, L. og Landa, A. 2008. Miljøeffekter av ferdsel og turisme i Arktis. En litteratur- og forstudie med vekt på Svalbard. NINA rapport 316.
 49. Walker, M. D., Wahren, C. H., Hollister, R. D., Henry, G. H. R., Ahlquist, L. E., Alatalo, J. M., Bret-Harte, M. S., Calef, M. P., Callaghan, T. V., Carroll, A. B., Epstein, H. E., Jonsdottir, I. S., Klein, J. A., Magnusson, B., Molau, U., Oberbauer, S. F., Rewa, S. P., Robinson, C. H., Shaver, G. R., Suding, K. N., Thompson, C. C., Tolvanen, A., Totland, O., Turner, P. L., Tweedie, C. E., Webber, P. J. og Wookey, P. A. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:

- 1342-1346.
50. Elvebakk, A. 1989. Biogeographical zones of Svalbard and adjacent areas based on botanical criteria. Ph.D Thesis, Institute of Biology and Geology, University of Tromsø, Tromsø.
 51. Alsos, I. G., Spjelkavik, S. og Engelskjøn, T. 2003. Seed bank size and composition of *Betula nana*, *Vaccinium uliginosum*, and *Campanula rotundifolia* habitats in Svalbard and northern Norway. *Canadian Journal of Botany* 81: 220-231.
 52. Larsen, T. 1985. Polar bear denning and cub production in Svalbard, Norway. *Journal of Wildlife Management* 49: 320-326.
 53. Lydersen, C. 1998. Status and biology of ringed seals (*Phoca hispida*) in Svalbard. NAMMCO Scientific Publications 1: 46-62.
 54. Smith, T. G. og Lydersen, C. 1991. Availability of suitable land-fast ice and predation as factors limiting ringed seal populations, *Phoca hispida*, in Svalbard. *Polar Research* 10: 585-594.
 55. Blix, A. S. og Lentfer, J. W. 1979. Modes of thermal protection in polar bear cubs – at birth and on emergence from the den. *American Journal of Physiology* 236: 67-76.
 56. Fishbach, A. S., Amstrup, S. C. og Douglas, D. C. 2007. Landward and eastward shift of Alaskan polar bear denning associated with recent sea ice changes. *Polar Biology* 30: 1395-1405.
 57. Tynan, C. T. og Demaster, D. P. 1997. Observations and predictions of arctic climate change: potential effects on marine mammals. *Arctic* 50: 308-322.
 58. Andersen, S. M., Lydersen, C., Grahl-Nielsen, O. og Kovacs, K. M. 2004. Autumn diet of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Prins Karls Forland, Svalbard assessed via scat and fatty-acid analyses. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1230-1245.
 59. Miljeteig, C., Strøm, H., Gavrilov, M. V., Volkov, A., Jenssen, B. M. og Gabrielsen, G. W. 2009. High levels of contaminants in ivory gull *Pagophila eburnea* eggs from the Russian and Norwegian Arctic. *Environmental Science og Technology* 43: 5521-5528.
 60. Gilchrist, G., Strøm, H., Gavrilov, M. V. og Mosbech, A. 2008. International ivory gull conservation strategy and action plan. CAFF International Secretariat, Circumpolar Seabird Group (CBird), CAFF Technical Report No. 18. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland.
 61. Braathen, M., Derocher, A. E., Wiig, Ø., Sørmo, E. G., Lie, E., Skaare, J. U. og Jenssen, B. M. 2004. Relationships between PCBs and thyroid hormones and retinol in female and male polar bears. *Environmental Health Perspectives* 112: 826-833.
 62. Lie, E., Larsen, H. J. S., Larsen, S., Johansen, G. M., Derocher, A. E., Lunn, N. J., Norstrom, R. J., Wiig, Ø. og Skaare, J. U. 2005. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part II: Possible effect of OCs on mitogen- and antigen-induced lymphocyte proliferation. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 68: 457-484.
 63. Oskam, I. C., Ropstad, E., Dahl, E., Lie, E., Derocher, A. E., Wiig, Ø., Larsen, S., Wiger, R. og Skaare, J. U. 2003. Organochlorines affect the major androgenic hormones, testosterone, in male polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 66: 2119-2139.
 64. Haave, M., Ropstad, E., Derocher, A. E., Lie, E., Dahl, E., Wiig, Ø., Skaare, J. U. og Jenssen, B. M. 2003. Polychlorinated biphenyls and reproductive hormones in female polar bears at Svalbard. *Environmental Health Perspectives* 111: 431-436.
 65. Brouwer, A. 1991. The role of enzymes in regulating the toxicity of xenobiotics. *Biochemical Society Transactions* 19: 731-737.
 66. Wolkers, H., Bavel, B. van, Derocher, A. E., Wiig, Ø., Kovacs, K. M., Lydersen, C. og Lindström, G. 2004. Congener-specific accumulation and food chain transfer of polybrominated diphenyl ethers in two Arctic food chains. *Environmental Science and Technology* 38: 1667-1674.
 67. Wolkers, H., Krafft, B. A., Bavel, B. van, Helgason, L. B., Lydersen, C. og Kovacs, K. M. 2008. Biomarker responses and decreasing contaminant levels in ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard, Norway. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 71: 1009-1018.
 68. Wolkers, H., Lydersen, C. og Kovacs, K. M. 2004. Accumulation and lactational transfer of PCBs and pesticides in harbor seals (*Phoca vitulina*) from Svalbard, Norway. *Science of the Total Environment* 319: 137-146.
 69. Wolkers, H., Bavel, B. van, Ericson, I.; Skoglund, E., Kovacs, K. M. og Lydersen, C. 2006. Congener-specific accumulation and patterns of chlorinated and brominated contaminants in adult male walruses from Svalbard, Norway: indications for individual-specific prey selection. *Science of the Total Environment* 370: 70-79.
 70. Øritsland, N. A., Engelhardt, F. R., Juck, F. A., Hurst, R. J. og Watts, P. D. 1981. Effect of crude oil on polar bears. *Environmental Studies* No. 24. Indian and Northern Affairs, Ottawa, Canada.
 71. Reder, S., Lydersen, C., Arnold, W. og Kovacs, K. M. 2003. Haul-out behaviour of high Arctic harbour seals (*Phoca vitulina vitulina*) in Svalbard, Norway. *Polar Biology* 27: 6-16.
 72. Gjertz, I. og Børset, A. 1992. Pupping in the most northerly harbour seal (*Phoca vitulina*). *Marine Mammal Science* 8: 103-109.
 73. Jørgensen, C., Lydersen, C., Brix, O. og Kovacs, K. M. 2001. Diving development in nursing harbour seal pups. *Journal of Experimental Biology* 204: 3993-4004.
 74. Alsos, I. G., Eidesen, P. B., Ehrich, D., Skrede, I., Westergaard, K., Jacobsen, G. H., Landvik, J. Y., Taberlet, P. og Brochmann, C. 2007. Frequent long-distance colonization in the changing Arctic. *Science* 316: 1606-1609.
 75. Ware, C., Müller, E., og Alsos, I. G. 2008. Risk assessment of nonnative seed introduction by visitors to Svalbard. The University Centre in Svalbard, Longyearbyen. www.sysseلمان.no/enkel.aspx?m=45704&amid=2418265.

Notater:

