

1816

NINA Rapport

Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper

Marianne Evju, Hanne Hegre, Anders Lyngstad, Ellen Svalheim, Pål Thorvaldsen, Lise Tingstad, Liv Guri Velle, Dag-Inge Øien og Erik Framstad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper

Marianne Evju
Hanne Hegre
Anders Lyngstad
Ellen Svalheim
Pål Thorvaldsen
Lise Tingstad
Liv Guri Velle
Dag-Inge Øien
Erik Framstad

Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, mai 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4575-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Marianne Evju, Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Markus Sydenham

ANSVARLIG SIGNATUR

Forsknings sjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1683 | 2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Marte Vold

FORSIDEBILDE

Lyngsviing er et viktig skjøtselstiltak i den truede naturtypen kystlynghei. Her fra Smøla. © Liv Guri Velle/Møreforskning

NØKKEWORD

Truede arter, truede naturtyper, tiltak, effekter, overvåking, Norge

KEY WORDS

Threatened species, threatened nature types, management actions, effects, monitoring, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.

Tap av biologisk mangfold er en stor trussel mot menneskeheten, og endringer i arealbruk er den største trusselen mot terrestriske og limniske økosystemer både i Norge og globalt. Norge har forpliktet seg til å stanse tapet av biologisk mangfold. Blant de nasjonale målene for naturmangfoldet er at ingen arter eller naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres.

Et av dagens virkemidler for å ivareta truet natur er tilskuddsordningen for truede arter og naturtyper, over statsbudsjettets kapittel 1420 post 82. Tilskuddsposten utgjør grunnlaget for en stor del av tiltakene som gjennomføres i regi av miljøforvaltningen for å ivareta truet natur i Norge. I 2019 ble det fordelt over 45 millioner kroner til tiltak for truede arter og naturtyper gjennom post 82. Skjøtsel, fjerning av fremmede arter og informasjonstiltak er de vanligste tiltakene som gjennomføres. Det gjennomføres i liten grad systematisk oppfølging av hvorvidt tiltakene har den tilsiktede effekten for truet natur.

Miljødirektoratet har derfor bedt om forslag til metodikk for overvåking av effekter av tiltak på truet natur. Truet natur omfatter her arter og naturtyper tilknyttet terrestriske og limniske økosystemer i fastlands-Norge, og som enten er kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) eller sårbar (VU) i henhold til gjeldende rødlistene for arter og naturtyper. Totalt gjelder dette 2403 arter og 60 naturtyper. I kap. 3 gis en oversikt over hvilke arter og naturtyper som er truet, hvilke påvirkningsfaktorer som er de viktigste, hvilke kriterier de er rødlistet etter, og hvilke tiltak som gjennomføres for å ivareta dem. I kap. 4 presenteres kunnskap om pågående overvåking av truet natur generelt og overvåking av effekter av tiltak spesielt. Eksisterende overvåking er variabel i omfang (tid og rom) og dekker et lite antall truede arter og naturtyper.

Denne rapporten presenterer et metodisk rammeverk som grunnlag for å utvikle mer spesifikke overvåkingsopplegg når tiltak gjennomføres for truede arter og naturtyper. I forslaget til metodisk rammeverk har vi tatt utgangspunkt i eksisterende overvåking og internasjonal litteratur, men forankret rammeverket i et konsept for adaptiv overvåking. Dette innebærer at målsetninger og forventede effekter av tiltak må formuleres tydelig før tiltak gjennomføres. Videre må resultatene av overvåkingen legges til grunn ved forbedring av tiltakene, utføring av tiltak i andre lokaliteter og justering av overvåkingsopplegg. Det bør formuleres testbare hypoteser om hvilke endringer som forventes ved gjennomføring av tiltakene, og overvåkingen må utformes på en slik måte at en kan undersøke om hypotesene må forkastes eller ikke.

Rammeverket for effektovervåking innebærer å 1) avgrense definisjonsområdet og overvåkingslokalitetene, 2) spesifisere hvordan overvåkingslokalitetene skal velges, 3) velge overvåkingsindikatorer for de effektene som forventes, 4) bestemme utvalg av lokaliteter etter valgt metodikk, inkludert tiltaks- og kontrollområder og 5) definere metodikk for datainnsamling, inkludert observasjonsperiode, antall gjentak og metodikk for registrering av valgte indikatorer. Kap. 5 beskriver de ulike delene av rammeverket og gir veiledning om hvordan alternativer bør velges ut fra egenskapene til de aktuelle artene og naturtypene. I kap. 6 gis eksempler på hvordan effektovervåking kan gjennomføres for ulike arter og naturtyper.

Å avgjøre hvilke tiltak som er aktuelle for å ta vare på truet natur, må gjøres gjennom arts- og naturtypespesifikke handlingsplaner og krever nokså detaljert kunnskap. Vi anbefaler at Miljødirektoratet utarbeider en helhetlig plan for forvaltning av truet natur, der effektovervåking av tiltak inngår (kap. 7). En slik plan bør også omfatte en samlet – og prioritert – plan for hvilke arter og naturtyper som bør prioriteres for tiltak, hvilke tiltak som bør gjennomføres og i hvilket omfang, og hvordan overvåking av effekter av tiltak skal gjennomføres.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Hanne Hegre (hanne.hegre@outlook.com) og Erik Framstad (erik.framstad@nina.no): NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Lise Tingstad (lise.tingstad@nina.no): NINA, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer
Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no) og Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no): NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim
Ellen Svalheim (ellen.svalheim@nibio.no) og Pål Thorvaldsen (pal.thorvaldsen@nibio.no): NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås.
Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no): Møreforskning Ålesund AS, Postboks 5075, Larsgården, 6021 Ålesund

Abstract

Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Monitoring of effects of management actions for threatened species and nature types. NINA Report 1816. Norwegian Institute for Nature Research.

Loss of biodiversity is a great threat to humanity. Land use change is the greatest threat to terrestrial and freshwater ecosystems both in Norway and globally. Norway has committed to halting the loss of biodiversity. A national biodiversity target is that no species or nature types should go extinct, and trends for threatened and near threatened species and nature types should improve.

Among the measures to conserve threatened nature is the scheme for grants for threatened species and nature types (the national budget, chapter 1420 post 82). These grants constitute the basis for a large part of the management actions carried out by the environmental authorities to conserve threatened nature in Norway. In 2019, 45 mill. NOK were distributed over post 82 to management actions. Management such as grazing, mowing or burning, removal of invasive alien species, and information are the most common actions carried out. There is no, or only limited, systematic evaluation of whether the actions have the intended effect for threatened nature.

The Norwegian Environment Agency has therefore requested a proposal for a methodology to monitor effects of management actions on threatened nature. Threatened nature includes here species and nature types in terrestrial and freshwater ecosystems in mainland Norway, that are either critically endangered (CR), endangered (EN) or vulnerable (VU), according to current national red lists for species and nature types. This includes 2403 species and 60 nature types. In chapter 3 we present an overview of these species and nature types, with their most dominant threats, red list criteria used, and management actions carried out to conserve them. In chapter 4 we present current knowledge of ongoing monitoring of threatened nature. Existing monitoring is variable in scope (spatial, temporal) and covers a small number of threatened species and nature types.

Here we propose a methodological framework as a basis for development of specific monitoring programs when management actions are implemented for threatened species and nature types. This proposal is based on existing monitoring and international scientific literature, and is anchored in the concept of adaptive monitoring. Hence, objectives and predicted effects of management actions must be clearly formulated before actions are implemented. Results from the monitoring should form the basis for improvement of actions, implementation of actions in other localities, and adjustment of the monitoring program. Testable hypotheses should be formulated about predicted changes following the actions, and the monitoring should be designed to be able to reject or support the hypotheses.

The framework for effect monitoring include 1) delimitation of the definition area and the monitoring sites, 2) specification of methods for selecting monitoring sites, 3) choosing indicators for monitoring of predicted effects, 4) deciding on sampling of monitoring sites based on the method chosen, and define sites for control and actions, 5) defining a method for collection of data, including observation period, number of replicates, and method for collecting data on the indicators. Chapter 5 describes the different parts of the framework and presents guidelines for deciding between alternative approaches based on the characteristics of the given species and nature types. In chapter 6 we give examples of how monitoring of effects can be carried out for some species and nature types.

Management actions to conserve threatened nature must be based on specific action plans for species and nature type and requires detailed ecological knowledge. We recommend that the

Environment Agency develops an integrated plan for management of threatened nature, including monitoring of effects of management actions (chapt. 7). Such a plan should encompass a consolidated plan for species and nature types to be prioritized for management actions, which actions should be implemented, and how monitoring of effects of actions should be carried out.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Hanne Hegre (hanne.hegre@outlook.com) and Erik Framstad (erik.framstad@nina.no): NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo
Lise Tingstad (lise.tingstad@nina.no): NINA, Vormstuguvegen 40, NO-2624 Lillehammer
Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no) and Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no): NTNU Vitenskapsmuseet, NO-7491 Trondheim
Ellen Svalheim (ellen.svalheim@nibio.no) and Pål Thorvaldsen (pal.thorvaldsen@nibio.no): NIBIO, Postboks 115, NO-1431 Ås.
Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no): Møreforskning Ålesund AS, Postboks 5075, Larsgården, NO-6021 Ålesund

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	10
1 Innledning	11
1.1 Beskrivelse av oppdraget.....	14
1.1.1 Avgrensing av «tiltak for truet natur».....	15
1.1.2 Avgrensing av «truet natur».....	15
1.1.3 Andre avgrensinger.....	16
1.2 Hva er god overvåking?.....	16
1.3 Struktur på denne rapporten.....	17
2 Datagrunnlag og metode	18
2.1 Norsk rødliste for hhv. arter og naturtyper.....	18
2.1.1 Datagrunnlag for arter.....	18
2.1.2 Datagrunnlag for naturtyper.....	19
2.2 Datagrunnlag for tiltak.....	21
2.2.1 Tilskudd til tiltak for arter.....	21
2.2.2 Tilskudd til tiltak for naturtyper.....	21
2.3 Datagrunnlag for eksisterende overvåking.....	22
3 Truet natur: kjennetegn og tiltak	23
3.1 Hvor finner vi de truede artene og naturtypene?.....	23
3.2 Hva påvirker de truede artene og naturtypene?.....	24
3.3 Hvilke rødlistekriterier er brukt for truet natur?.....	24
3.4 Tiltak for truet natur i Norge.....	28
3.4.1 Tiltak for truede arter.....	28
3.4.2 Tiltak for truede naturtyper.....	29
3.5 Diskusjon og oppsummering.....	32
4 Eksisterende overvåking av truet natur	35
4.1 Eksisterende overvåking av truede arter og naturtyper.....	35
4.1.1 Overvåking av arter.....	35
4.1.2 Overvåking av naturtyper.....	36
4.2 Spørreundersøkelse.....	38
4.2.1 Overvåking av arter.....	38
4.2.2 Overvåking av naturtyper.....	40
4.3 Intervjuer om overvåking av noen utvalgte artsgrupper.....	41
4.4 Diskusjon og oppsummering.....	43
5 Utforming av effektovervåking for truet natur	46
5.1 Overvåkingsformål.....	47
5.2 Avgrensing av definisjonsområde.....	48
5.3 Avgrensing av overvåkingslokalitet.....	49
5.3.1 Overvåkingslokaliteter for naturtyper.....	49
5.3.2 Overvåkingslokaliteter for arter.....	50
5.4 Overvåkingsindikatorer.....	53
5.4.1 Arter.....	54
5.4.2 Naturtyper.....	56
5.5 Overvåkingsdesign.....	60

5.5.1	Metodikk for utvalg av overvåkingslokaliteter	60
5.5.2	Metodikk for innsamling av data på hver enkelt overvåkingslokalitet	63
5.5.3	Krav til statistisk utsagnskraft	66
5.5.4	Hvor ofte bør datainnsamling foregå fra en gitt overvåkingslokalitet?	67
5.6	Datalagring, dataanalyse og deling av resultater	68
5.6.1	Prinsipper for åpne data	68
5.6.2	Felles datainfrastruktur for overvåkingsdata	68
5.6.3	Samordning av datainnsamling og datalagring	69
5.7	Oppsummering	69
6	Eksempler på design av overvåkingsopplegg	71
6.1	Forslag til effektovervåking av slåttemark	71
6.1.1	Bakgrunn	71
6.1.2	Formål med tiltak	72
6.1.3	Definisjonsområde	72
6.1.4	Overvåkingsindikatorer	72
6.1.5	Overvåkingsdesign	73
6.1.6	Oppsummering	75
6.2	Forslag til effektovervåking av konsentrisk høymyr	75
6.2.1	Bakgrunn	75
6.2.2	Formål med tiltak	75
6.2.3	Definisjonsområde	76
6.2.4	Overvåkingsindikatorer	76
6.2.5	Overvåkingsdesign	76
6.2.6	Oppsummering	78
6.3	Forslag til effektovervåking av dragehode	78
6.3.1	Bakgrunn	78
6.3.2	Formål med tiltak	79
6.3.3	Definisjonsområde	79
6.3.4	Overvåkingsindikatorer	79
6.3.5	Overvåkingsdesign	80
6.3.6	Oppsummering	80
6.4	Forslag til effektovervåking av trønderlav	81
6.4.1	Bakgrunn	81
6.4.2	Formål med tiltak	82
6.4.3	Definisjonsområde	83
6.4.4	Overvåkingsindikatorer	83
6.4.5	Overvåkingsdesign	83
6.4.6	Oppsummering	84
6.5	Effektovervåking av tiltak for fjellrev	84
6.5.1	Bakgrunn	84
6.5.2	Formål med tiltakene	86
6.5.3	Definisjonsområde	87
6.5.4	Overvåkingsindikatorer	87
6.5.5	Overvåkingsdesign	87
6.5.6	Oppsummering	88
6.6	Samordnet overvåking av arter og naturtyper	89
6.7	Oppsummering	90
7	Diskusjon og anbefaling til videre oppfølging	93
7.1	Overvåking av truet natur	93
7.2	Rammer for et system for overvåking av truet natur	94
7.2.1	Overvåking som del av overordnet plan for truet natur	94
7.2.2	Systematisk tilnærming for bedre kunnskapsgrunnlag for truet natur	95
7.2.3	Metodisk rammeverk for overvåking av truet natur	96
7.2.4	Uttesting av rammeverket – ‘best practice’ for overvåking av truet natur	96

7.2.5 System for dataforvaltning som grunnlag for innsikt og læring.....	97
7.3 Nye metoder og teknologi.....	98
7.3.1 Identifisering av arter med DNA	98
7.3.2 Bruk av fjernmåling i effektovervåking.....	98
7.4 Mulige synergier med fagsystemet for økologisk tilstand?	100
7.5 Oppsummering og veien videre	101
8 Referanser	103
Vedlegg 1 Oversikt over tilskuddsordninger	111
Vedlegg 2 Truede arter med tiltak over tilskuddsordningene.....	112
Vedlegg 3 Spørsmål i spørreundersøkelse om pågående effektovervåking.....	116
Vedlegg 4 Oppsummering av intervjuer om overvåking	118
Vedlegg 5 Utvidet sammendrag.....	126

Forord

Et av Norges hovedmål for bevaring av biologisk mangfold er at tilstanden for truede arter og naturtyper skal bedres. Miljøforvaltningen har ulike virkemidler og tiltak tilgjengelig i arbeidet for å bedre tilstanden for truede arter og naturtyper, bl.a. brukes betydelige midler på ulike tiltak for en del av disse artene og naturtypene. Det foregår noe overvåking knyttet til enkelte av de truede artene og naturtypene, dels av effektene av tiltak og dels som mer generell basisovervåking. Denne overvåkingen er imidlertid ikke koordinert, og miljøforvaltningen har heller ikke noen samlet oversikt over hva slags effekter de ulike tiltakene har. Miljødirektoratet inviterte derfor NINA, NIBIO og NTNU Vitenskapsmuseet i mai 2019 til å levere et tilbud på et FoU-prosjekt om metodikk for å fastslå effekter av tiltak for truet natur.

NINA, NIBIO og NTNU Vitenskapsmuseet gikk sammen om å levere et slikt tilbud, og prosjektet startet opp høsten 2019, med Møreforskning som underleverandør. NINA har hatt ansvar for prosjektledelse, og rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom de ulike institusjonene. Prosjektledelsen har vært delt mellom flere forskere: Rannveig Jacobsen (oppstart-oktober), Lise Tingstad (oktober-november) og Hanne Hegre (desember-mars), mens forskningssjef Kristin Teien har hatt administrativt ansvar for prosjektet. Erik Framstad og Marianne Evju har hatt det redaksjonelle ansvaret for rapporten i slutfasen.

Selv om det er en stor forskergruppe som har arbeidet med prosjektet, så vi behovet for å involvere fagpersoner med utfyllende kompetanse. I tillegg til rapportens medforfattere har Rannveig Jacobsen (NINA) bidratt med prosjektledelse i prosjektets oppstartsfase, Erlend Nilsen (NINA) og Anders Finstad (NTNU Vitenskapsmuseet) har bidratt med tekst om datalagring, -analyse og -deling (kap. 5.6), Torbjørn Ekrem (NTNU Vitenskapsmuseet) har bidratt med tekst om bruk av eDNA-metodikk i effektovervåking (kap. 7.3.1), Jenni Nordén (NINA) har skrevet forslag til overvåkingsopplegg for trønderlav (kap. 6.4) og Nina E. Eide (NINA) for fjellrev (kap. 6.5). Vi arrangerte arbeidsmøter med entomologer, ornitologer og limnologer for å avstemme metodikken mot viktige organismegrupper som prosjektgruppen hadde lite kunnskap om. Jon Magerøy (NINA) og Bjørn Walseng (NINA) bidro med kunnskap på ferskvannsorganismer på intervjuer hhv. 3. og 9. mars 2020. Jens Åström (NINA) og Frode Ødegaard (NTNU Vitenskapsmuseet) deltok på et møte 13. februar 2020 der effektovervåking og insekter var tema. Christian Pedersen (NIBIO) bidro med kunnskap om overvåking av fugl i et møte 12. mars 2020. Det ble skrevet referater fra møtene, og disse ble brukt som grunnlag for omtale av ferskvannsorganismer, insekter og fugl, samt til å supplere flere av de andre kapitlene i rapporten. Både Åström og Ødegaard har bidratt med faglige vurderinger i etterkant av møtet. Vi ønsker også å takke Øystein Solberg (NINA) for hjelp med utforming av spørreundersøkelsen og alle respondentene på undersøkelsen for nyttige bidrag til rapporten.

Kontaktpersoner i Miljødirektoratet har vært Else Marte Vold og Aina Holst, og vi takker for god dialog underveis i prosjektet.

Oslo, mai 2020

Marianne Evju og Erik Framstad
(redaktører)

1 Innledning

Dagens tap av biologisk mangfold omtales som den sjette masseutryddelsen. Ifølge Naturpanelets (IPBES) rapport om verdens naturtilstand som ble publisert i mai 2019, er tapet av natur en like stor trussel mot menneskeheten som klimaendringene (IPBES 2019). Globalt er tre fjerdedeler av alt landareal utsatt for omfattende endringer, med effekter på utbredelsen av og tilstanden til naturlige økosystemer, og 1 million av jordens anslåtte 8 millioner arter står i fare for å dø ut (IPBES 2019). De fem kategoriene av trusler mot det biologiske mangfoldet på jorden er arealendringer, forurensing, klimaendringer, fremmede arter og overhøsting. Endret arealbruk, i hovedsak på grunn av jordbruk, skogbruk og urbanisering, er den viktigste trusselen mot terrestriske og limniske økosystemer globalt (IPBES 2019). Også i Norge er endringer i arealbruk den viktigste årsaken til at arter og naturtyper står i fare for å forsvinne. Hele 90 % av de truede artene i Norge er berørt av arealendringer (Henriksen & Hilmo 2015). Arealendringer og inngrep er også viktigste påvirkninger på minst 60 % av truede naturtyper (Artsdatabanken 2018a).

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold gjennom flere internasjonale samarbeidsavtaler. Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) er sentral og har som formål å bevare det biologiske mangfoldet, sikre bærekraftig bruk av de biologiske ressursene, samt å sørge for en rettferdig fordeling av gevinster fra bruk av genetiske ressurser. Som en del av konvensjonen er det utarbeidet en strategisk plan for 2010–2020 med konkrete mål, de såkalte Aichi-målene.

De nasjonale målene for naturmangfoldet (Meld. St. 14 2015-2016) tar utgangspunkt i Aichi-målene og er oppsummert i følgende tre mål:

- Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester.
- Ingen arter og naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres.
- Et representativt utvalg av norsk natur skal bevares for kommende generasjoner.

Arbeidet med bevaring av truet natur i Norge er forankret i de nasjonale målene (og spesielt i andre punkt over) og i forvaltningsmålene for arter og naturtyper i naturmangfoldloven (Lovdata 2009; se **Tekstboks 1** under). Dette er delvis knyttet til Aichi-mål 12 som slår fast at utryddelsen av kjente truede arter skal opphøre innen 2020. Truet natur omfatter truede arter og naturtyper slik disse er spesifisert i Artsdatabankens gjeldende norske rødlistor for henholdsvis arter (Henriksen & Hilmo 2015) og naturtyper (Artsdatabanken 2018a).

De aller fleste truede arter er avhengige av tiltak for å sikre og opprettholde levedyktige populasjoner (Scott mfl. 2010). I den norske handlingsplanen for naturmangfold (naturmangfoldmeldingen; Meld. St. 14 2015-2016) drøfter Regjeringen virkemidler for å ivareta truet natur. Med virkemidler menes styringsverktøy (juridiske, økonomiske mv.) som myndighetene kan ta i bruk for å utløse tiltak, mens tiltak er de konkrete handlingene som kan gjennomføres – av miljøforvaltningen, grunneiere, andre sektorer mv. – for å ivareta truet natur.

I naturmangfoldmeldingen drøftes virkemidler som regulering av høsting, fredning, kvalitetsnorm og arealbaserte virkemidler som har til formål å ta vare på artens funksjonsområder, som aktuelle for arter. Naturmangfoldmeldingen fastslår at for den største andelen av de sterkt truede og kritisk truede artene vil arealbaserte virkemidler som er knyttet til leveområder for flere av artene samtidig, som områdevern og prioritert art, være mest egnet. Arealbaserte virkemidler vil også være hovedvirkemidlet for de fleste andre truede arter.

For naturtyper pekes det på en kombinasjon av områdevern, utvalgte naturtyper og sektorregelverk, inkludert ulike tilskuddsordninger, som aktuelle virkemidler. Også for naturtyper med svært få forekomster, og forekomster med svært god tilstand, vil arealbaserte virkemidler som områdevern, være særlig aktuelle (Meld. St. 14 2015-2015). Utvalgte naturtyper vil vurderes som

Tekstboks 1: Naturmangfoldlovens forvaltningsmål for arter og naturtyper

Naturmangfoldlovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern (§1). Lovens kapittel II inneholder forvaltningsmål for hhv. arter og naturtyper og økosystemer.

Forvaltningsmålet for naturtyper og økosystemer (nml §4) er som følger: *«Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Målet er også at økosystemers funksjoner, struktur og produktivitet ivaretas så langt det anses rimelig.»*

For arter er forvaltningsmålet formulert slik (nml §5):

«Målet er at artene og deres genetiske naturmangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Så langt det er nødvendig for å nå dette målet ivaretas også artenes økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene som de er avhengige av.»

Forvaltningsmålet etter første ledd gjelder ikke for fremmede organismer.

Det genetiske mangfold innenfor domestiserte arter skal forvaltes slik at det bidrar til å sikre ressursgrunnlaget for fremtiden.»

virkemiddel for alle truede naturtyper. Økonomiske virkemidler, som tilskudd til beite eller skjøtsel, er særlig aktuelt for arter der funksjonsområdene bare er truet av ikke-bruk som f.eks. forårsaker gjengroing, og for naturtyper der opphørt bruk er en viktig trussel.

En rekke ulike tiltak vil være aktuelle for å ivareta truede arter og naturtyper (jf. Meld. St. 14 2015-2016). Dette kan f.eks. være tilrettelegging for å hjelpe ål forbi vandringshindre i vassdrag, tiltak mot spredning av skadelige fremmede organismer, informasjonstiltak (f.eks. for å forebygge ulovlig utsetting av fisk), skjøtsel og restaurering, avl og opprettelse av genbanker. Ulike typer virkemidler for å ta vare på truet natur er oppsummert i **Tekstboks 2** under.

Et av dagens virkemidler for å ivareta truet natur er tilskuddsordningen for truede arter og naturtyper, som bevilges årlig av Stortinget over statsbudsjettet kapittel 1420 post 82. Denne ble etablert i 2010 som tilskuddsordning for tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper, men ble utvidet fra 2015 til å gjelde truet natur generelt, både arter og naturtyper. Tilskuddsposten utgjør grunnlaget for en stor andel av de tiltakene som gjennomføres i regi av miljøforvaltningen for å ivareta truet natur i Norge. I 2019 ble det fordelt i overkant av 45 millioner kroner til tiltak for truede arter og naturtyper gjennom post 82, som i stort omfatter følgende tiltak¹:

- skjøtsel og vedlikehold
- tiltak som forbedrer biotoper (for arter)
- konkrete tiltak for enkeltarter, f.eks. flytting av individer, reintroduksjon, innsamling av frø
- tilpasset bruk på areal som inngår i driften i landbruksforetak
- oppsetting av gjerder
- kartlegging og overvåking knyttet til tiltak
- tiltak som hindrer at hubro dør av elektrokusjon
- utarbeiding av skjøtsels- eller tiltaksplan
- nødvendig utstyr til tiltak
- informasjon

¹ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-11-25-1536>, <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-11-25-1537>

Tekstboks 2: Oversikt over aktuelle virkemidler for å ta vare på truet natur

Juridiske virkemidler

- Områdevern etter naturmangfoldloven.
- Artsfredning, vedtak om prioriterte arter og utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven, der økologiske funksjonsområder for prioriterte arter og forekomster av utvalgte naturtyper skal tas særlig hensyn til ved regulering etter plan- og bygningsloven og annet sektorlovverk.
- Regulering av høsting, utsetting o.l., bl.a. i form av jakttider, kvoter, prioritering av arealer, forvaltningsplaner etc. (med hjemmel i naturmangfoldloven, viltloven, laks- og innlandsfiskekloven)
- Ulike miljøhensyn i forskjellige sektorlover og forskrifter, der det bl.a. skal tas hensyn til forekomster av truede eller andre rødlistede arter og naturtyper og settes av biologisk viktige områder med spesielle habitatkvaliteter for slike arter.
- Bruk av naturmangfoldlovens kap. II (alminnelige bestemmelser for bærekraftig bruk) ved beslutninger som har betydning for natur.
- Krav til miljøhensyn, biotoprestaurering eller erstatningsbiotoper ved inngrep (gjennom vilkår fastsatt ved tillatelser etter ulike typer lovverk, eks. energiloven,

Økonomiske virkemidler

- Tilskudd til utarbeiding av skjøtsels- eller tiltaksplaner, informasjonstiltak, veiledning etc.
- Tilskudd til skjøtsel og restaurering av naturtyper og arters habitater.
- Tilskudd til *in situ*- eller *ex situ*-bevaring, flytting, utsetting, bestandsforsterking etc. av arter.
- Avgifter ved arealbeslag, skade på verdifulle habitater eller økosystemer, behov for ulike kompensasjonstiltak ved inngrep.

Informasjon og kunnskap

- Kartlegging, overvåking, forskning.
- Kvalitetsnormer, trafikklyssystem og andre kunnskapsgrunnlag og verktøy for forvaltning.
- Informasjon og veiledningsmateriell til forvaltere, grunneiere, rettighetshavere, publikum.
- Kartgrunnlag, kartverktøy, databaser, analyseverktøy til bruk i planlegging.

Forløperen til dagens tilskuddsordning, tilskuddsordningen for tiltak for prioriterte arter (PA) og utvalgte naturtyper (UN), ble evaluert i 2013 (Riksrevisjonen 2013). Riksrevisjonen undersøkte i hvilken grad tilskuddene bidro til god måloppnåelse, der måloppnåelse ble vurdert ut fra antall gjennomførte tiltak. Rapporten konkluderte med at tilskuddsordningene genererer aktivitet og utløser dugnadsinnsats, men at måloppnåelse i liten grad rapporteres, og at det mangler et helhetlig grunnlag for å vurdere hvordan tilskuddsordningene bidrar til å nå nasjonale mål. Videre sies det at Direktoratet for naturforvaltning (nå del av Miljødirektoratet) i liten grad følger opp hvordan tiltak er gjennomført og hva som er resultatene av tiltakene, men at Direktoratet ser et behov for å få bedre oversikt over effekten av ulike tiltak.

I Klima- og miljødepartementets prioriterte forskningsbehov (2016–2021, s. 18; KLD 2016) påpekes behovet «(...) for mer kunnskap om i hvilken grad tiltak og virkemidler i miljøforvaltningen og andre sektorer og næringer bidrar til å nå nasjonale miljømål og internasjonale forpliktelser. Herunder kunnskap om hva som er effektiv virkemiddelbruk og hva dette krever av samordning på tvers av sektorer.»

Miljødirektoratets tilskuddsordning for truede arter og naturtyper ble på denne bakgrunn evaluert i 2019 (Magnusson mfl. 2020) for å 1) vurdere hvorvidt tilskuddsordningen er hensiktsmessig innrettet for å nå sine formål, 2) foreslå aktuelle forbedringer, og 3) vurdere muligheter for å måle hvilken effekt ordningen har. Magnusson mfl. (2020) konkluderer med at ordningen utvilsomt

bidrar til å ivareta truede arter og naturtyper, hovedsakelig basert på at en vesentlig del av tilskuddsmidlene følger anbefalinger som er gitt av kompetent personell gjennom handlingsplaner og skjøtselsplaner. Rapporten kommer også med en rekke forslag til hvordan ordningen kan forbedres.

Miljødirektoratet utlyste også i mai 2019 et oppdrag på et oppdrag med mål å foreslå en metodikk for å fastslå effekter av tiltak for trua natur. Mens Magnusson mfl. (2020) evaluerte effektene av selve **tilskuddsordningen**, har vårt oppdrag vært å se på hvordan man kan evaluere hvorvidt igangsatte **tiltak** (både gjennom nevnte tilskuddsordning og generelt) har den ønskede økologiske effekten.

I denne rapporten presenterer vi et forslag til metodikk for *effektovervåking* av truede arter og naturtyper, altså overvåking for å undersøke hvilken effekt igangsatte tiltak faktisk har. Rapporten omfatter ikke effekter av juridiske virkemidler i seg selv, som f.eks. områdevern, artsfredning, prioritert art eller utvalgt naturtype, men tar for seg effekten av tiltak, der «tiltak» forstås som alle aktive handlinger som gjennomføres for å bedre tilstanden for én eller flere arter eller naturtyper.

1.1 Beskrivelse av oppdraget

Det gjennomføres en rekke tiltak for å ivareta truet natur, både i regi av miljøforvaltningen og andre sektorer, frivillige organisasjoner og private aktører. Miljødirektoratet har behov for en oversikt over hvilke tiltak som faktisk gjøres for truet natur i Norge.

Enkelte overvåkingsprogram undersøker effekter av tiltak, men Miljødirektoratet etterlyser en bredere effektovervåking av tiltak rettet mot truede arter og naturtyper. I utlysningsteksten ber Miljødirektoratet Oppdragstaker om selv å vurdere i hvilken grad det bør tas utgangspunkt i eksisterende overvåking eller om det bør utvikles en ny metodikk. Oppdragsgiver ønsker videre at det skal utarbeides «... en metodikk for overvåking av effekter som fanger bredden av trua arter og naturtyper og typer tiltak.» og videre at det «... bør legges opp til at metodikken kan justeres opp mot framtidige rødlistet arter og naturtyper og for endringer i typer tiltak som gjøres.» Metodikken bør også så langt som mulig «...fange opp regional variasjon, altså effekter av tiltak i ulike deler av landet.»

Oppdragsgiver presiserer videre at «... hovedfokuset i prosjektet bør være arter og naturtyper samt typer tiltak som blir gjennomført i regi av miljøforvaltningen». I dialog med oppdragsgiver er det avklart at oppdraget skal fokusere på terrestriske og limniske naturtyper og arter tilknyttet disse økosystemene, i fastlands-Norge.

Behovet hos oppdragsgiver er å klargjøre hvorvidt de igangsatte tiltakene har den ønskede effekt. Basert på resultater fra effektovervåking vil forvaltningen få kunnskap om i hvilken grad ulike tiltak har effekt, grad av effekt, og hvor lang tid det tar før tiltak har effekt. Dette gir et grunnlag for å prioritere mellom aktuelle tiltak og for å justere innretningen av tiltakene, for eksempel ved tilpassede skjøtselsråd og skjøtselsplanlegging generelt.

Oppdraget skal kort oppsummert (i henhold til utlysning) utvikle en «...metodikk for å fastslå effekter av tiltak på trua natur.»

Effektovervåking, slik det er definert i Miljødirektoratets utlysningstekst, innebærer dermed «overvåking med mål om å etterprøve effekter av en spesifikk påvirkningsfaktor, og å evaluere om iverksatte forvaltningstiltak fungerer slik de er tenkt. Det er i denne sammenhengen effekter på naturmangfoldet som er interessant.»

Vi antar at Miljødirektoratet i denne sammenheng bruker påvirkningsfaktor synonymt med *tiltaket* som settes inn mot den konkrete påvirkningsfaktoren. I denne rapporten er effektovervåking dermed definert som *overvåking med mål om å etterprøve effekter av spesifikke tiltak for å ivareta en truet art eller en truet naturtype*.

Innenfor oppdraget ligger det også en opsjon om videreføring av kontrakt, som f.eks. kan innebære uttesting av metodikken i felt.

1.1.1 Avgrensning av «tiltak for truet natur»

Som beskrevet over og i naturmangfoldmeldingen (Meld. St. 14 2015-2016), er det en rekke tiltak som er aktuelle for å ivareta truede arter og naturtyper. I denne rapporten omfattes ikke (etter presisering fra Miljødirektoratet) effekter av juridiske virkemidler i seg selv, som f.eks. områdevern, artsfredning, prioritert art eller utvalgt naturtype, selv om arealbaserte virkemidler anses å være svært viktig for å ivareta en stor andel av de mest truede artene (Meld. St. 14 2015-2016).

Rapporten fokuserer på effekten av tiltak. Med «tiltak» forstås her alle aktive tiltak som gjennomføres for å bedre tilstanden for én eller flere arter eller naturtyper. Dette kan være tradisjonell skjøtsel, som slått og beite, restaureringstiltak som krattrydding, hogst, tetting av dreneringskanaler mv., oppformering/avl og forsterking/nyetablering av populasjoner av arter, informasjonstiltak, kanalisering og beskyttelse mot forstyrrelser, bekjempelse av fremmede arter med mer.

Hovedfokuset i prosjektet skal, ifølge utlysningen, være på typer tiltak som blir gjennomført av, dvs. i regi av eller med tilskudd fra, miljøforvaltningen. Det foreligger ingen samlet oversikt over alle tiltak som gjøres i regi av Miljøforvaltningen, men Miljødirektoratet har for dette prosjektet stilt til rådighet data om tildelte midler til tiltak gjennom to av miljøforvaltningens tilskuddsordninger: Nemlig post 81 «Tilskudd til naturarv og kulturlandskap» (kun ordningene «Tilskudd til tiltak i prioriterte kulturlandskapsområder» og «Tilskudd til tiltak for ville pollinerende insekter») og post 82 «Tilskudd til truede arter og naturtyper».

Miljødirektoratet har gjennom utlysningen bedt om en oversikt over hvilke tiltak som gjøres for truet natur i Norge. For denne sammenstillingen (se kap. 2.2 og 3.4) har vi kun basert oss på tiltak finansiert over disse tilskuddsordningene. Tiltak som finansieres over andre tilskuddsordninger (f.eks. tiltak mot fremmede skadelige organismer, eller andre poster i kap. 1420), eller tiltak som gjennomføres med finansiering fra andre kilder, inngår ikke i denne sammenstillingen.

Utvalget av arter og naturtyper som omfattes av tiltak, er lite i forhold til det totale antallet truede arter og naturtyper (se også kap. 3.4). Tiltakstypene som finansieres, representerer også potensielt bare en liten andel av aktuelle tiltak for å ta vare på truet natur i Norge. Tilskuddene gis i hovedsak til arts- og naturtypeforekomster utenfor verneområder.

Det metodiske rammeverket for overvåking av effekter av tiltak som foreslås her, er imidlertid ikke begrenset til tiltak finansiert over tidligere nevnte tilskuddsordninger, men er relevant for alle typer tiltak gjennomført for å ivareta truet natur, av miljøforvaltningen så vel som av andre sektorer.

1.1.2 Avgrensning av «truet natur»

Truet natur er her avgrenset til truede arter og naturtyper i henhold til Artsdatabankens gjeldende rødlister for henholdsvis arter (Henriksen & Hilmo 2015) og naturtyper (Artsdatabanken 2018a). Truede arter og naturtyper omfatter rødlistekategoriene CR (kritisk truet), EN (sterkt truet) og VU (sårbar). Følgende faktorer avgrenser hvilke arter og naturtyper innen disse rødlistekategoriene som omfattes av dette prosjektet:

- Vi tar utgangspunkt i **gjeldende rødlist**er for arter og naturtyper. For arter vil det si at vi i tillegg til vurderinger gjort i 2015 også inkluderer vurderinger fra 2010 som ikke ble revurdert i 2015. For de truede artene gjelder dette spretthaler og parasittveps.
- Vi tar utgangspunkt i **fastlands-Norge**, det vil si at Svalbard ikke er inkludert i oppdraget.
- Vi har valgt å inkludere **intraspesifikke taksa**, det vil si underarter og varieteter, som er vurdert for karplanter i Norsk rødliste for arter 2015. Dette fører til dobbel telling av enkelte taksa², men dersom vi bare hadde inkludert arter, ville vi også ha mistet noen truede underarter og varieteter.
- Siden oppdraget begrenser seg til **terrestrisk** natur og ferskvannsnatur, har vi utelatt marine naturtyper og arter som har marine miljøer som hovedhabitat (unntatt ål).

1.1.3 Andre avgrensinger

Det er ikke realistisk å lage én mal for overvåking av all truet natur; «one size does not fit all» (Tear mfl. 2005). Vi tar utgangspunkt i grunnleggende konsepter og prinsipper for god økologisk overvåking og lager et metodisk rammeverk som kan brukes til å planlegge og gjennomføre overvåking av tiltak som settes i gang for et vidt spenn av arter og naturtyper. Utformingen av dette rammeverket beskrives i kap. 5. I kap. 6 eksemplifiserer vi hvordan eksisterende eller planlagt effektovervåking for arter og naturtyper forholder seg til de ulike delene av rammeverket. Formålet med rapporten er at miljøforvaltningen og andre som gjennomfører tiltak for truede arter eller naturtyper, skal kunne planlegge og gjennomføre overvåking etter et felles metodisk rammeverk som gjør det mulig å evaluere tiltakets effekt.

1.2 Hva er god overvåking?

Et godt designet overvåkingsopplegg er essensielt for å øke kunnskapen om effekter av tiltak for truede arter og naturtyper, for å planlegge kostnadseffektive tiltak, og vurdere utvikling i tilstanden til artene og naturtypene over tid. Overvåking av naturmangfoldet kan være både utfordrende og kostnadskrevende. Det er viktig med god kunnskap om effekter av tiltak for å unngå å bruke ressurser på tiltak som ikke har effekt, eller i verste fall har en negativ effekt på den truede naturen en skal ta vare på eller øvrig naturmangfold. Det er derfor avgjørende at overvåkingen designes på en god måte, slik at data som samles inn, kan svare på formålet med tiltaket. Dette innebærer f.eks. å sørge for:

- å ha en klar forestilling om hva som er hensikten med tiltaket, formålet med overvåkingen og hvilket geografisk område resultatene skal gjelde for,
- effektiv datainnsamling,
- gode metoder for datainnsamling som sier noe om effekt av tiltak,
- retningslinjer og rammeverk for valg av datainnsamlingsmetoder, lokaliteter og utvalgsdesign,
- retningslinjer for valg av parametere/indikatorer som sier noe om tilstanden for den truede naturen en skal måle effekt av tiltak på,
- å ha gode rutiner for å lære av prosjektene som gjennomføres.

Det foreligger mye norsk og internasjonal litteratur om hva som kjennetegner god overvåking. Lindenmayer & Likens (2009, 2010a) peker på en rekke kriterier for god økologisk overvåking:

- Formulere gode spørsmål: Hva skal overvåkingen gi svar på?
- En konseptuell modell over overvåkingsobjektet (arten eller naturtypen som overvåkes) og dets relasjon til ulike drivere, dvs. en hypotese om hvordan arten/naturtypen blir påvirket av ulike påvirkningsfaktorer, og hvordan ulike tiltak kan bidra til å forbedre status.

² Noen arter, f.eks. tinderublom, er truet både som art og underart, og disse teller da flere ganger i datasettet.

- Et godt statistisk design på overvåkingen.
- Gode samarbeidsforhold mellom forskere, forvaltning og grunneiere/brukere.

Disse kriteriene kan knyttes sammen i konseptet «adaptiv overvåking» (Lindenmayer & Likens 2009, 2010a,b). Konseptet er relatert til «adaptiv forvaltning» og tydeliggjør hvordan forvaltnings tiltak kan inkluderes i et overvåkingsprogram på en slik måte at en kan undersøke effekter av forvaltningstiltak eller -strategier, for så å kunne tilpasse («adapt») forvaltningen for å øke effektiviteten. Vi legger denne modellen til grunn for vårt arbeid med overvåkingsopplegg. Videre baserer vi oss på sentrale norske utredninger om overvåking av arter og naturtyper: «Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge» (Halvorsen 2011) og «Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper» (Framstad 2013), samt på internasjonal vitenskapelig litteratur. Dette omtales nærmere i kap. 5.

1.3 Struktur på denne rapporten

Denne rapporten beskriver et metodisk rammeverk for overvåking av effekter av tiltak for truet natur. I kap. 1 beskriver vi hvordan vi forstår oppdraget og oppdragets avgrensninger.

I kap. 2 beskriver vi hvilke metoder vi har brukt for å samle og presentere data om truede arter og naturtyper (kap. 2.1) og tilskudd til tiltak (kap. 2.2), og hvordan vi har sammenstilt data om overvåking som foregår i dag (kap. 2.3).

I kap. 3 gir vi en oversikt over hva som kjennetegner truede arter og naturtyper: Hvor finner vi dem (kap. 3.1), hva påvirker dem (kap. 3.2) og hvorfor er de truet (kap. 3.3)? Vi gir også en sammenstilling av eksisterende tiltak for truede arter og naturtyper (kap. 3.4).

I kap. 4 gir vi en oversikt over det som foregår av overvåking av truet natur i Norge, bl.a. basert på en spørreundersøkelse (kap. 4.2) og intervjuer med utvalgte forskere (kap. 4.3).

I kap. 5 beskriver vi et forslag til et metodisk rammeverk for effektovervåking, som i kap. 6 utdypes med noen konkrete eksempler.

Vi avslutter i kap. 7 med diskusjon og anbefaling av videre oppfølging av arbeidet med effektovervåking generelt og dette prosjektet spesielt.

Et utvidet sammendrag finnes i **Vedlegg 5**.

2 Datagrunnlag og metode

For å utvikle et felles metodisk rammeverk for overvåking av effekt av tiltak for truede arter og naturtyper, kreves tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag om artene og naturtypene, økologi og utbredelse, status og utvikling, I tillegg trengs informasjon om ulike tiltak som gjøres for truede arter og naturtyper. En oversikt over resultatene fra eksisterende overvåking i områder der det er satt i verk tiltak for truet natur, vil også være et viktig kunnskapsgrunnlag for å vurdere et samlet metodisk rammeverk for overvåking av effekter av tiltak på truet natur.

Vi har benyttet flere datakilder for å dekke informasjonsbehovet. Dette kapittelet gir en oversikt over noen datakilder og metoder vi har benyttet som kunnskapsgrunnlag.

2.1 Norsk rødliste for hhv. arter og naturtyper

I Miljødirektoratets utlysning av prosjektet spesifiseres det at oppdraget skal omfatte alle arter og naturtyper som er vurdert som truede i henhold til gjeldende rødlistene for henholdsvis arter (Henriksen & Hilmo 2015) og naturtyper (Artsdatabanken 2018a). Vi har derfor benyttet begge rødlistene som datagrunnlag for arts- og naturtypespesifikk informasjon, med avgrensingene som er nevnt i kap. 1.1.2.

Artsdatabanken oversendte i september 2019 utvidede data fra rødlistebasene for arter og naturtyper. Disse datasettene inkluderte bl.a. informasjon om påvirkningsfaktorer, som ikke er tilgjengelig for nedlasting fra Artsdatabankens nettsider.

2.1.1 Datagrunnlag for arter

Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) omfatter 4438 arter³, hvorav 2442 er vurdert som truet. Av disse er 247 kritisk truet (CR), 894 sterkt truet (EN) og 1259 er sårbare (VU). Flest truede arter finnes blant biller (447 arter), sopper (446 arter), sommerfugler (319 arter), karplanter (291 arter, underarter og varieteter) og lav (217 arter), mens artsgrupper som pattedyr, fugl og fisk har færre truede arter (hhv. 17, 46 og 7). Svalbard er utelatt i disse tallene. Artsgrupper som ble vurdert i 2010, men ikke revidert i 2015 (henholdsvis 33 og 8 truede spretthaler og parasittvepser), er inkludert. Av de 2442 truede artene vurdert i 2015, er 39 listet med saltvannssystemer som hovedhabitat, og 38 av disse er utelatt i dette prosjektet (ål er inkludert). Vi står dermed igjen med totalt 2403 arter i oversiktene som presenteres.

Fra Norsk rødliste for arter 2015 har vi hentet informasjon om truede arters rødlistestatus (kritisk truet, sterkt truet eller sårbare), kriterier for rødlisting, habitattilknytning og påvirkningsfaktorer. Artene er sortert etter artsgrupper og fordelt på hovedhabitat. Disse inndelingene følger rødlistas inndelinger.

Tilknytning til habitat

I Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble Naturtyper i Norge (NiN) benyttet som klassifiseringssystem for å beskrive artenes leveområder (hovedhabitat), og bare de hovedhabitatene som er viktigst for arten (relevant for > 20 % av bestanden), ble registrert. Det opereres med 13 ulike hovedhabitater i Rødlista, og disse er i samsvar med begrepene brukt i NiN 2.0 (Halvorsen mfl. 2015). De 12 hovedhabitatene i ferskvann og terrestriske systemer angitt for Rødlista for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), er benyttet i denne rapporten. I våre oppsummeringer og tabeller (unntatt **Tabell 3**) er hver art kun tatt med under det økosystemet som nevnes først i rødlistevurderingen (antatt viktigste hovedhabitat).

³ For karplanter omfatter «arter» her også underarter og varieteter.

Påvirkningsfaktorer

Påvirkningsfaktorer er hierarkisk inndelt i rødlistesystemet. Vi har valgt å inkludere påvirkningsfaktorer som er listet på det første hierarkiske nivået. Unntaket er påvirkningsfaktorene under «Påvirkning på habitat», hvor vi har valgt å inkludere til og med nivå tre (**Tabell 5**). Grunnen er at påvirkning på habitat er den viktigste påvirkningsfaktoren både for arter og naturtyper. Det er svært mange underkategorier av denne påvirkningsfaktoren som med stor sannsynlighet vil kreve ulik tilnærming i et overvåkingsopplegg.

For både arter og naturtyper har vi sammenstilt antall arter og naturtyper knyttet til de ulike påvirkningsfaktorene. Det er også foretatt ulike grupperinger for å få oversikt over antall arter og naturtyper rødlistet etter de ulike kriteriene og deres tilknytning til hovedhabitater (se kap. 3).

Rødlistekriterier

Rødlistestatus vurderes etter et sett kvantitative kriterier (Artsdatabanken 2014, 2018b, Bland mfl. 2016, IUCN 2014). Hvilket rødlistekriterium (eller kriterier) en gitt art er rødlistet på bakgrunn av, sier noe om artens utbredelse og antall forekomster, og dette kan ha betydning for hvordan effektovervåkingen bør designes.

De fem rødlistekriteriene som brukes for arter, er, kort oppsummert:

- A: Kraftig reduksjon i populasjonsstørrelse
- B: Begrenset utbredelse i kombinasjon med fragmentering eller nedgang
- C: Begrenset populasjonsstørrelse i nedgang og få reproduksjonsdyktige individ i hver delpopulasjon
- D: Svært liten populasjonsstørrelse eller forekomst
- E: kvantitativ analyse av risiko for utdøing.⁴

Vi har summert antall arter som er listet etter de ulike kriteriene. En art kan være rødlistet etter flere kriterier. I våre oppsummeringer og tabeller er hovedkriteriene brukt, og kombinasjoner av disse der det er aktuelt. Det betyr at hver art kan være talt med i flere kategorier hvis arten er rødlistet ut fra flere hovedkriterier.

2.1.2 Datagrunnlag for naturtyper

Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018a) omfatter 123 naturtyper, hvorav 74 er truet. Åtte av disse er knyttet til Svalbard og seks til marine områder, og disse inngår ikke i dette prosjektet. Det gjenstår da 60 truede naturtyper. Vi har innhentet informasjon om rødlistestatus og kriterier for rødlisting i tillegg til påvirkningsfaktorer for hver naturtype som grunnlag for arbeidet i denne rapporten.

Fordeling på hovedhabitater

Rødlistevurderinger av naturtyper ble i 2018 gjort på vurderingsenheter som følger inndelinger i hovedtyper og grunntyper i NiN 2.0, samt landformer, men det skulle ikke vurderes enheter i konstruert eller sterkt endret mark. Dette gir en annen tilnærming enn hos arter, og naturtypene ble gruppert tematisk til ni «hovedøkosystemer»: Landform (ekskl. torvmarksformer), Fjell og berg, Skog, Semi-naturlig mark, Våtmark (inkl. torvmarksformer), Ferskvann, Marint gruntvann, Marint dypvann, Svalbard - terrestrisk.

I tabeller og oversikter har vi for naturtypene fulgt den inndelingen i hovedhabitater som er brukt for arter (se kap. 2.1.1), for å kunne sammenligne fordelingen av arter og naturtyper på slike hovedhabitater (jf. **Tabell 1**). *Hovedhabitat* framfor *hovedøkosystem* er videre i rapporten brukt som term også for naturtyper for å vise opphavet til inndelingen i Rødliste for arter 2015.

⁴ Kvantitativ analyse av risiko for utdøing er ikke omtalt videre; ingen arter er rødlistet etter E-kriteriet.

Tabell 1. Fordeling av de 60 truede naturtypene på hovedhabitat, jf. inndelingen for arter.

Hovedhabitat	Naturtyper	Antall
Berg, ur og grunnlendt mark	Åpen grunnlendt kalkrik mark i boreonemoral sone; Åpen grunnlendt kalkrik mark i sørboreal sone; Fuglefjelleng og fuglefjelltopp; Sanddynemark; Sørlig etablert sanddynemark; Tørt kalkrikt berg i kontinentale områder; Silt- og leirskred; Dryppstein; Kalkgrotte	9
Ferskvann	Kalkrik helofyttsump; Humøse dype innsjøer; Humøse grunne innsjøer; Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer;	4
Fjell	Snøleie; Overrislingsberg i østlige høyfjellsstrøk; Våtsnøleie og snøleiekilde	3
Fjæresone	-	
Flomsone	Fosse-eng; Fosseberg; Flomskogsmark	3
Is, snø og bre	Botnbre; Dalbre; Dalsidebre; Kalvende bre; Platåbre; Regenerert bre; Sammensatt bre	7
Kulturmark	Boreal hei; Semi-naturlig eng; Slåttemark; Semi-naturlig strandeng; Strandeng; Kystlynghei	6
Kyst	-	
Skog	Boreonemoral regnskog; Kalkgranskog; Lavurtedellauvskog; Kalkedellauvskog; Olivinskog; Høystaude edellauvskog; Kalk- og lavurfurusskog; Boreal regnskog	8
Sterkt endret mark	-	
Våtmark	Semi-naturlig myr; Sørlig slåttemyr; Eksentrisk høymyr; Konsentrisk høymyr; Platåhøymyr; Atlantisk høymyr; Rik åpen sørlig jordvannsmyr; Palsmyr; Terrengdekkende myr; Rik svartorsumpskog; Rik gransumpskog; Kilde-edellauvskog; Sørlig kaldkilde; Rik vierstrandskog	14
Åker og oppdyrket eng	-	
Ingen/annet	Delta; Jordpyramide; Meander; Kalktuff; Flygesanddyne; Leirravine	6

Påvirkningsfaktorer

Påvirkningsfaktorer for naturtyper har en hierarkisk inndeling (**Tabell 6**), og for naturtyper har vi i oppsummeringer/tabeller valgt å benytte hovedkategoriene (hierarkisk nivå 1) for alle påvirkningsfaktorer med unntak av «Påvirkning på habitat», hvor vi har inkludert nivå 2.

Rødlistekriterier

Som for arter, vurderes naturtyper etter et sett kvantitative kriterier (Artsdatabanken 2018b, Bland mfl. 2016), der status for naturtypens utbredelse, forekomst eller tilstand kan ha betydning for hvordan effektovervåkingen bør designes:

- A: reduksjon i totalareal
- B: begrenset geografisk utbredelse/forekomstareal
- C: abiotisk forringelse
- D: biotisk forringelse
- E: kvantitativ analyse av risiko for kollaps⁵

For rødlistekriterier er kun hovedkriteriene brukt (A-D) i oppsummeringer/tabeller, og kombinasjoner av disse der det er aktuelt. Det betyr at hver naturtype kan være talt med i flere kategorier hvis den er rødlistet på bakgrunn av flere hovedkriterier.

⁵ Kvantitativ analyse, som angir den estimerte sannsynligheten for at en naturtype går tapt, er ikke omtalt videre; ingen naturtyper er rødlistet etter E-kriteriet.

2.2 Datagrunnlag for tiltak

Miljødirektoratet oversendte i september 2019 oversikter over søknader til tilskudd til truede arter (post 82.1), truede og utvalgte naturtyper (post 82.2), tiltak i prioriterte kulturlandskapsområder, samt tiltak for ville pollinerende insekter (post 81). Oversikten inneholdt søknader for perioden 2016–2018, med søknadsbeløp og Fylkesmannens foreløpige vurdering og tilråding til søknadene; endelig tildeling kan ha blitt redusert. Tilskudd i kulturlandskapsområder inkluderte også 2019. Tilskudd til tiltak for ville pollinerende insekter omfattet årene 2018 og 2019.

Datamaterialet gir en samlet oversikt over alle tiltak som er omsøkt og innvilget, spesifisert for art/naturtype og fordelt på forhåndsdefinerte tiltakstyper, som søker selv angir i søknaden. Datamaterialet inneholder i varierende grad prosjektbeskrivelser. Tiltak for ville pollinerende insekter er ikke spesifisert på artsnivå. Tiltak som ved saksbehandling ble avvist eller ikke realitetsbehandlet, inngår ikke i datagrunnlaget.

Oversiktene fra Miljødirektoratet omfatter ikke nøyaktige tildelinger til hvert enkelt omsøkt tiltak, men Fylkesmannens foreløpige vurdering. Når vi i resten av rapporten omtaler «innvilget beløp», må dette forbeholdet tas i betraktning.

Det gjennomføres en rekke tiltak for truede arter og naturtyper som faller utenfor post 81 og 82. Blant disse er tiltak som søkes inn via fylkesmennes bestillingsdialog eller som faller under andre ordninger. Vi har ikke gjort forsøk på å skaffe en samlet oversikt over tiltak utenom post 81 og 82 i dette prosjektet.

2.2.1 Tilskudd til tiltak for arter

Alle de truede artene som hadde mottatt tilskudd til tiltak, ble tilordnet artsgruppe basert på inndeling i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015). De forhåndsdefinerte tiltakstypene er brukt i presentasjonen av data.

For å få en oversikt over hvilke arter og artsgrupper som er omfattet av tilskuddsordningen, oppsummerte vi for hver art og tiltakskategori: antall søknader, omsøkt beløp, antall innvilgede søknader og totalt innvilget beløp. Tilskudd til ville pollinerende insekter ble oppsummert på samme måte.

2.2.2 Tilskudd til tiltak for naturtyper

Alle naturtypene omfattet av tiltak, ble tilordnet et hovedhabitat (jf. **Tabell 1**). Fordi Norsk rødliste for naturtyper ble revidert i 2018, var det i noen tilfeller manglende samsvar mellom de naturtypene det ble søkt om tilskudd for, og de truede naturtypene i henhold til revidert rødliste. **Tabell 2** gir en oversikt over de naturtypene dette gjelder, og hvordan de er behandlet i videre bearbeiding av data. Utvalgte naturtyper (UN) er også inkludert i utvalget. Den utvalgte naturtypen slåttemark er kritisk truet. UN Slåttemyr omfatter deler av Semi-naturlig myr (EN) og hele (men mer enn) Sørlig slåttemyr (CR). UN Kalklindeskog er omfattet av Kalkedelløvsskog (EN), og UN Kalksjøer er delvis dekket av Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer (VU). UN Hule eker inngår også. Alle utvalgte naturtyper er beholdt som egne enheter i sammenstillingen. Vi har også inkludert to naturtyper som etter den nye rødlista ikke er egne enheter, men som har mottatt tilskudd, nemlig Lauveng (som er inkludert i slåttemark) og Høstingsskog (som inngår i fastmarkskogsmark). Marine naturtyper (Aktivt marint delta, Ålegrasenger) er ikke inkludert i sammenstillingen. Totalt omfatter datasettet dermed 66 naturtyper, hvorav 60 er truet (én er både truet og utvalgt naturtype), fire er utvalgt naturtype og to ikke er rødlistet.

Tabell 2. Sammenheng mellom truede naturtyper (Artsdatabanken 2018a) og naturtyper som det er søkt om tilskudd for.

Truet naturtype	Naturtyper med omsøkt tilskudd	Kommentar
Høystaude edelløvskog	Kalkrik bøkeskog	
Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer	Kalkrike dammer og tjern	
Meander	Kroksjøer, meandere og flomløp	
Leirravine	Ravinedal	
Rik åpen sørlig jordvannsmyr	Rikere myrflate i lavlandet Rikere myrkantmark i lavlandet	Tilskudd bare søkt for Rikere myrflate i lavlandet
Semi-naturlig strandeng	Sørlig strandeng Strandeng	Tilskudd bare søkt for Sørlig strandeng
Atlantisk høymyr Terrengdekkende myr Kanthøymyr	Kystnedbørsmyr	To tilskudd til kystnedbørsmyr, vanskelig å vite hvilken truet naturtype disse skal «tilordnes», av dataene kan det se ut som om søknadene dreier seg om kystlynghei.

For å få en oversikt over hvilke naturtyper som er omfattet av tilskuddsordningen, oppsummerte vi for hver naturtype og tiltakskategori: antall søknader, omsøkt beløp, antall innvilgede søknader og totalt innvilget beløp. Den samme informasjonen ble sammenstilt for prioriterte kulturlandskapsområder.

2.3 Datagrunnlag for eksisterende overvåking

Det finnes ingen særskilt database over eksisterende overvåkingsprosjekter i Norge generelt, eller for truet natur spesielt. For dette prosjektet er det viktig med en oversikt over eksisterende overvåking av truet natur i Norge. Vi har derfor brukt kjennskap til prosjekter, kolleger og kontaktpersoner innenfor forvaltning, frivillige organisasjoner og forskningsinstitusjoner til å forsøke å få en samlet oversikt over den overvåkingen som foregår av truet natur.

Videre gjennomførte vi en spørreundersøkelse blant relevante aktører.

Spørreundersøkelsen ble sendt til i underkant av 60 personer ved ulike forskningsinstitusjoner og konsulentfirmaer, og til i overkant av 30 personer fordelt på de ulike fylkesmannsembetene. Listen ble sammensatt ved hjelp av lister andre spørreundersøkelser har brukt (Magnusson mfl. 2020), samt kunnskap internt i prosjektgruppen. Noen mottakere har også videresendt spørreundersøkelsen til andre. Fullstendig oversikt over spørsmål er gitt i **Vedlegg 3**.

Vårt mål med spørreundersøkelsen var å innhente informasjon om pågående overvåking av truede arter og naturtyper i Norge, og samtidig skaffe informasjon om eventuelle tiltak for arten eller naturtypen, og hvorvidt overvåkingen som foregår er designet for å fange opp effekter av de eventuelle tiltakene.

Vi valgte å samle inn informasjon om all overvåking av truet natur, både effektovervåking og basisovervåking (jf. kap. 4), da også sistnevnte kan være sentralt å bygge videre på i design av effektovervåking.

3 Truet natur: kjennetegn og tiltak

Dette kapittelet gir en oversikt over hva som kjennetegner truede arter og naturtyper, basert på informasjon fra de respektive rødlistene, og hvilke tiltak som gjennomføres for truede arter og naturtyper i regi av tilskuddspostene for truede arter og naturtyper, ville pollinerende insekter og tiltak i prioriterte kulturlandskapsområder.

3.1 Hvor finner vi de truede artene og naturtypene?

Flest truede arter er tilknyttet skog, fulgt av kulturmark og berg, ur og grunnlendt mark (**Tabell 3**), men truede arter forekommer i alle hovedhabitater. Flest truede naturtyper finnes i våtmark, fulgt av berg, ur og grunnlendt mark, samt skog.

Truede arter innen ulike artsgrupper har sine tyngdepunkter i ulike hovedhabitater (**Tabell 4**). Det er flest truede arter av ulike insektgrupper (særlig biller, sommerfugler, tovinger og vepser), sopper, karplanter, lav og moser. Truede arter av sopper finnes særlig i skog og kulturmark, mens truede lavarter særlig finnes i skog og berg/ur. Truede mosearter finnes også i berg/ur, så vel som i våtmark, fjell og kulturmark. Truede karplanter finnes i mange ulike habitater, særlig i berg/ur, fjæresonen, våtmark, fjell og skog. Truede algearter i vårt utvalg er i hovedsak knyttet til ferskvann. Truede arter innen ulike insektgrupper finnes i de fleste hovedhabitater, spesielt arter i artsrike grupper som biller, sommerfugler, tovinger og vepser. Viktige habitater for truede insektarter er særlig skog (i alt 474 insektarter), kyst (175 arter), berg/ur (130 arter) og kulturmark (116 arter). Innen andre grupper av invertebrater finnes edderkoppdyr spredt over ulike hovedhabitater, mens de øvrige ganske artsfattige gruppene er knyttet til ett til to habitater. Blant vertebratene forekommer truede fuglearter i flere ulike habitater, men oftest tilknyttet ferskvann, mens truede pattedyr i hovedsak er knyttet til skog. Amfibier og fisk, med én truet art hver, er knyttet til ferskvann.

Tabell 3. Antall truede arter og naturtyper tilknyttet hvert hovedhabitat. Inndelingen i hovedhabitater følger inndelingen i Norsk rødliste for arter 2015 (jf. **Tabell 1**). Mange arter har tilknytning til flere hovedhabitater, og antall truede arter kan derfor ikke summeres over hovedhabitatenes. Fjæresone-systemer er ikke definert i NiN2.0, som ligger til grunn for rødlista for naturtyper. Det er heller ikke vurdert truede naturtyper for sterkt menneskepåvirket natur.

Hovedhabitat	Antall truede arter	Antall truede naturtyper
Berg, ur, grunnlendt mark	433	9
Ferskvann	146	4
Fjell	98	3
Fjæresone	124	-
Flomsone	133	3
Is, snø, breforland	6	7
Kulturmark	573	6
Kyst	315	
Skog	1141	8
Sterkt endret, konstruert mark	157	-
Våtmark	198	14
Åker, oppdyrket eng	75	-
Ingen/annet*	21	6
Totalt	2403	60

* **Arter:** hovedhabitat er ikke angitt. **Naturtyper:** landformer som ikke kan plasseres i et gitt hovedhabitat (jf. Tabell 1).

3.2 Hva påvirker de truede artene og naturtypene?

Tabell 5 og **Tabell 6** gir en oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorene for henholdsvis truede arter og naturtyper, slik de er gitt i de respektive rødlistene. Påvirkning på habitat er den påvirkningsfaktoren som er oppgitt for flest arter. I alt 2052 av de 2403 truede artene (85 %) er listet som truet av påvirkning på habitat. Skogbruk påvirker omtrent 1000 av de truede artene, og de tallrike artsgruppene biller, lav og sopp utgjør en stor andel. Utbygginger (industri, bolig, infrastruktur) er også en viktig påvirkning, og vel så viktig for mange av de mindre tallrike artsgruppene som bløtdyr, edderkoppdyr og tovinger, som for store artsgrupper som karplanter, moser, sopp og sommerfugler. Ulike påvirkninger fra landbruk, som opphørt drift og beite, er viktig for store artsgrupper som karplanter, moser og vepser (**Tabell 5**). Av andre faktorer er forurensing oftest nevnt. Den er spesielt viktig for artsgrupper knyttet til vann, slik som alger, døgnfluer, krepsdyr og vårfluer.

Også for naturtypene er påvirkning på habitat den vanligste påvirkningsfaktoren, med unntak for naturtypene i fjell og is, snø, breforland (**Tabell 6**), der klimatiske endringer er oppgitt som hovedtrussel. Både påvirkning fra landbruk og annen habitatpåvirkning er vanlig. I tillegg er forurensing en viktig påvirkningsfaktor for naturtyper innenfor de fleste hovedhabitatene, spesielt for ferskvann og våtmark, men også for naturtyper i kulturmark og berg, ur og grunnlendt mark.

3.3 Hvilke rødlistekriterier er brukt for truet natur?

Rødlistevurderinger er basert på et sett med spesifikke kriterier for en arts sannsynlighet for å dø ut eller en naturtypes sannsynlighet for å reduseres i omfang eller tilstand. Disse kriteriene er i hovedsak knyttet til om arten eller naturtypen har hatt, har eller forventes å få en nedgang i utbredelsesareal, forekomstareal, bestandsstørrelse (for arter), i faktisk areal eller tilstand (for naturtyper). Andre kriterier skal avgjøre om arten eller naturtypen er så sjelden at det i seg selv gjør den truet. Disse kriteriene sier noe om sjeldenhet eller reduksjon i omfang eller tilstand. Dette kan gi en indikasjon på hva slags type tiltak som kan være aktuelle, og hvilke forhold som utvikling av et overvåkingsopplegg må ta hensyn til dersom man ønsker å kunne generalisere overvåkingsresultater utover resultatene for enkeltlokaliteter (jf. kap. 5). **Tabell 7** viser hvordan de truede artene og naturtypene er vurdert i henhold til rødlistekriteriene.

Omlag 60 % av alle de truede artene er vurdert etter B-kriteriet (**Tabell 7**). Slike arter har begrenset utbredelses- eller forekomstareal, men kan forekomme i ulike bioklimatiske regioner, eller ha disjunkt utbredelse. Dermed vil det være aktuelt å vurdere overvåking av flere populasjoner som dekker den geografiske utbredelsen til arten, ev. bare innen den delen av utbredelsen der man vurderer å sette inn tiltak. Arter listet etter D-kriteriet (om lag 20 %), har svært begrenset forekomst eller et fåtall lokaliteter. Her kan totalovervåking, dvs. overvåking av alle artens populasjoner, være aktuelt. Alternativt kan et utvalg av kjente lokaliteter velges for overvåking. Arter som er rødlistet etter C-kriteriet, har begrenset populasjonsstørrelse og pågående nedgang, ev. i kombinasjon med oppsplittede populasjoner eller ekstreme fluktuasjoner i antall reproduserende individer. I overvåkingssammenheng er sistnevnte en utfordring, fordi det betyr at populasjonene vil ha stor variabilitet i tid eller rom. I praksis betyr det at vi må ha med flere lokaliteter og populasjoner (flere datapunkter) for å ha grunnlag for å få holdbare statistiske estimater. Disse artene vil også vanligvis ha så mange populasjoner at det vil være nødvendig å overvåke et utvalg av populasjoner. Arter listet etter A-kriteriet (6 % av artene) kan være relativt vanlige, med mange populasjoner og stort utbredelsesområde. For arter som kun er rødlistet etter A-kriteriet, vil det bare være aktuelt å overvåke et utvalg populasjoner.

Kriteriene A, C og D er oftest brukt for truede naturtyper (**Tabell 7**). Vurdering etter C- og D-kriteriene har to dimensjoner: grad av påvirkning (relative severity) og arealomfang (extent), der hver av disse må over visse nivåer for en gitt rødlistekategori (Artsdatabanken 2018b). Arealrap

Tabell 4. Oversikt over antall truede arter per artsgruppe, fordelt på hovedhabitat basert på Norsk rødliste for arter 2015. Bare artens første angitte habitat er brukt. Også truede spretthaler og parasittveps sist vurdert i 2010, er inkludert.

	Alger	Amfibier	Biller	Bløtdyr	Døgnfluer	Edderkoppdyr	Fisker	Fugler	Karplanter	Krepsdyr	Lav	Mangefotinger	Moser	Nebbmunnner	Nettvinger	Pattedyr	Rettvinger	Sommerfugler	Sopper	Spretthaler	Tovinger	Vepser	Vårfluer	Øyestikkere	SUM	
Antall arter totalt	9	1	447	9	3	39	1	37	288	4	217	2	142	80	3	12	3	319	446	33	163	135	5	5	2403	
Berg, ur, grunnlendt mark			32	4		1			74		78	1	50	12			2	66	15	1		17				353
Ferskvann	7	1	17	3	3		1	14	24	3	1		10	6				3			22	2	5	5		127
Fjell						1		4	29		3		20	1		1		2	1							62
Fjæresone	1		33	1		1			35					6		1		15	3	10	7	2				115
Flomsone			21			4			19		6		6	1				6	11	2		3				77
Is, snø, breforland						2			2																	4
Kulturmark			53			11		1	12		8		17	10				23	43		6	24				208
Kyst			47			5		5	22		8	1	1	21	1		1	63	11	12	8	22				228
Skog			220			11		4	29	1	109		11	14	2	10		84	346	3	114	57				1015
Sterkt endret mark			4			2		1	4		3		4						2			2				22
Våtmark			14	1		1		7	34				21	7				20		5	6	3				119
Åker, oppdyrket eng	1		5					1	2				1	1				35	4							50
Ukjent			1						2		1		1	1				2	10			3				21

Tabell 5. Antall arter i hver artsgruppe fordelt på påvirkningsfaktorer slik de er gitt i Norsk rødliste for arter 2015. Flere påvirkningsfaktorer er relevante for hver art, og kolonnene summerer seg derfor ofte til mer enn det som er angitt i raden «Antall truede arter totalt». Ikke alle truede arter er angitt med påvirkningsfaktorer (f.eks. spretthaler). Påvirkningsfaktorene er gitt på nivå 1 i hierarkiet. I tillegg viser vi mer detaljert informasjon om Påvirkning på habitat.

	Alger	Amfibier	Biller	Bløtdyr	Døgnfluer	Edderkoppper	Fisker	Fugler	Karplanter	Krepsdyr	Lav	Mangefotinger	Moser	Nebbmunnner	Nettvinger	Pattedyr	Rettvinger	Sommerfugler	Sopper	Spretthaler	Tovinger	Vepser	Vårfluer	Øyestikkere	SUM
Antall truede arter totalt	9	1	447	9	3	39	1	37	288	4	217	2	142	80	3	12	3	319	446	33	163	135	5	5	2403
Forurensing	9	1	68	2	3		1	1	18	2	13	1	13	10		1		24	66		16	5	4	2	260
Høsting							1	1	6							3						1			12
Fremmede arter		1	1	4		3	1		12	1	4		3	2		1		1	18			3			55
Påvirkning fra stedege arter		1	1	2				1	22	1	7		2	1			1	6	29		4	1			79
Klimatiske endringer			4						9		12		7	1								4			37
Naturkatastrofer								2		2	2	1	2					6							15
Menneskelig forstyrrelse		1	7	1		10		2	7	1	9		1	2	1	4	1	3	9	6	8	8			81
Påvirkning utenfor Norge							1	18																	19
Tilfeldig mortalitet							1	1	1		13		1			3			1			1			22
Påvirkning på habitat	9		439	9	2	32	1	6	181	3	173	2	104	77	3	7	3	302	408	10	151	121	5	4	2052
Habitatpåvirkning - jord eller skogbruk																									
Jordbruk	1		80			3		3	59	1	2		19	16		1	1	55	82	2	20	32			377
Skogbruk (kommersielt)			233	2		7		1	39	1	108	2	33	18	2	4	1	97	265		118	65			996
Buskap/dyrehold (inkl. beite, tråkk)			68			3			64		33		22	7	1	2		18	109		6	6			339
Opphørt/reduert drift			74	1		6			19		29		11	28		2		4	8	3	5	64			254
Habitatpåvirkning ikke jord- eller skogbruk																									
Industri/næringsutbygging			43						9		1		7		1			2	71		13				147
Opphørt drift			28			1			1		2					1						17			50
Utbygging/utvinning			279	3		19			69	1	59	2	48	58	3		3	205	254	1	39	66			1109
Annen påvirkning på habitat			33			9			3		10	2	2		1	2		1	30		15	1			109
Habitatpåvirkninger i limnisk miljø	7		54	3	2	3			37	1	17		28	8		2		16	2	2	24	1	5	4	216

Tabell 6. Antall naturtyper i hvert hovedhabitat fordelt på påvirkningsfaktorer slik de er gitt i Norsk rødliste for naturtyper 2018. Flere påvirkningsfaktorer er relevante for hver naturtype, og kolonnene summerer derfor bare unntaksvis til antall truede naturtyper totalt. Påvirkningsfaktorene er gitt på nivå 1 i hierarkiet. I tillegg viser vi mer detaljert informasjon om påvirkning på habitat.

	Fjell	Berg, ur, grunnlendt mark	Ferskvann	Flomsone	Is, snø, breforland	Kulturmark	Skog	Våtmark	Ingen/annet	SUM
Antall truede naturtyper totalt	3	9	4	3	7	6	8	14	6	60
Forurensing	1	3	4			5	1	6	1	21
Høsting										
Fremmede arter		4				4	2	1		11
Klimatiske endringer	3	5		1	7	6	1	2		25
Påvirkning fra stedegne arter							2	2		4
Menneskelig forstyrrelse		6		1			2	2	4	15
Påvirkning på habitat		7	4	3		6	8	13	2	43
Landbruk		7	4	1		5	6	13	1	37
Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer		3		1		2	6	12		24
Habitatpåvirkning i limnisk miljø			3	3				1		7

(A-kriteriet) skal inkluderes ved vurdering etter kriteriene C og D, og dermed er det høy samvariasjon i bruken av disse kriteriene. Tiltak for å bedre tilstand er særlig relevant for naturtyper vurdert etter C- og D-kriteriet. Naturtyper vurdert etter A-, C- og D-kriteriene vil ofte ha såpass stor utbredelse, forekomst eller antall lokaliteter at overvåking bare vil kunne gjennomføres i et utvalg av disse. For naturtypene vurdert etter B-kriteriet, kan totalovervåking være aktuelt.

Tabell 7. Antall arter og naturtyper rødlistet i kategoriene "kritisk truet" (CR), "sterkt truet" (EN) og "sårbar" (VU) fordelt på de ulike rødlistekriteriene A-D i Norsk rødliste for arter 2015 og Norsk rødliste for naturtyper 2018. For mange arter og naturtyper er det flere kriterier som ligger til grunn for rødlistingen. Summen av antallet arter eller naturtyper for hvert kriterium er derfor høyere enn antallet arter og naturtyper.

Rødlistekriterier	Rødlistekategori			
	CR	EN	VU	Sum
Arter				
A - populasjonsnedgang	2	26	123	151
B - begrenset utbredelse eller forekomstareal	125	596	731	1452
C - begrenset populasjonsstørrelse og pågående nedgang	83	247	284	614
D - svært begrenset populasjon/forekomstareal eller få lokaliteter	91	110	272	473
Antall truede arter totalt	243	883	1277	2403
Naturtyper				
A - reduksjon i totalareal	1	6	21	28
B - begrenset geografisk utbredelse/forekomst og nedgang	2	4	6	12
C - abiotisk tilstandsending	0	10	16	26
D - biotisk tilstandsending	2	5	14	21
Antall truede naturtyper totalt	4	18	38	60

3.4 Tiltak for truet natur i Norge

MENON har, i samarbeid med SWECO, evaluert tilskuddsordningen til Miljødirektoratet og sammenstilt oversikter over hvordan omsøkt og innvilget beløp for truede arter og naturtyper er fordelt på eksempelvis hvem som har søkt og på fylkesmannsembete (Magnussen mfl. 2020), og vi henviser til den rapporten for detaljerte analyser av tildelingene i perioden 2016–2018. Her ser vi nærmere på hvilke arter og naturtyper tiltaksmidlene fordeler seg på, for å vise hvilke arter og naturtyper som har tiltak, og hvor stor andel som ikke har det. Tallmaterialet er basert på foreløpige tildelinger og ikke endelig bevilgning, men vi antar den relative fordelingen mellom arter og naturtyper neppe er endret veldig mye.

3.4.1 Tiltak for truede arter

Samlet ble det søkt om 708 tiltak og totalt over 75 millioner kroner for truede arter i perioden 2016–2018. Søknadene omfattet 165 arter fra 20 artsgrupper. Det ble innvilget 641 søknader (91 %) og 53 millioner kroner for 130 arter (**Tabell 8**). Flest tiltak retter seg mot karplanter, fulgt av bløtdyr og fugler. Tiltakene for karplanter fordeler seg på 49 ulike arter (**Vedlegg 2**), mens 112 av de 116 tiltakene for bløtdyr retter seg mot én art, elvemusling. Tilsvarende var halvparten av tiltakene for fugl rettet mot arten knekkand (54 av 115 tiltak).

Flest tiltak omhandlet kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak (39 %), fulgt av skjøtsel og «annet» (**Tabell 8**). Elvemusling (81 tiltak), edelkreps (25) og hubro (16) var de artene med flest kartleggings- og overvåkingsprosjekter. Karplanter utgjorde den vanligste artsgruppa innenfor tiltakstypen skjøtsel. Elvemusling sto alene for 37 % av innvilget beløp, og over 75 % av innvilgede midler ble brukt på åtte truede arter (**Figur 1**).

Tabell 8. Oversikt over antall innvilgede søknader i perioden 2016–2018, fordelt på artsgrupper og tiltakstype, over tilskuddsposten for truede arter.

	Skjøtsel	Restaurering	Biotopforbedring	Innsamling og utsetning	Gjerding	Tilpasset drift	Kartlegging og overvåking	Informasjon	Annet	Sum
Amfibier, reptiler							2		1	3
Biller	3		4	1			7	1	2	18
Bløtdyr	1	5	2	6	2		85	4	11	116
Broddveps	7		2	1			8	2	3	23
Edderkopper			2				1			3
Fisker	1						1		2	4
Fugler	6	2	12			14	38	9	34	115
Karplanter	99	4	9	19	2	17	45	7	16	218
Krepsdyr	2	1	1	1			30	1	9	45
Lav							4	2	6	12
Moser							4	5	3	12
Mosskorpioner							1			1
Pattedyr			4				3	10	6	23
Planteveps								1	2	3
Sommerfugler	9	1	2	1			15	1	4	33
Sopper	1	1	1				6	1	1	11
Øyestikkere							1			1
Sum	129	14	39	29	4	31	251	44	100	641

Karplanter var artsgruppen med flest tiltak, men bare 17 % av alle truede karplanter ble omfattet av tiltak (**Figur 2**). Også i andre store artsgrupper ble svært få av de truede artene omfattet av tiltak; under 2 % av alle truede biller og sopper og rundt 5 % av alle truede lav og moser.

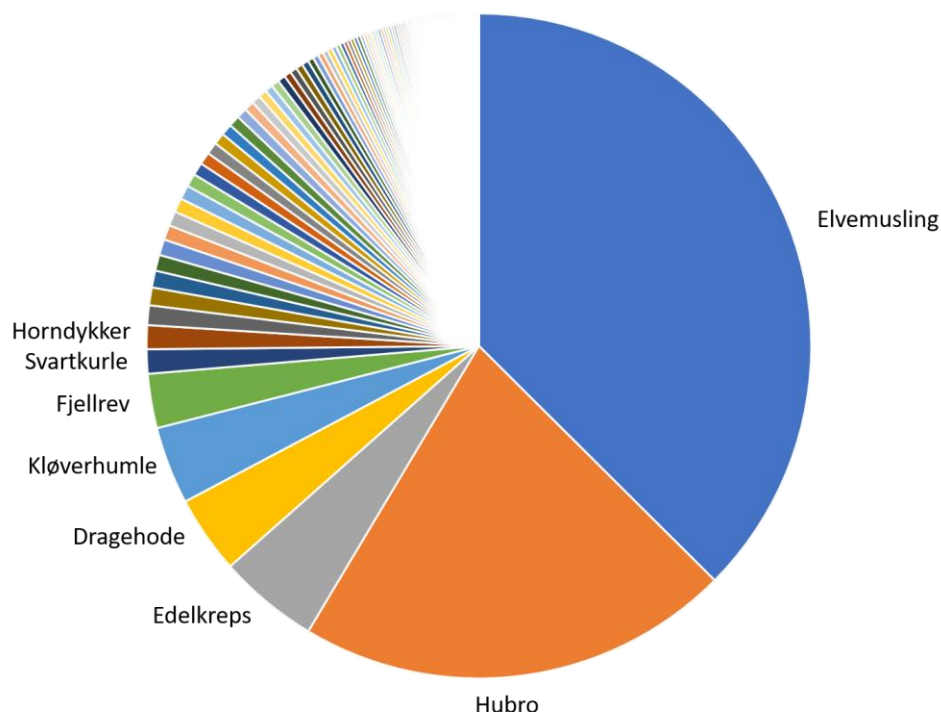
Over tilskuddspotten for tiltak for ville pollinerende insekter ble det gjennomført 121 tiltak i 2018–2019. Flest midler gikk til informasjonstiltak og til etablering av leveområder (**Figur 3**). Informasjon om naturtype eller art(er) som tiltakene ble målrettet mot, er ikke gitt i datasettet på en måte som er enkel å sammenstille, men en gjennomgang av prosjektbeskrivelsene viser at tiltakene er gjennomført i alt fra byparker til verneområder.

3.4.2 Tiltak for truede naturtyper

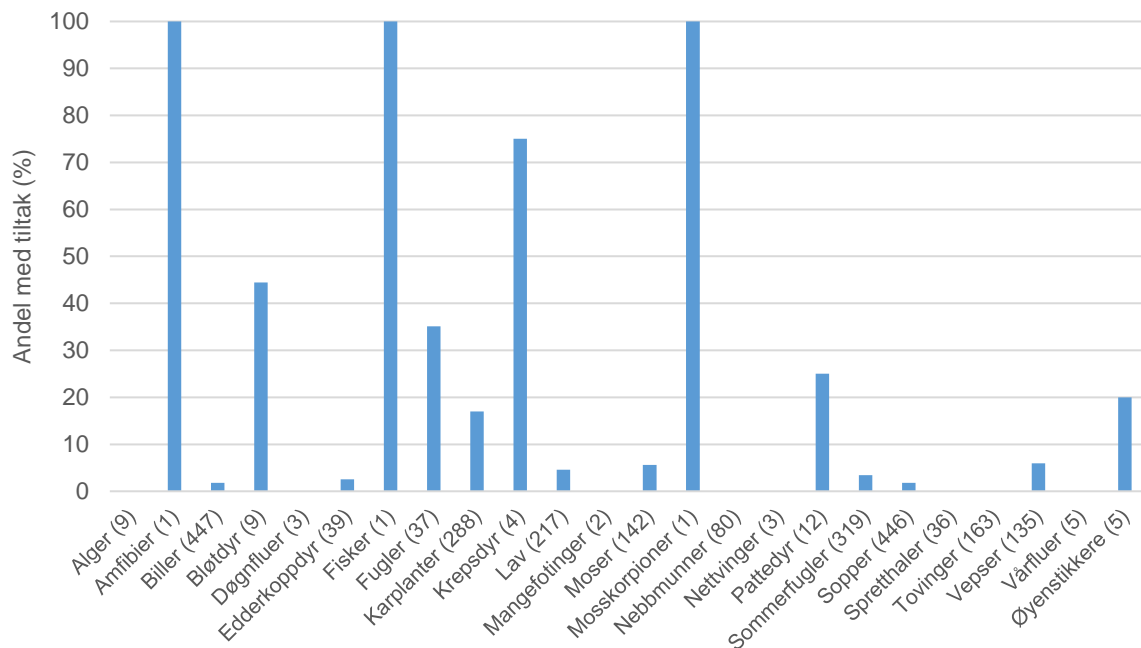
Samlet ble det søkt om 2872 tiltak og totalt over 120 millioner kroner for truede og utvalgte naturtyper i perioden 2016–2018. Så godt som alle omsøkte tiltak ble innvilget (2861; se **Tabell 9**), men innvilget beløp (86 mill. kr) var lavere enn omsøkt. Det ble innvilget tilskudd til tiltak for 17 av de 66 naturtypene over potten for tilskudd til truede og utvalgte naturtyper i perioden 2016–2018.

De utvalgte naturtypene Slåttemark, Kystlynghei og Hule eiker dominerte i antall tiltak (hvv. 1923, 432 og 209; se **Tabell 9** og **Figur 4**) – totalt 90 % av alle tiltak (for 86 % av alle midler) ble gjennomført i disse tre naturtypene.

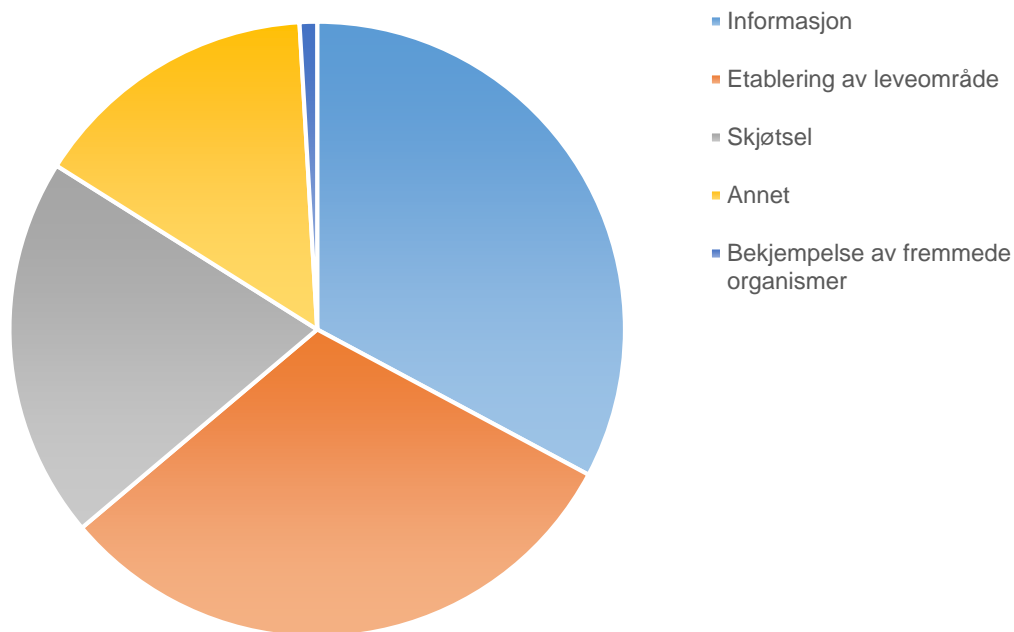
Skjøtsel og vedlikehold var den tiltakskategorien med flest tiltak og utgjorde hele 87 % av alle tiltak, med drøyt 81 % av totalt tilskuddsbeløp. Det ble også gitt tilskudd til over 100 tiltak for kartlegging og overvåking, og en del tiltak var knyttet til tilpasset drift på areal i landbruksforetak, og til informasjon.



Figur 1. Andel av innvilgede tilskuddsmidler over tilskuddspotten for truede arter i perioden 2016–2018. De åtte artene med > 1 % av total pott er navngitt i figuren. Figuren er basert på innvilget, ikke tildelt, beløp.



Figur 2. Andelen av arter innenfor hver artsgruppe, som det ble innvilget tilskudd til tiltak for i perioden 2016–2018. Antall truede arter totalt i hver artsgruppe er gitt i parentes.

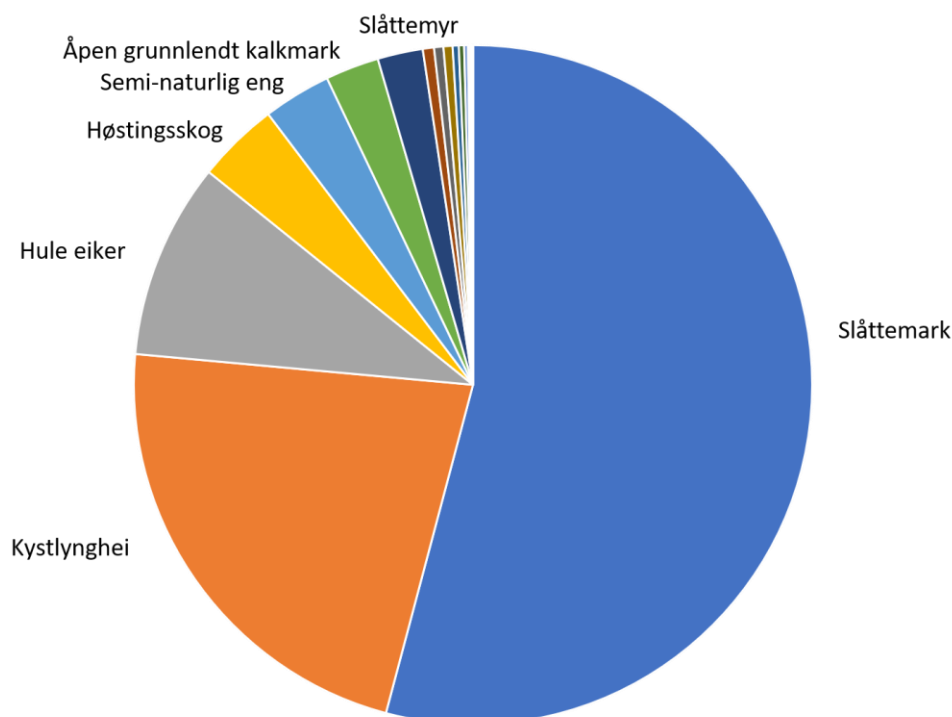


Figur 3. Andel av innvilgede tilskuddsmidler over tilskuddspotten for tiltak til ville pollinerende insekter i perioden 2018–2019, fordelt på tiltakstype. Figuren er basert på innvilget, ikke tildelt, beløp.

Tabell 9. Oversikt over antall innvilgede søknader i perioden 2016–2018, fordelt på naturtyper og tiltakstype, over tilskuddsposten for truede naturtyper.

Naturtype	Skjøtsel og vedlikehold	Tilpasset drift	Gjerdning	Kartlegging/overvåking	Informasjon	Utstyr	Annet	Sum
Slåttemark	1769	41	4	49	29	12	19	1923
Kystlynghei	337	27	15	17	15	6	15	432
Hule eiker	150	5	4	25	21		4	209
Semi-naturlig eng	59		6	8	8		4	85
Høstingsskog	72			4			4	80
Slåttemyr	55			2	1		1	59
Åpen grunnlendt kalkrik mark i BN ¹	30							30
Leirravine			1	4	5			10
Boreal regnskog	3				7			10
Kalklindeskog	3						4	7
Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer	2			2				4
Meander	2						1	3
Semi-naturlig strandeng	2			1				3
Lauveng	2							2
Atlantisk høymyr ²	2							2
Kalksjøer						1		1
Rik åpen sørlig jordvannsmyr	1							1
Sum	2489	73	30	112	86	19	52	2861

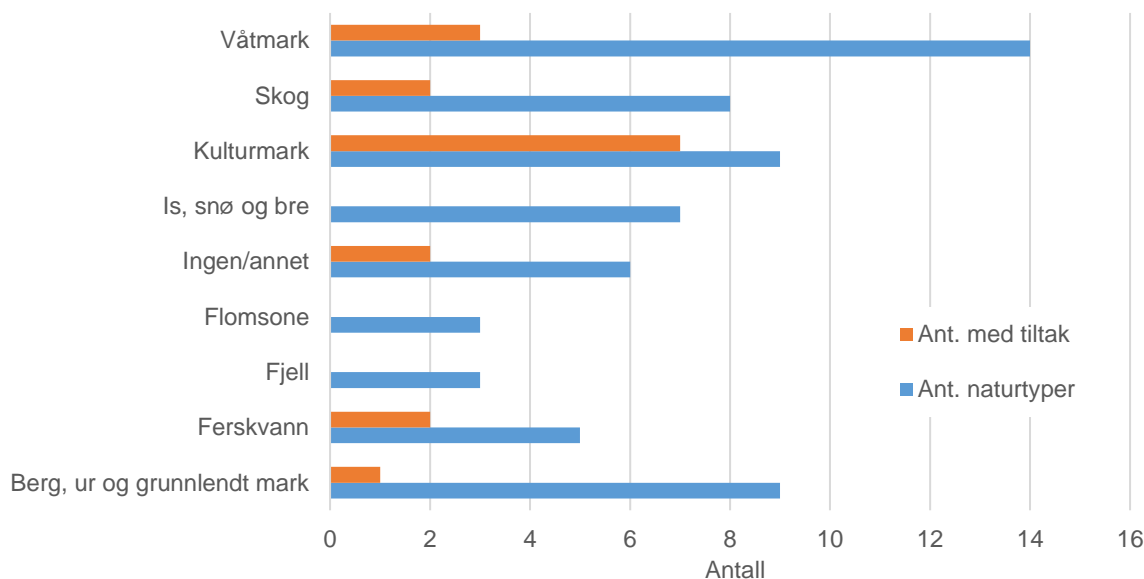
¹ boreonemoral sone; ² tiltakene er søkt om for kystnedbørsmyr



Figur 4. Andel av innvilgede tilskuddsmidler over tilskuddspotten for truede og utvalgte naturtyper i perioden 2016–2018. De naturtypene med > 1 % av total pott er navngitt i figuren. Figuren er basert på innvilget, ikke tildelt, beløp.

I alt syv av de ni naturtypene som er tilknyttet kulturmark, omfattes av tiltak (**Tabell 9, Figur 5**). Unntakene er boreal hei og strandeng. Merk at vi her har gruppert (sørlig) slåttemyr og semi-naturlig myr under våtmark, slik som i **Tabell 1**. For øvrige hovedhabitater er bare en liten andel, eller ingen, av naturtypene gitt tilskudd til tiltak.

Gjennom tilskuddsordningen for tiltak til prioriterte kulturlandskap, ble det innvilget 115 (av 193) søknader i 2016–2019 (**Tabell 10**). Disse 115 tiltakene er fordelt på et 50-talls lokaliteter, som også mottar midler over RMP (regionale miljøtilskudd) og SMIL (tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket). Som for tilskudd til truede naturtyper (**Tabell 9**), er tilskudd til skjøtsel hyppigste formål.



Figur 5. Oversikt over antall naturtyper med tiltak sammenlignet med antall naturtyper totalt, fordelt på økosystem. Hule eiker er her ført til kulturmark, siden forskriften for utvalgt naturtype hul eik ikke omfatter trær som står i produktiv skog (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>).

Tabell 10. Oversikt over antall tiltak og totalt innvilget beløp til prioriterte kulturlandskap i perioden 2016–2019. Innvilget beløp er angitt som 1000 kr. Merk at tildelt beløp kan være lavere.

Tiltakstype	Antall tiltak	Totalt innvilget beløp
Gjerding	8	212
Restaurering	15	731
Skjøtsel	86	5 784
Tilpasset drift	4	197
Tiltak for å bekjempe fremmede organismer	2	215
Sum	115	7 139

3.5 Diskusjon og oppsummering

Et stort antall arter og naturtyper er truet, og som tabellene over viser, er de truede artene og naturtypene svært mangfoldige. De er tilknyttet ulike habitater, er utsatt for ulike påvirkninger og er rødlistet etter ulike kriterier. I tillegg viser oversikten over tilskuddsmidler at en svært liten andel av de truede artene og naturtypene mottar tilskudd til tiltak for å bedre tilstanden.

Påvirkninger på habitat er den vanligste påvirkningsfaktoren og kan omfatte både arealtap, habitatfragmentering og reduksjon i habitatkvalitet. Lokale tiltak kan iverksettes for å motvirke arealtap og reduksjon i habitatkvalitet. Slike tiltak kan være fjerning av fremmede eller arter, skjøtsel eller reduksjon av menneskelig forstyrrelse. For å motvirke habitatfragmentering må tiltak oftest koordineres over større områder, men lokale tiltak som forsterker konnektiviteten mellom ulike habitatforekomster, kan være viktige. Negative effekter av langtransportert forurensing og klimaendringer kan sjelden motvirkes direkte ved lokale tiltak, men indirekte tiltak, som reduksjon av andre negative påvirkninger eller styrking av arters eller naturtypers evne til å tåle eller tilpasse seg slike påvirkninger, kan gjennomføres. Påvirkningsfaktorer i rødlista gir et grunnlag for screening av aktuelle tiltak. Tiltakene må imidlertid skreddersys til arten(e) eller naturtypen(e) de er ment å ivareta, basert på mer inngående kunnskap om påvirkningenes effekt på habitatkvalitet og bestander.

Kriteriene som brukes for rødlisting, kan gi grunnlag for valg av elementer i overvåkingsopplegget, spesielt utvalg av lokaliteter for overvåking (se kap. 5). Naturtyper som er rødlistet etter C- og D-kriteriene, som vurderer naturtypenes abiotiske og biotiske tilstand, være svært aktuelle for forvaltningstiltak med effektovervåking. Arter eller naturtyper med svært begrenset utbredelse (dvs. vurdert etter henholdsvis D- og B-kriteriene) har ofte så få kjente forekomster at totalovervåking av alle forekomster kan være aktuelt. Arter eller naturtyper rødlistet etter de andre kriteriene vil vanligvis ha et stort antall kjente (og ukjente) forekomster. Et gjennomtenkt opplegg for utvalg og overvåking av forekomster vil da kunne gi grunnlag for generelle slutninger om tiltakets effekt også i forekomster som ikke overvåkes (se detaljer i kap. 5).

Rødlistene for arter og naturtyper gir i seg selv ikke grunnlag for å vurdere hvor mange truede arter som er tilknyttet – og grad av tilknytning til – de truede naturtypene, og dermed i hvor stor grad tiltak gjennomført i naturtypene kan forventes å påvirke status også for truede arter. Som oppfølging av arbeidet med å utvikle metodikk for kartlegging og kvalitetsvurdering av naturtypelokaliteter etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2019a), er det utarbeidet en oversikt over dokumentert kunnskap om truede og nær truede arters tilknytning til ulike naturtyper (Framstad mfl. 2020). Dette kan utgjøre et viktig grunnlag for å vurdere synergier mellom tiltak for naturtyper og arter. Artsdatabanken har dessuten et pågående arbeid med å systematisere arters habitatkrav med utgangspunkt i NiN, bl.a. ved bruk av generaliserte artsdata, artsprosjektdata og rødlistevurderinger (E.P. Kallioniemi, pers. medd.), noe som på sikt vil kunne gi bedre grunnlag for å identifisere naturtyper som er viktige for truede arter. Synergier mellom tiltak og overvåking av arter og naturtyper diskuteres også nærmere i kap. 6.6.

Tilskuddsordningene for truede arter og naturtyper, ville pollinerende insekter og kulturlandskapene omfatter en liten andel av de truede artene og naturtypene, og sannsynligvis også en liten andel av de gitte artenes/naturtypenes forekomster. Det gjennomføres en rekke tiltak for truede arter og naturtyper som faller utenfor de tilskuddspostene som er sammenstilt her. Eksempler på slike ordninger er tiltak mot fremmede arter og restaurering av myr, og tiltak for truede arter og naturtyper innenfor verneområder. Enkelte naturtyper der mange av tiltakene er knyttet til verneområder, for eksempel sanddynemark, faller derfor utenfor denne oversikten. For andre naturtyper og arter representerer oversikten *noen* av tiltakene som gjennomføres.

Tiltak over tilskuddsordningen kan derfor i seg selv ikke ligge til grunn for en samlet effektovervåking av tiltak for truet natur. Miljøforvaltningen bør utarbeide en samlet plan for hvilke arter og naturtyper som bør prioriteres for tiltak, hvilke tiltak som bør gjennomføres og i hvilket omfang, og hvordan effektovervåking skal gjennomføres. Dette omtales nærmere i kap. 7.2.

Oppsummering

- Et stort mangfold av arter og naturtyper er truet.
- Rødlistene inneholder viktig bakgrunnsinformasjon om påvirkningsfaktorer og egenskaper ved artene og naturtypene.
- Ikke alle påvirkningsfaktorer kan motvirkes av lokale tiltak.

- Rødlstekriteriene kan gi veiledende informasjon om utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter og hvorvidt lokale tiltak er aktuelle.
- Rødlstene inneholder ikke nok informasjon til å skreddersy tiltak og tilhørende effektovervåking.
- Tiltak i naturtyper kan også ivareta truede arter, men rødlstene i seg selv er ikke nok til å identifisere slike potensielle synergier.
- Et lite antall arter og naturtyper omfattes av tiltak.
- Det er behov for en samlet plan for prioritering av arter, naturtyper og tiltak, og effektovervåking bør være en del av denne planen.

4 Eksisterende overvåking av truet natur

Som del av dette prosjektet skal det vurderes hvorvidt en metodikk for overvåking av effekter av tiltak for truet natur kan ta utgangspunkt i eksisterende overvåking, eller om metodikken bør utvikles fra grunnen av. Som grunnlag for en slik vurdering, er det behov for å sammenstille informasjon om eksisterende overvåking og vurdere i hvilken grad den kan være egnet til å gi gode svar på hvorvidt tiltak fungerer etter hensikten.

Det finnes ingen database over overvåkingsprosjekter i Norge generelt eller for truet natur spesielt. Vi har brukt kjennskap til prosjekter, kommunikasjon med kolleger og kontaktpersoner innenfor forskning og forvaltning og Miljødirektoratets oversikt over den tiltaksovervåkingen som finansieres i Miljødirektoratets regi⁶ (kap. 4.1). Vi har supplert med en spørreundersøkelse sendt til relevante fagpersoner og -institusjoner (kap. 4.2), samt intervjuer med et lite utvalg fagpersoner med kunnskap om organismegrupper prosjektgruppen selv har mindre kjennskap til (kap. 4.3 og **Vedlegg 4**).

4.1 Eksisterende overvåking av truede arter og naturtyper

4.1.1 Overvåking av arter

Karplanter

Gjennom ANO samles data om karplanter (forekomst og mengde) i et arealrepresentativt nett av datainnsamlingspunkter (Tingstad mfl. 2019). Terrestrisk naturovervåking (TOV) overvåker karplanter i markvegetasjon i fjellbjørkeskog (Framstad 2020). Karplanter overvåkes også gjennom 3Q (Stokstad mfl. 2016), og vil inngå i foreslåtte overvåkingsopplegg for semi-naturlig mark (Johansen mfl. 2019). Ingen av disse overvåkingsoppleggene er imidlertid designet for å fange opp populasjonsendringer i enkelte truede arter eller effekter av tiltak. Et overvåkingsopplegg for semi-naturlig mark vil imidlertid ha gode muligheter for å fange opp et utvalg av slike arter knyttet nettopp til semi-naturlige naturtyper.

Spørreundersøkelsen (se kap. 4.2.1) fanget i tillegg opp overvåking av elleve truede karplanter.

Moser, lav og sopp

Gjennom TOV overvåkes markboende moser og epifyttiske lavararter i fjellbjørkeskog (Framstad 2020), men TOV dekker vanlige naturtyper i høyereliggende skog og lavalpint fjell og fanger i liten grad opp truede arter. Sopper knyttet til kalklindeskog overvåkes gjennom kalklindeskogs-overvåkingen (Brandrud mfl. 2016), og denne overvåkingen fanger opp et antall truede sopparter. Denne overvåkingen er imidlertid ikke knyttet til effekter av tiltak.

Spørreundersøkelsen (se kap. 4.2.1) fanget i tillegg opp overvåking av tre truede mosearter og en lavart.

Amfibier og reptiler

Det pågår overvåking av damfrosk, som er den eneste truede arten blant amfibier og reptiler. Overvåkingen er tilknyttet en tiltaksplan (Miljødirektoratet 2019b).

Insekter og edderkoppdyr

I 2019 ble det gjennomført en test av arealrepresentativ overvåking av insekter i Norge (Åström mfl. 2019a). En slik overvåking er imidlertid ikke designet for å fange opp populasjonsendringer i enkelte truede arter eller effekter av tiltak. Det er foreslått insektovervåking i tilknytning til over-

⁶ <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/tiltaksovervaking/>

våking av hule eiker (Hatlevoll mfl. 2019), noe som trolig også vil fange opp enkelte truede insekter. Det gjennomføres overvåking av humler og dagsommerfugler i skog og åpent lavland i noen områder i Norge (Åström mfl. 2019b). Denne overvåkingen er ikke knyttet til tiltak.

Videre foregår det noe overvåking av enkeltarter av truede insekter og edderkoppdyr som oppfølging bl.a. av handlingsplaner (se f.eks. Elven & Hansen 2018, Endrestøl mfl. 2018, Staverløkk mfl. 2019, Åström & Hanssen 2019), hvorav noe er knyttet direkte til tiltak. Se også kap. 4.2.1.

Fugl

For fugl foregår flere store, langsiktige overvåkingsprosjekter, som TOV (Framstad 2020), TOV-E (Kålås mfl. 2020), 3Q (Pedersen 2020) og SEAPOP (Anker-Nilssen mfl. 2019). Ingen av disse er designet for å fange opp effekter av tiltak for truede fuglearter. I forbindelse med handlingsplan for hubro er det utviklet et overvåkingsprogram (DN 2009a, Øien mfl. 2014). Det foregår også noe overvåking av truede arter som dverggås (Øien & Aarvak 2012⁷), svarthalespove og åkerrikse⁸, men overvåkingen er i liten grad designet for å fange opp effekter av tiltak.

Ferskvannsf fauna

Det foregår overvåking av elvemusling og edelkreps, dels knyttet til tiltak (Johnsen mfl. 2018, Larsen 2017, se også **Vedlegg 4**), samt lokal overvåking av ål⁹.

Overvåking i forbindelse med oppfølging av vannforskriften omfatter bl.a. overvåking for å følge opp effekten av kalking som tiltak mot forsuring, men fanger i liten grad opp truede arter i ferskvann.

Pattedyr

Det pågår allerede omfattende overvåking av flere av de truede rovpattedyrene (Bischof mfl. 2019, Flagstad mfl. 2019, Swenson & Kindberg 2018, Tovmo mfl. 2019, Ulvund mfl. 2019, van Dijk & May 2012), men overvåkingen omfatter i liten grad andre truede pattedyrarter på land. Overvåkingen er i varierende grad designet for å fange opp effekter av tiltak (se f.eks. kap. 6.5 om fjellrev).

4.1.2 Overvåking av naturtyper

Gjennom ANO vil vi få en oversikt over status og trender for forekomst og tilstand av terrestriske naturtyper i Norge, men ANO vil i liten grad fange opp truede naturtyper og er ikke designet for å overvåke effekter av tiltak.

Ferskvann

Det foregår mye overvåking i ferskvann, spesielt knyttet til Vannforskriften¹⁰, men denne overvåkingen er lite relevant for å vurdere effekter av tiltak i truede naturtyper i ferskvann.

Våtmark

Det gjennomføres overvåking av palsmyrer i Norge (se f.eks. Hofgaard & Myklebost 2019), men denne er ikke designet for å fange opp effekter av tiltak.

Miljødirektoratet har utarbeidet en plan for restaurering av våtmark (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016), og effekter av hydrologisk restaurering overvåkes i noen få lokaliteter

⁷ se også: <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/tiltaksovervaking/dverggas/>

⁸ <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/tiltaksovervaking/akerrikse-svarthalespove/>

⁹ <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/tiltaksovervaking/overvaking-ai/>

¹⁰ <https://www.nina.no/Vare-fagomrader/Miljoovervaking-i-vann>, <https://www.vannportalen.no/tema-a-a11/overvaking1/overordnet-om-overvaking-etter-vannforskriften/>

(Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018a). Som del av handlingsplanen for slåttemyr er det foreslått et opplegg for overvåking, men foreløpig er dette begrenset til lokal overvåking av effekter av ulike slåtterejimer på slåttemyr på Sølendet (Røros) og Nordmarka (Rindal og Surnadal) (Øien 2020).

Flomsone

Det verken foregår eller er planlagt noe målrettet overvåking for flomskogsmark eller fosse-eng og fosseberg.

Is, snø, bre

Tilstanden for norske isbreer overvåkes av NVE i form av bl.a. massebalansemålinger på 14 utvalgte breer, målinger av frontposisjoner for 30–40 breer årlig, samt kartlegging av norske breer ved hjelp av satellitt med noen års mellomrom¹¹. I tillegg har de geofaglige miljøene ved bl.a. Universitetet i Bergen langsiktig oppfølging av utvalgte breer. Det er lite aktuelt å sette i verk spesifikke bevaringstiltak for truede breetyper, og eksisterende overvåking har generell karakter.

Berg, ur, grunnlendt mark

Det er foreløpig ikke etablert overvåking av noen av de truede naturtypene under berg, ur, grunnlendt mark. Det er utarbeidet planer for overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (Bakkestuen mfl. 2014), men det er foreløpig uavklart om disse planene vil bli fulgt opp.

Skog

Landsskogstakseringen representerer den mest omfattende skogovervåkingen i Norge. Denne overvåkingen er generell og arealrepresentativ, men den omfatter ikke spesifikt truede naturtyper (noen få forekomster av truede skogtyper kan omfattes av datamaterialet) (Granhus mfl. 2012). ANO representerer også en landsomfattende, arealrepresentativ overvåking inkludert i skog, men dekker heller ikke truede naturtyper (utenom tilfeldige enkeltforekomster) og er ikke knyttet til tiltak (Tingstad mfl. 2019). TOV omfatter overvåking i noen utvalgte skogområder, men dekker ikke truede naturtyper og er ikke knyttet til tiltak (Framstad 2020).

Det gjennomføres overvåking av kalklindeskog (utvalgt naturtype og inngår som del av truet kalkedelløvskog; Brandrud mfl. 2016), men overvåkingen er ikke knyttet til tiltak.

Fjell

Det er foreløpig ingen pågående overvåking rettet spesifikt mot truede naturtyper i fjell, men det arealrepresentative overvåkingsprogrammet ANO vil kunne fange noen få lokaliteter også av slike naturtyper. ANO er imidlertid ikke innrettet for å fange opp effekter av tiltak.

Kulturmark

Det foregår overvåking av hule eiker (Hatlevoll mfl. 2019), men denne er ikke knyttet til tiltak. Det er planlagt overvåking av semi-naturlig eng (ASO; Johansen mfl. 2019), men slik overvåking er foreløpig ikke startet, og det foreslåtte designet er ikke egnet for å fange opp effekt av tiltak. Det samme gjelder den pågående overvåking av tilstanden i jordbrukslandskapet (3Q) som verken er spesielt innrettet mot truede naturtyper eller er designet for å fange opp effekter av tiltak.

I forbindelse med gjennomføring av tiltak i flere ulike semi-naturlige naturtyper (bl.a. slåttemark og kystlynghei) foregår det oppfølging av effektene av tiltakene (jf. kap. 4.2). I de fleste tilfellene er imidlertid denne oppfølgingen lite systematisk og uten en design som er egnet for å trekke generelle slutninger om resultatenes gyldighet. Noen forskningsprosjekter som systematisk har undersøkt effektene av ulike skjøtselsformer, er gjennomført (se f.eks. Velle & Vandvik 2014, Velle mfl. 2014).

¹¹ <https://www.nve.no/hydrologi/bre/bremalinger/?ref=mainmenu>

Andre naturtyper

Det er foreløpig ingen pågående overvåking av naturtypene som inngår her. Miljødirektoratet drifter en database over elvedelta¹², men det er ingen aktiv overvåking knyttet til lokaliteter i denne basen. Det foreligger også planer for overvåking av leirraviner (Stabbetorp unpubl.), men det er uavklart om disse vil bli fulgt opp av miljøforvaltningen.

4.2 Spørreundersøkelse

For å få noe bedre informasjon om eksisterende overvåking av truet natur ble en spørreundersøkelse sendt til et utvalg personer i ulike forskningsinstitusjoner, konsulentfirmaer og ved fylkesmannsembetene (jf. kap. 2.3, se **Vedlegg 3** for spørsmålene). Nedenfor følger en sammenstilling og diskusjon av resultatene fra de 47 innkomne svarene på spørreundersøkelsen.

4.2.1 Overvåking av arter

I spørreundersøkelsen stilte vi spørsmål om hvilken art overvåkingen var rettet mot, samt hvorvidt og hvilke tiltak som ev. ble gjennomført, og om det var tilknyttet noen undersøkelser på effekter av disse tiltakene.

Gjennom spørreundersøkelsen fikk vi inn informasjon om i alt 25 ulike arter der det var igangsatt ett eller flere overvåkingsprosjekter (**Tabell 11**). Det ble rapportert flest prosjekter for karplanter, 15 prosjekter fordelt på 11 arter. Det ble også rapportert flere prosjekter for moser (tre prosjekt/arter) og sommerfugler (tre prosjekt/arter). Artsgruppen fugl er trolig underrepresentert i datasettet; her er det bare rapportert inn prosjekter på to arter.

Fra spørreundersøkelsen ble de ulike prosjektene vurdert ut fra formål, metode for valg av overvåkingslokaliteter og bruk av overvåkingsindikatorer. De aller fleste prosjektene oppgir flere formål med overvåkingen, der det viktigste er å følge populasjonsutviklingen. Dette blir oppgitt i 27 av 31 (87 %) prosjekter som eneste eller ett av flere formål. Effektovervåking av tiltak som formål med overvåkingen er oppgitt i 11 (35 %) prosjekter, hvorav fire (13 %) oppgir dette som eneste formål.

For 19 (61 %) av prosjektene oppgis at alle kjente populasjoner er inkludert i deres prosjektovervåking, mens 11 (35 %) oppgir at det er foretatt et selektivt utvalg. På spørsmål om det er avgrenset et definisjonsområde, svarer 21 (68 %) ja, og i ni prosjekter (29 %) er definisjonsområdet angitt som nasjonalt. Fra svarene fremkommer det at til sammen 407 lokaliteter er under overvåking (**Tabell 11**). Av disse er det hubro og dragehode som har flest lokaliteter, med henholdsvis 130 og 90.

De fleste prosjektene har valgt å knytte overvåkingen til flere ulike overvåkingsindikatorer. Det er bestandsstørrelse som er viktigst, og 24 (77 %) av prosjektene oppgir dette som eneste eller en av flere overvåkingsindikatorer. Andre viktige indikatorer er habitatkvalitet (14), påvirkningsfaktorer (14), tilstede/ikke til stede (13), areal med forekomst (10) og dekningsgrad (9).

Datainnsamling foregår heldekkende i 20 (65 %) av de innkomne prosjektene. I de øvrige foregår innsamlingen på et utvalg innenfor lokaliteten, i stor grad innenfor prøveflater selektivt plassert der arten forekommer. Inventering utføres årlig i 19 av prosjektene, og statistiske analyser er utført i åtte prosjekter.

¹² <http://elvedelta.miljodirektoratet.no/index.htm>

Tabell 11. Truede arter omfattet av overvåking, med antall innkomne prosjekter og antall lokaliteter for hver.

	Antall innkomne overvåkingsprosjekt	Antall lokaliteter som inngår
Biller	1	
Eremitt (<i>Osmoderma eremita</i>)	1	1
Bløtdyr	1	
Elvemusling (<i>Margaritifera margaritifera</i>)	1	40
Edderkopper	1	
Stor elvebreddedderkopp (<i>Arctosa cinerea</i>)	1	1
Fugler	2	
Krykkje (<i>Rissa tridactyla</i>)	1	
Hubro (<i>Bubo bubo</i>)	1	130
Karplanter	15	
Dragehode (<i>Dracocephalum ruyschiana</i>)	2	90
Skredmjelt (<i>Oxytropis campestris scotica</i>)	1	1
Strandtorn (<i>Eryngium maritimum</i>)	1	12
Honningblom (<i>Herminium monorchis</i>)	1	3
Rød skogfrue (<i>Cephalanthera rubra</i>)	1	6
Svartkurle (<i>Nigritella nigra</i>)	3	12
Solblom (<i>Arnica montana</i>)	2	8
Irsk myrklegg (<i>Pedicularis sylvatica hibernica</i>)	1	30
Jærtistel (<i>Serratula tinctoria</i>)	1	6
Hvitmure (<i>Drymocalis rupestris</i>)	1	6
Dvergmarinøkkel (<i>Botrychium simplex</i>)	1	1
Lav	1	
Hjelmragg (<i>Ramalina obtusata</i>)	1	43
Moser	5	
<i>Anastrophyllum joergenseni</i>	2	2
<i>Scapania nimbosa</i>	2	7
<i>Sphagnum troendelagicum</i>	1	1
Pattedyr	1	
Oter (<i>Lutra lutra</i>)	1	
Sommerfugler	3	
Stor bloddråpesvermer (<i>Zygaena lonicerae</i>)	1	
Klippeblåvinge (<i>Scolitantides orion</i>)	1	3
Prikkrutevinge (<i>Melitaea cinxia</i>)	1	1
Vepser	1	
Rødknappsandbie (<i>Andrena hattorfiana</i>)	1	3
Totalt	31	407

For 14 (56 %) av artene var det også iverksatt tiltak for å bevare arten, og for to arter er det rapportert inn to eller flere prosjekter (**Tabell 12**), slik at det totale antallet effektovervåkingsprosjekter var 17. I 11 av prosjektene er effekten av tiltakene vurdert opp mot referanseområder uten tiltak, mens det i seks prosjekter ikke er etablert referanseområder.

De fleste artene som er under effektovervåking, har oppgitt påvirkning på habitat som eneste eller en av flere viktige påvirkningsfaktorer i Norsk rødliste for arter 2015 (**Tabell 12**). Det vanligste tiltaket som en overvåker effektene av, er «skjøtsel, biotopforbedring eller restaurering», altså tiltak for å motvirke negative effekter på habitat. Andre tiltak som undersøkes, er «planlegging av tilpassede driftsformer» (åtte), informasjon (syv) og oppsyn (seks).

Tabell 12. Arter omfattet av effektovervåking, påvirkningsfaktor ved vurdering av rødlistestatus, antall prosjekter under type tiltak og antall prosjekter med overvåking i referanseområder, basert på innkomne svar på spørreundersøkelse.

	Påvirkningsfaktorer*	Type tiltak der effekter overvåkes								
		Skjøtsel, biotopforbedring, restaurering	Oppsyn, sikring, hindre forstyrrelse	Fjerne fremmede arter, predatorer, ville/tamme beitedyr/fisk	Planlegging av tilpassede driftsfor-mer i landbruk eller energisektor	Informasjon, kurs, kompetanseutvikling	Avl, utsetting, nyetablering	Ex situ bevaring	Annet	Referanseområder uten tiltak
Edderkopper										
Stor elvebreddeedderkopp	MF, PåH, FA	1		1						1
Fugler										
Hubro	SA, TM, Hø, Fo	1	1		1					1
Karplanter										
Strandtorn	MF, Fo, PåH	1	1	1		1	1	1	1	1
Dragehode	PåH	1			1					1
Honningblom	PåH	1	1							
Rød skogfrue	Hø, PåH	1	1		1	1				1
Svartkurle	Hø, PåH, Ukj	3	1		2	2				2
Solblom	PåH	2			1	1				1
Irsk myrklegg	PåH	1			1	1				1
Jærtistel	PåH	1	1							
Hvitmure	MF, PåH, FA	1		1				1		
Dvergmarinøkkel	PåH	1								1
Lav										
Hjelmragg	PåH	1	1							
Sommerfugler										
Stor blodråpesvermer	Fo	1			1	1				1
Totalt		17	7	3	8	7	1	2	1	11

*PåH = Påvirkning på habitat, Hø=Høsting, uregulert jakt mm, Fo= Forurensing, SA= Påvirkning fra stedegne arter, MF= Menneskelig forstyrrelse, FA= Fremmede arter, Ukj= Ukjent

4.2.2 Overvåking av naturtyper

Tilsvarende som for artene, stilte vi i spørreundersøkelsen spørsmål om hvilken naturtype overvåkingen var rettet mot, samt hvorvidt og hvilke tiltak som ev. ble gjennomført, og om det var tilknyttet noen undersøkelser på effekter av disse tiltakene (se **Vedlegg 3** for fullstendig oversikt over spørsmål).

Gjennom spørreundersøkelsen kom det inn informasjon om 17 overvåkingsprosjekter for truede naturtyper fordelt på ni naturtyper (**Tabell 13**). For 11 av prosjektene (65 %) oppgis det at overvåkingen er knyttet til tiltak, og i alt seks av de ni naturtypene har effektovervåking (**Tabell 13**).

Tabell 13. Truede naturtyper omfattet av overvåking, antall innkomne prosjekter, antall lokaliteter for hver naturtype og vurdering av andel av kjente populasjoner omfattet av overvåking. Data fra spørreundersøkelse.

Naturtype	Antall prosjekter	Antall lokaliteter	Andel forekomst (%)	Overvåkes effekt av tiltak? (Ant. prosjekter)	Truede arter som inngår i overvåking
Semi-naturlig eng	4	46	<1	Ja (3)	karplanter og beitemarksopp
Slåttemark (inkl. lauveng)	6	21	<1	Ja (4)	karplanter og epifytter (sopp, lav og mose)
Kystlynghei	2	15	<1	Ja (2)	karplanter og fugler
Konsentrisk høymyr	1	1	4	Ja (1)	ingen
Platåhøymyr	1	1	1	Ja (1)	ingen
Palsmyr	1	6	5-10	Nei	ingen
Semi-naturlig myr (slåttemyr)	2	6	<1	Ja (2)	karplanter
Kalklindeskog	1	31	ca. 50	Nei	sopp
Hule eiker	1	500	<1	Nei	ikke per 2019
Sum*	17	ca. 625	-	11	-

* To av prosjektene omfatter to naturtyper, hhv. platåhøymyr og konsentrisk høymyr, og slåttemark og slåttemyr.

Når det gjelder hva som overvåkes, er det få av besvarelsene som er spesielt konkrete. I hovedsak er det indikatorer knyttet til naturtypens tilstand eller artsmangfold som overvåkes, samt areal. I om lag halvparten av prosjektene blir også påvirkningsfaktorer nevnt. Ikke alle besvarelsene oppgir påvirkningsfaktorer, men bruk eller opphør av bruk (gjengroing), gjødsling og annen påvirkning på næringsforholdene, samt fremmede arter, er de som hyppigst blir nevnt. Det er vanskelig å se noen vesentlig forskjell i hva som overvåkes mellom overvåkingsprosjektene som er knyttet til tiltak, og de som ikke er det. Til det er tallmaterialet for spinkelt. Vårt inntrykk er likevel at det i prosjektene som ikke er relatert til tiltak, er vanligere å overvåke populasjons- og vegetasjonsdynamikk, samt fysiske faktorer som jordsmonn og klima.

Åtte av prosjektene rapporterer å ha analysert data statistisk, fire av disse er knyttet til overvåking av tiltak. I de aller fleste prosjektene som knytter overvåking til tiltak, omfatter tiltakene skjøtsel i form av slått, beite eller brenning. Ett unntak er et prosjekt der det er effektene av hydrologisk restaurering av myr som overvåkes. For åtte av prosjektene oppgis derfor «skjøtsel, biotopforbedring, restaurering» som viktigste formål med tiltakene. Dette oppgis også som formål i de tre andre prosjektene, der «oppsyn, sikring, hindre forstyrrelser/slitasje» er viktigst. Ellers oppgis «informasjon, kurs, kompetanseutvikling» som formål i fire prosjekter, «fjerne fremmede arter, predatorer, ville/tamme beitedyr/fisk» i to prosjekter og «planlegging av tilpassede driftsformer i skog-/jordbruk eller energisektor» i ett prosjekt.

4.3 Intervjuer om overvåking av noen utvalgte artsgrupper

For å supplere prosjektgruppens egen oversikt, intervjuet vi noen få fagpersoner med kompetanse på overvåking av noen utvalgte artsgrupper: ferskvannsfauna, insekter og fugler. De aktuelle personene har erfaring med overvåking av enkeltarter eller artsgrupper innen disse brede artsgruppene, men ikke nødvendigvis med effektovervåking knyttet til tiltak for truede arter. Intervjuene ble gjennomført i februar–mars 2020. Oppsummeringer fra intervjuene er gjengitt i **Vedlegg 4**.

Ferskvannsauna

Truede arter av invertebrater i ferskvann omfatter hele 62 insekter, tre bløtdyr og tre krepsdyr. Intervjuene dekket henholdsvis bløtdyr (elvemusling) og småkreps. Midler til tiltak har gått til to arter, elvemusling og edelkreps.

Norge har ca. 25 % av den europeiske bestanden av elvemusling. Tilstanden for arten er vurdert som vesentlig bedre i Norge enn i de fleste andre europeiske landene. Likevel er det anslått at ca. 25 % av de opprinnelig ca. 600 bestandene i Norge er utdødd, mens opp mot halvparten av de gjenværende bestandene har dårlig tilstand med mangelfull rekruttering. Det er særlig dårlig vannkvalitet i form av næringsanriking og tilslamming eller forsuring som er negative påvirkningsfaktorer i nyere tid. Aktuelle tiltak er dermed habitatforbedring, flytting fra livskraftige bestander til egnet habitat der arten ikke finnes i dag, samt utsetting av juvenile muslinger fra det pågående kultiveringsprogrammet. Aktuelle indikatorer ved overvåking av elvemusling er bestandsstørrelse, rekruttering og måling av habitatkvalitet i form av vannkjemi eller avgrenset til redoksmålinger. Tetthet av ungfisk av vertsortene laks og ørret gir også en indikasjon på habitatkvalitet. Det er ikke knyttet noe systematisk effektovervåking til gjennomføringen av tiltak, selv om bestandene i noen grad følges opp ved gjentatt kartlegging. Det er foreslått et nasjonalt overvåkingsprogram for elvemusling, og det er utarbeidet et forslag til effektovervåking av kalking. Mangel på en overordnet strategi for tiltak og overvåking for elvemusling, samt noe uforutsigbare årlige bevilgninger gjør det vanskelig med systematisk overvåking og oppfølging.

Det er kun to truede arter av småkreps i ferskvann. Begge har begrenset utbredelse, og ingen av dem er gjenstand for tiltak eller målrettet overvåking. Eksisterende overvåking av ferskvannsauna generelt og småkreps spesielt er i all hovedsak knyttet til overvåking av økologisk tilstand i større ferskvannsforkomster som ledd i oppfølgingen av vannforskriften. Den er dermed ikke innrettet for å fange opp truede ferskvannsorter eller spesielt artsrike eller truede naturtyper i ferskvann. Det innebærer f.eks. at små dammer i kulturlandskapet, som ofte har et svært rikt og spesielt tilknyttet artsmangfold og samtidig undergår raske endringer, knapt overvåkes. Et potensielt overvåkingsprogram kan omfatte ekstensiv overvåking i mange lokaliteter basert på måling av vannkjemisk tilstand, supplert med mer detaljert oppfølging av ferskvannsauna og -flora i et mer begrenset tilfeldig eller systematisk utvalg av dammer.

Insekter

Insekter utgjør en svært artsrik gruppe med arter i både terrestriske og limniske miljøer, og omfatter arter med svært stor variasjon i utbredelse, populasjonsøkologi og habitattilknytning. De utgjør halvparten av alle truede arter (jf. **Tabell 4**). Påvirkning på habitat er den klart viktigste årsaken til at insekter er truet, etterfulgt av forurensning for arter med deler av livssyklus i vann. De fleste truede insektartene er sjeldne spesialister med helt spesifikke økologiske krav. Flere har også relativt dårlig spredningsevne. Samtidig har mange arter svært variabel bestandsstørrelse gjennom sesongen eller mellom år og lokaliteter. Ulike livsstadier kan også ha helt ulike økologiske krav. Alt dette medfører klare utfordringer både for iverksetting av effektive tiltak og for overvåking. Tiltakene må tilpasses artenes spesifikke økologiske krav og ta hensyn til den store variasjonen i bestandsstørrelse og mellom livsstadier. Både tiltak og overvåking må iverksettes der artene forekommer, foruten i egnet habitat i nærheten av forekomstene. Generell overvåking og bruk av lite spesifikke indirekte indikatorer vil ikke fange opp utviklingen for bestandene av de truede insektartene eller de helt spesifikke habitatkvalitetene de ulike artene er avhengige av. Den planlagte insektovervåkingen vil i liten grad fange opp utviklingen for truede insekter.

Fugler

Det er totalt 46 truede fuglearter i henhold til Norsk rødliste for arter 2015. Ni av disse har marine hovedhabitater og faller dermed utenfor rammen for denne rapporten. Av de øvrige er flest arter knyttet til ferskvann, våtmark og kyst. Mange av artene tilbringer store deler av sin livssyklus utenfor Norge, og påvirkning utenfor Norge er angitt som viktig påvirkning for 18 av de truede artene. Ellers er påvirkning på habitatet, særlig knyttet til jordbruk, viktig for seks arter. De truede fugleartene varierer mye i sine økologiske krav, og en del er svært fåtallige. Dette medfører at overvåking ofte må innrettes mot hver enkelt art siden generell fugleovervåking ikke vil fange

opp tilstrekkelig mange observasjoner av fåtallige arter. Mange ender, gjess og vadefugler har imidlertid perioder i livssyklus der mange individer samles under trekk eller fjærfelling. For slike arter kan overvåking innrettes mot slike ofte godt kjente lokaliteter. Andre arter kan ha andre typer veldefinerte økologiske funksjonsområder som egner seg for målrettet overvåking. Tiltak for truede fuglearter er gjerne knyttet til å redusere dødelighet eller forbedre hekkemuligheter ved habitatforbedring eller beskyttelse mot forstyrrelse eller ødeleggelse av reir. Indikatorer for overvåking, spesielt knyttet til effekter av tiltak, omfatter oftest bestandsstørrelse, ev. også ulike mål på hekkesuksess eller produksjon av unger. Indirekte indikatorer, f.eks. knyttet til habitatkvalitet, kan gi informasjon om hvordan tiltaket virker, men vil ikke gi like direkte mål på effekten for arten som bestandsstørrelse eller ungeproduksjon. Pågående fugleovervåking omfatter de arealrepresentative overvåkingsprogrammene TOV-E og 3Q, men disse fanger ikke opp truede arter i tilstrekkelig grad.

Generelle inntrykk fra intervjuene

Intervjuene med de utvalgte fagpersonene reiste noen problemstillinger som kan være relevante også mer generelt:

- Artsspesifikk kunnskap er viktig ved design av all overvåking rettet mot enkeltarter eller artsgrupper, spesielt de som har små bestander. Det gjelder kunnskap om artenes utbredelse, populasjonsøkologi og habitatkrav, så vel som hvilke påvirkninger som er viktige for artenes langsiktige overlevelse, og hva som er mekanismene for påvirkningenes effekter på artene. For ferskvannsorganismer bør også mulig påvirkning høyere oppe i vassdraget og i nedbørfeltet vurderes. Oftest er kunnskapsgrunnlaget mangelfullt, slik at kartlegging og ulike økologiske studier er nødvendige før en effektiv overvåking kan settes i verk.
- For mange arter av invertebrater varierer populasjonene svært mye i tid og rom. Artene kan også ha ulike livsstadier med svært forskjellig fenologi og habitatkrav. Det gir spesielle utfordringer ved design av overvåking, bl.a. knyttet til å finne riktig tid og sted for optimal overvåking og nødvendigheten av å overvåke over lang tid for å oppdage trender. For arter med metapopulasjonsdynamikk må man overvåke både lokaliteter med eksisterende populasjoner og egnet habitat uten nåværende populasjoner for å kunne fange opp trenden for arten innen en gitt region.
- For vidt utbredte arter med varierte habitatkrav, som for flere fuglearter, bør tiltak og overvåking av effekter innrettes mot artenes økologiske funksjonsområder. Disse kan være veldefinerte og geografisk avgrenset, samtidig som artenes bruk av områdene kan være konsentrert til visse perioder av året.
- Det kan være behov for å se effektovervåking av konkrete tiltak i sammenheng med en bredere basisovervåking. Mye eksisterende overvåking har karakter av basisovervåking for å få en mer generell oversikt over utviklingen i utbredelse og/eller populasjonsstørrelse. Slik basisovervåking kan være viktig for å innrette tiltak og for å designe hensiktsmessig overvåking av effekter av tiltak.
- Betydelige utfordringer er knyttet til manglende overordnet strategi og lite forutsigbar årlig finansiering. Dette gir mangel på kontinuitet. Vedlikehold av overvåkingen med tilstrekkelig varighet vil da ofte være avhengig av enkeltpersoners engasjement.
- Det kan være gode grunner til at visse arter prioriteres for tiltak og overvåking framfor andre arter, f.eks. knyttet til artenes økologiske betydning eller verdi for visse økosystemtjenester. Imidlertid kan det i noen tilfeller virke som enkelte arter får en særlig oppmerksomhet mest ut fra enkeltpersoner interesse og engasjement. En mer helhetlig strategisk tilnærming til iverksetting av tiltak for truede arter, med tilknyttet overvåking, kan gi en mer rasjonell ressursbruk.

4.4 Diskusjon og oppsummering

Spørreundersøkelsen ga forholdsvis få svar både for arter og naturtyper. For arter gjelder dette spesielt fugl, der det pågår en god del overvåking, også knyttet til tiltak, som ikke ble rapportert

inn. I tillegg pågår det langsiktige overvåkingsprosjekter på fjellrev, flere av de store rovdirene og rovfugl.

Vårt inntrykk er at det meste av overvåkingen av effekter av tiltak for arter og naturtyper gjennomføres i små og lokale prosjekter. Det er viktige erfaringer å hente fra en del av prosjektene, men prosjektporteføljen som sådan kan ikke legges til grunn for å utvikle et samlet opplegg for effektovervåking for truet norsk natur.

Overvåking av arter

Av de 2403 truede artene ble det rapportert inn overvåking av 25 arter. Vi kan med andre ord fastslå at minimum 1 % av de truede artene er omfattet av en eller annen form for overvåking.

Av de innrapporterte prosjektene som undersøker effekter av tiltak for arter, er det først og fremst karplanter som omfattes av langsiktige prosjekter. Dette gjelder spesielt overvåking av svartkurler, som på Sølendet i Røros har pågått siden 1979, og overvåking av strandtorn på Lista (Agder), som tok til i 1988. Begge disse prosjektene ble startet på eget initiativ, og de gjennomføres uten å være fullfinansiert av miljømyndighetene.

Av de totalt 31 prosjektene som ble innrapportert (uavhengig av tiltak), ble det oppgitt at det var gjennomført statistiske analyser i åtte prosjekter. Fem av disse prosjektene undersøkte effekter av tiltak. Respondentene ble også spurt om de oppfattet at overvåkingen fanger opp effekten av tiltaket. Syv oppgir at overvåkingen i stor grad fanger opp effektene, fire i noen grad, en i liten grad og en svarte «vet ikke». Det er med andre ord et stort potensial for utvikling av de pågående prosjektene i en slik retning at de i større grad kan evalueres med tanke på tiltakenes effekt.

Mange av prosjektene finansieres gjennom årlige tilskudd. Dette gjør langsiktig planlegging av tiltak og overvåking av effekter svært utfordrende, noe som igjen kan ha betydning for kvaliteten på den pågående overvåkingen. Videre er mange av prosjektene initiert av enkeltpersoner/institusjoner, og det inngår ofte en betydelig egeninnsats. Dette kan gjøre prosjektene avhengige av enkeltpersoners kompetanse og kapasitet, noe som kan være en utfordring for langsiktigheten i prosjektene. I tillegg gir resultatene fra spørreundersøkelsen inntrykk av at *hvilke arter* som overvåkes, er noe tilfeldig, avhengig av enkeltpersoners initiativ og interesse, og ikke forankret i en prioritert liste og finansieringsplan hos miljømyndighetene.

Overvåking av naturtyper

Det ble rapportert om overvåking av ni naturtyper, hvorav noen ikke er rødlistevurdert (eks. UN hule eiker, kalklindeskog) i Norsk rødliste for naturtyper 2018. Bare anslagsvis 10 % av de truede naturtypene omfattes med andre ord av en form for overvåking, bedømt ut fra svarene i spørreundersøkelsen.

Et fellestrekk ved prosjektene på naturtyper som omfatter effektovervåking, er at overvåkingen skjer i et utvalg faste prøveflater eller i transekter. Hvordan utvelgelsen av disse flatene eller transektene er gjort, går ikke alltid klart fram, men i flere av prosjektene er flatene lagt slik at de skal fange opp bestemte gradienter. I kun to av prosjektene sies det at flatene er lagt ut tilfeldig. Størrelsen på utvalg og antall gjentak varierer, men vanligvis er det flere enn fem per behandling. Dette er en fordel hvis resultatene skal brukes til å generalisere effekten av bestemte tiltak over et større område, men i de fleste prosjektene er det ikke gjennomført statistisk analyse på det innsamlet materiale. Av 17 overvåkingsprosjekter var det gjennomført statistiske analyser i åtte, hvorav fire i prosjekter knyttet til tiltak. De fleste respondentene oppgir likevel at overvåkingen «i stor grad» fanger opp effekten av tiltakene (7 prosjekter). For tre prosjekter oppgis at effekter fanges opp «i noen grad», mens det for ett prosjekt oppgis at effekter fanges opp «i liten grad». Som for arter er det med andre ord et stort potensial for utvikling av de pågående prosjektene i en slik retning at de i større grad kan evalueres med tanke på tiltakenes effekt.

Oppsummering

- De store overvåkingsprogrammene for norsk natur fanger i liten grad opp status og endringer i truet natur. Unntaket er overvåkingsprogrammer for rovdyr.
- Få arter og naturtyper omfattes av overvåking knyttet til effekter av tiltak.
- Den effektovervåkingen som foregår, er knyttet til noen få arter/naturtyper, noen få forekomster av disse, og de er i liten grad designet for å evaluere tiltakenes effekt.
- Det er potensial for utvikling av pågående effektovervåking slik at man i større grad kan evaluere tiltakenes effekt.
- Fra intervjuer kunne vi trekke blant annet følgende konklusjoner:
 - Artsspesifikk kunnskap er viktig ved design av overvåkingsopplegg.
 - Det er spesielle utfordringer knyttet til artsgrupper med store populasjonsendringer i tid og rom (eks. invertebrater).
 - For arter med varierte habitatkrav bør overvåking rettes mot artenes økologiske funksjonsområder.
 - Effektovervåking bør ses i sammenheng med basisovervåking.
- Dagens effektovervåking kan ikke ligge til grunn for en samlet plan for overvåking av effekter av tiltak for truet natur i Norge.
- Det er behov for en overordnet plan med prioriteringer for overvåking, og det er behov for langsiktig og forutsigbar finansiering.

5 Utforming av effektovervåking for truet natur

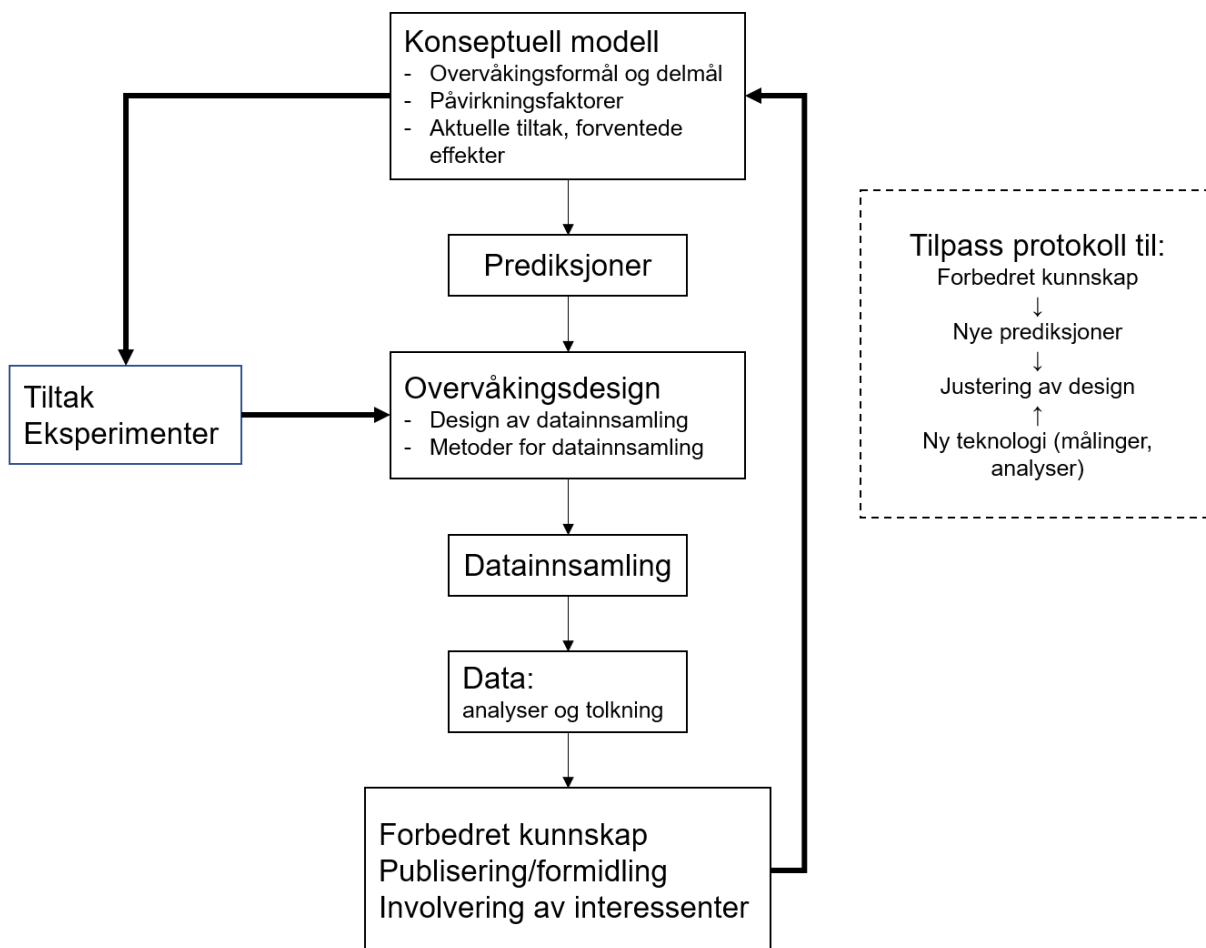
Konseptet om adaptiv overvåking (Lindenmayer & Likens 2009, 2010a, b) legges til grunn for utformingen av et samlet metodisk rammeverk for effektovervåking.

For all effektovervåking bør det utarbeides en arbeidsflyt, tilsvarende den som er vist i **Figur 6**.

Først må det defineres en målsetning for tiltaket og overvåkingen av effektene av tiltaket: hva skal gjennomføres, hvilke effekter forventes av tiltaket og på hvilken romlig og tidsmessig skala skal slike effekter undersøkes?

Deretter bør det formuleres prediksjoner som kan testes, og det må legges opp et design for overvåkingen som kan vise om prediksjonene blir oppfylt. Dette innebærer å:

- avgrense definisjonsområdet og overvåkingslokalitetene,
- spesifisere hvordan overvåkingslokalitetene skal velges,
- velge overvåkingsindikatorer for å måle de forventede effektene,
- bestemme utvalg av lokaliteter etter valgt metodikk, inkludert tiltaks- og kontrollområder,
- definere metodikk for datainnsamling, inkludert observasjonsperiode, antall gjentak og metodikk for registrering av valgte indikatorer.



Figur 6. Rammeverk for adaptiv overvåking. Tilpasset fra Lindenmayer & Likens (2010b) og Ims mfl. (2013).

Deretter gjennomføres datainnsamlingen, fortrinnsvis i to trinn, før og etter gjennomføring av tiltak, og i både tiltaks- og kontrollområdet. Data analyseres og tolkes, og resultater formidles på en slik måte at erfaringer fra overvåkingen kan brukes til å forbedre tiltak, planlegge og gjennomføre tiltak på andre lokaliteter, engasjere grunneiere, frivillige organisasjoner osv. Erfaringene brukes til å forbedre protokoll for videre overvåking.

Videre i dette kapitlet utdyper vi de enkelte elementene som må avklares for et opplegg for overvåking av truede arter og naturtyper. I kap. 6 eksemplifiserer vi dette for noen arter og naturtyper med ulike egenskaper.

5.1 Overvåkingsformål

Ved utviklingen av en metodikk for overvåking er det sentralt å avklare formålet med overvåkingen, da ulike overvåkingsformål vil kreve ulike strategier for datainnsamling (Halvorsen 2011). Formålet med overvåkingsopplegget som presenteres her, er å kunne identifisere effekter av (miljøforvaltningens) tiltak for truede arter og naturtyper, dvs. i hovedsak direkte og indirekte effekter som har betydning for bevaringstilstanden for truede arter og naturtyper. Videre skal overvåkingen så langt som mulig fange opp regionale variasjoner i effekten av tiltak, og bidra med kunnskap om hvorvidt forvaltningsmålene for arter og naturtyper kan nås. Dette er en generell og overordnet målsetning, i tråd med forvaltningsmålene for arter og naturtyper (nml § 4 og 5; se **Tekstboks 1** i kap. 1) og Norges nasjonale mål for naturmangfold (Meld. St. 14 (2015-2016)).

Effektovervåking skiller seg fra basisovervåking ved at overvåkingen fokuserer på effekten av tiltak utført på gitte lokaliteter der en art/naturtype forekommer. Effektovervåking som sådan er sjelden egnet til å si noe om endring i artens/naturtypens utbredelse eller antall forekomster over tid. For å skaffe til veie slike data må en supplere med basisovervåking, som kan innrettes for å fange opp generelle trender i en arts/naturtypes mengde, tilstand, utbredelse osv. Å foreslå opplegg for basisovervåking av truet natur inngår ikke i dette prosjektet.

Overvåkingsstrategien – det samlede opplegget for overvåking – må innrettes for å kunne svare på effekter av tiltak og innebærer følgende:

- overvåkingen må knyttes til aktuelle tiltak,
- tiltakenes formål må spesifiseres (hva skal oppnås?), så vel som hvilke effekter som kan forventes av tiltakene,
- overvåkingen må designes på en slik måte at man kan vurdere effektene av tiltak på en statistisk holdbar måte, gjennom referanseområder uten tiltak (kontroll) og/eller før/etter iverksatte tiltak, og ved et tilstrekkelig antall gjentak av overvåkingslokaliteter,
- tiltakene må gjennomføres (og effektene overvåkes) på flere lokaliteter som dekker eventuell regional variasjon,
- det må benyttes indikatorer som sier noe om direkte eller indirekte effekter på naturmangfoldet (arter, naturtyper).

Den overordnede målsetningen med effektovervåkingen kan knyttes til forvaltningsmålene for arter og naturtyper, og den generelle strategien samsvarer med denne målsetningen. Prinsipielt vil hvert enkelt overvåkingsobjekt (en truet art eller en truet naturtype) ha spesifikke egenskaper som gjør at strategien for overvåking må tilpasses disse egenskapene. Dette drøftes i de ulike delkapitlene i kap. 5.

I utgangspunktet er det ønskelig å kunne trekke generell lærdom av gjennomført effektovervåking ved å lage et overvåkingsopplegg som gjør det mulig trekke holdbare konklusjoner for alle forekomster innen en gitt region eller hele landet. Imidlertid finnes en del truede arter og natur-

typer bare på et fåtall lokaliteter, slik at det ikke er mulig å lage et statistisk holdbart overvåkingsopplegg som kan gi konklusjoner for alle lokaliteter samlet. I slike tilfeller bør målsetningen være å få sikre konklusjoner om effektene av tiltaket for hver enkelt lokalitet der tiltaket settes i verk.

For effektovervåkingsopplegget som presenteres her, er målsetningen derfor todelt:

- For alle truede arter og naturtyper bør det være mulig å identifisere effektene av ulike tiltak på lokal skala (naturtypeforekomst, populasjon).
- For de artene og naturtypene der antallet forekomster er tilstrekkelig, bør det også være mulig å identifisere effektene av samlede tiltak på landsbasis eller regionalt (jf. forvaltningsmålene for arter og naturtyper).

Strategien for effektovervåkingen bør i utgangspunktet være å dekke begge disse målsetningene, men det ligger en del begrensninger i antallet forekomster og utbredelsen av mange truede arter og naturtyper. Dette vil utdypes i de neste kapitlene.

5.2 Avgrensning av definisjonsområde

Avgrensningen av definisjonsområdet, det geografiske området som resultatene fra overvåkingen skal gjelde for, vil være avhengig av hvilken art eller naturtype som overvåkes og hvor det anses som hensiktsmessig å iverksette tiltak. En kan tenke seg å avgrense Norge som definisjonsområde for all effektovervåking av truede arter og naturtyper. Det vil imidlertid sjelden være hensiktsmessig med hensyn til innretning og kostnader. Avgrensning av definisjonsområdet er viktig, fordi det legger føringer for hvilke lokaliteter som inngår i overvåkingen (mer om dette og hvordan de bør velges i kap. 5.5.1).

Selv om overvåkingen er knyttet til gjennomføring av tiltak på enkeltlokaliteter, bør slutningene vi trekker optimalt sett være gyldige utenfor den enkelte lokalitet, dvs. de bør være generaliserbare (jf. formålet med overvåkingen). For eksempel kan vi ønske å vite noe om den generelle effekten av fjerning av fremmede arter på åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone. Da vil boreonemoral sone, eventuelt områder på kalkrik berggrunn innenfor boreonemoral sone, være definisjonsområdet. Både iverksetting av tiltak og tilknyttet overvåking må dermed gjennomføres på en slik måte at resultatene fra overvåkingen er gyldige for hele definisjonsområdet. Neste skritt vil da være å velge overvåkingslokaliteter fra boreonemoral sone på en måte som gir grunnlag for å generalisere om effektene av fjerning av fremmede arter. Dette omtales i kap. 5.5.1.

For arter eller naturtyper som forekommer spredt, eller for arter som forekommer i ulike naturtyper/økosystemer, kan det være aktuelt å begrense tiltakene og overvåkingen til deler av det naturlige utbredelsesområdet. F.eks. kan en være interessert i effekten av tiltak på en gitt art bare i semi-naturlig mark, og ikke i artens forekomster i skog. Slåttemark og naturbeitemark finnes i hele landet; i alle bioklimatiske soner fra boreonemoral (BN) til lavalpin sone (LA), og i alle seksjoner fra sterkt oseanisk seksjon (O3) til svakt kontinental seksjon (C1). Norge er dermed det naturlige definisjonsområdet til disse naturtypene, men definisjonsområdet kan også avgrenses f.eks. etter ulike vegetasjonsgeografiske kriterier, for eksempel ved å undersøke effekten av tiltak i slåttemark bare i boreonemoral sone.

Et eksempel på hvordan økologi og eksisterende kunnskap er brukt for avgrensning av definisjonsområde, kommer fra overvåking av hule eiker: Definisjonsområdet er definert som «areal under 400 moh. i kommuner med minst to funn av eik i Artskart, eller forekomst av utvalgt naturtype hul eik, eller naturtyperlokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik, utfra det datasettet som var tilgjengelig i 2013» (Sverdrup-Thygeson mfl. 2018). Totalt utgjør dette ca. 41 000 km², som er angitt på kart, og som brukes som grunnlag for utvalg av overvåkingslokaliteter.

Definisjonsområdet for effektovervåkingen kan altså avgrenses på to romlige skalaer:

- Den enkelte overvåkingslokaliteten, dersom formålet med effektovervåkingen kun er å undersøke effekter av tiltak på akkurat *denne* lokaliteten.
- Overvåkingsobjektets naturlige utbredelsesområde, eller avgrensede deler av dette, dersom formålet med effektovervåkingen er å undersøke effekter av tiltak for hele eller deler av utbredelsesområdet for arten/naturtypen.

Tilnærminger for å avgrense en gitt overvåkingslokalitet omtales i kap. 5.3.

Overvåkingsobjektets naturlige utbredelsesområde varierer for ulike truede arter og naturtyper, og det ligger utenfor dette prosjektets rammer å avgrense definisjonsområdet for hvert enkelt overvåkingsobjekt. Vi foreslår imidlertid en veiledning for avgrensning av definisjonsområdet for en gitt art/naturtype (**Tabell 14**).

Tabell 14. Veiledning for avgrensning av definisjonsområdet for overvåking, gitt ulike egenskaper ved og kunnskap om den truede arten/naturtypen.

Utbredelse og kunnskapsstatus	Definisjonsområde	Eksempler
Kjent, spredt utbredelse	Hele landet	
Kjent, spredt utbredelse knyttet til spesielle naturtyper/miljøforhold	Hele landet, eller avgrensning gitt ved naturtypen/miljøforholdene i hele landet	<ul style="list-style-type: none"> • Semi-naturlig eng • Kalkrike områder • Områder over skoggrensen
Regionalt begrenset utbredelse	Geografisk eller bioklimatisk region	<ul style="list-style-type: none"> • Østlandet under 400 moh. • Sterkt oseanisk seksjon
Regionalt begrenset utbredelse, men knyttet til spesielle naturtyper/ miljøforhold	Naturtypen/miljøforholdene i regionen	<ul style="list-style-type: none"> • Kalkrik mark i boreonemoral sone • Slåttemyr i boreonemoral og sørboreal sone
Mangelfull kunnskap om utbredelse og habitattilknytning	Hele landet eller «ukjent»	
Svært få kjente lokaliteter	De enkelte kjente lokalitetene	<ul style="list-style-type: none"> • Trønderlavs kjente forekomster

5.3 Avgrensning av overvåkingslokalitet

En overvåkingslokalitet er det lokale området der overvåkingen foregår og datainnsamlingen skjer. For effektovervåking vil dette enten være en lokalitet der tiltak skal gjennomføres eller alt er gjennomført, eller en kontroll-lokalitet uten tiltak. Ved utarbeidelse av et overvåkingsopplegg er det sentralt både å definere avgrensning av en overvåkingslokalitet og metoder for utvalg av overvåkingslokaliteter. Metoder for utvalg av overvåkingslokaliteter omhandles i kap. 5.5.1.

Det kan være en utfordring å identifisere og avgrense en overvåkingslokalitet, og i større grad for arter enn naturtyper. Særlig kan det være vanskelig å identifisere og avgrense en lokalitet for bevegelige arter. Under drøfter vi ulike tilnærminger for avgrensning for naturtyper og arter hver for seg.

5.3.1 Overvåkingslokaliteter for naturtyper

Det er utarbeidet basisovervåkingsopplegg for flere truede naturtyper i Norge, men slik basisovervåking er, så vidt vi vet, bare satt i gang for et fåtall naturtyper. Felles for de fleste overvåkingsoppleggene foreslått med utgangspunkt i ARKO-prosjektet, er avgrensning av en overvåkingslokalitet som et forhåndsdefinert areal (en rute på 500 × 500 m e.l.), uavhengig av naturtypens faktiske grenser (Bakkestuen mfl. 2014, Blom mfl. 2015, Bratli mfl. 2014, 2015, Evju mfl. 2015a, Sverdrup-Thygeson mfl. 2013). Ved en slik metodikk må vi vurdere *prevalens*, *oppdagbarhet* og *arbeidsinnsats*, og den optimale størrelsen på en overvåkingslokalitet er en avveining

mellom disse forholdene (jf. Framstad 2013). Jo større lokaliteten er, desto større er sannsynligheten for at naturtypen forekommer (prevalens), men samtidig blir det mer krevende å oppdage naturtypen (oppdagbarhet) innen et større område, samtidig som arbeidsinnsatsen øker. Den pågående overvåkingen av hule eiker bruker ruter på 500 × 500 m, tilfeldig trukket fra SSBs rutenett over Norge, som overvåkingslokalitet (Sverdrup-Thygeson mfl. 2013, Hatlevoll mfl. 2019). Det samme gjør arealrepresentativ naturovervåking (Tingstad mfl. 2019). En slik tilnærming kan være aktuell dersom effektovervåking knyttes til eksisterende basisovervåking.

I overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper er overvåkingslokaliteten en forekomst av kalklindeskog, slik den er avgrenset i Naturbase (Brandrud mfl. 2016).

Naturtypene slåttemark og kystlynghei mottar en stor andel av tilskuddsmidlene til truede naturtyper. Tilskudd til skjøtsel gis ofte med utgangspunkt i skjøtelsesplaner som utarbeides for lokaliteter i Naturbase. Lokalitetsavgrensinger i Naturbase kan ta utgangspunkt i eiendomsforhold, og kvaliteten på avgrensning av lokaliteter kan variere betydelig. Ved revisjon av skjøtelsesplaner skal avgrensningen av lokalitetene vurderes og eventuelt endres, f.eks. for å gjenspeile ny kartleggingsmetodikk eller rette opp unøyaktigheter. Gjennom slike revisjoner kan det derfor bli lagt til eller fjernet arealer fra lokaliteter som en konsekvens av endret metodikk, og uten at det skyldes en reell endring i forekomst av naturtypen.

Vi foreslår å avgrense overvåkingslokaliteter for naturtyper til selve forekomsten av naturtypen, da det er denne forekomsten som «utsettes for» tiltak (selv om eiendomsgrenser også vil påvirke hvor det settes inn tiltak). Det vil imidlertid være problematisk å definere overvåkingslokaliteter på bakgrunn av naturtypeforekomsters avgrensning i Naturbase. Vi anbefaler at det gjennomføres en kartlegging og avgrensning i henhold til Miljødirektoratets instruks for kartlegging (Miljødirektoratet 2019a) før en overvåkingslokalitet avgrenses. Det er viktig å definere avgrensningen av lokaliteten på en slik måte at *eventuelle endringer i areal med god tilstand* av hver forekomst (f.eks. ved restaurering eller skjøtsel) fanges opp i overvåkingen.

Veiledningen for avgrensning av overvåkingslokaliteter for naturtyper er derfor enkel:

- Er forekomsten av naturtypen avgrenset i Naturbase?
 - JA: avgrensning og typifisering verifiseres i felt ved hjelp av Miljødirektoratets instruks for kartlegging
 - NEI: avgrensning og typifisering utføres i felt ved hjelp av Miljødirektoratets instruks for kartlegging

5.3.2 Overvåkingslokaliteter for arter

Identifikasjon og avgrensning av overvåkingslokaliteter for arter er mer utfordrende enn for naturtyper. Særlig gjelder dette for bevegelige organismer, men også for fastsittende organismer med spredt forekomst over større områder, og for arter med metapopulasjonsdynamikk (Hanski 1999). Vi kan illustrere hvordan metapopulasjonsdynamikk hos mobile arter kan gi en utfordring i forbindelse med effektovervåking: Tiltaket som gjennomføres, kan lokalt gi gode vilkår for arten, og dermed føre til at noen lokale populasjoner øker og har mindre sannsynlighet for lokal utdøing. Samtidig kan en ellers negativ utvikling for lokaliteter uten tiltak medføre at hele metapopulasjonen reduseres i størrelse og i antall koloniserte lokaliteter. Dermed øker også sannsynligheten for at hele populasjonen kan forsvinne, på tross av tiltakene lokalt. Overvåking i området med tiltak kan derfor vise økning i tetthet av individer som ikke reflekterer en større, mer robust populasjon. For å avdekke dette kreves overvåking i flere lokaliteter, ikke bare den eller de der tiltak settes inn. Andre utfordringer når overvåkingslokalitet skal avgrenses, kan være dårlig definerte arter, morfologisk like arter, arter med skjult levevis i store deler av livssyklus, eller små arter som er vanskelige å oppdage.

Avgrensning av overvåkingslokaliteter må baseres på god kunnskap om artenes levevis og tilpasses de periodene i artenes livssyklus som gir best mulighet for relevante observasjoner. Lokalisering og avgrensning kan være særlig utfordrende for arter med spredt forekomst over større områder. For bevegelige organismer må en lokalitet knyttes til en gitt økologisk aktivitet, f.eks. reproduksjon eller næringssøk, for eksempel ved å knytte overvåking til hekkeplasser for fugl (Framstad 2013).

Områder der artene har spesielle aktiviteter som er viktige for deres langsiktige overlevelse, kalles økologiske funksjonsområder. Framstad mfl. (2018) har drøftet hvordan slike økologiske funksjonsområder kan identifiseres og avgrenses som grunnlag for kartlegging. De har bl.a. gruppert arter ut fra deres egenskaper knyttet til vid eller snever utbredelse, hvor habitatspesifikke de er, og om de har lokale populasjoner med mange eller få individer (Framstad mfl. 2018, figur 5.3). De konkluderte med at arter som er lokalt fåtallige og/eller knyttet til få naturtyper, vil ha noenlunde veldefinerte og avgrensede økologiske funksjonsområder. For vidt utbredte, lokalt vanlig forekommende arter som bruker en rekke ulike naturtyper, vil det derimot være vanskelig å definere avgrensede økologiske funksjonsområder (men slike arter er sjelden truede arter). Veldefinerte økologiske funksjonsområder, dvs. avgrensede områder med en viktig økologisk funksjon, kan også være utgangspunkt for avgrensning av overvåkingsområder for truede arter.

Basert bl.a. på gjennomgangen i Framstad mfl. (2018) kan vi oppsummere noen generelle vurderinger om økologiske funksjonsområder som kan avgrenses som overvåkingslokaliteter for ulike organismegrupper (se Framstad mfl. 2018 for en mer detaljert vurdering):

- **Karplanter, moser, sopp og lav:** Fastsittende organismer der artenes leveområder er aktuelle som overvåkingslokaliteter. Det er enklest å avgrense overvåkingslokaliteter for arter med spesifikke habitatkrav, som har forekomstene begrenset til områder med spesifikke miljøforhold.
- **Insekter og edderkoppdyr:** Små arter med små leveområder, der de ulike økologiske funksjonene gjennom artenes livssyklus gjerne foregår innen et avgrenset område. Flere arter har imidlertid en livssyklus der ulike stadier har svært ulik økologi og ulike habitatkrav. Det er enklest å avgrense overvåkingslokaliteter for arter med helt spesifikke habitatkrav eller avgrenset utbredelse. Spesialisering er ofte knyttet til habitat eller næring (hver for seg, eller i kombinasjon). For arter med høy spesialisering på næring kan økologisk funksjonsområde (her: overvåkingslokalitet) knyttes til næringskildens økologiske funksjonsområde (f.eks. leveområdet til en gitt karplante, som rødknapp for rødknapp-sandbie). For arter med høy spesialisering på habitat (f.eks. åpne sandområder for strandmaurløve) kan overvåkingslokaliteten avgrenses til habitatet/naturtypen. Det er også mulig å kartlegge potensielt habitat (f.eks. et visst areal rundt punktforekomster av arten) som grunnlag for areal for tiltak. Spesialiserte insekter er gode til å finne fram til de beste leveområdene, og for å få et godt bilde av utvikling hos en (meta-)populasjon vil det være nødvendig også å overvåke lokaliteter uten tiltak.
- **Amfibier:** Yngleområder knyttet til bestemte vannforekomster, overvintring i nærliggende omgivelser, der kjente yngledammer eller overvintringsområder kan være grunnlag for avgrensning av overvåkingslokaliteter.
- **Reptiler:** De økologiske funksjonene til artene er stort sett sammenfallende med de generelle leveområdene. Det er ingen truede arter blant disse i dag.
- **Fugler:** Mange ulike typer økologiske funksjonsområder: hekkelokaliteter (mer eller mindre veldefinerte), trekkveier med rasteplasser, overvintrings- eller myteområder. Det er enklest å avgrense overvåkingslokaliteter for arter med spesifikke habitatkrav eller avgrenset utbredelse.
- **Pattedyr:** Flere ulike økologiske funksjonsområder, som hilokaliteter, yngleområder eller overvintringsområder. De fleste artene har imidlertid ulike økologiske funksjoner dekket innen sine generelle leveområder, og få arter har så distinkte habitatkrav eller så begrenset utbredelse at det er aktuelt å identifisere leveområdet som økologisk funksjonsområde. Spesielle hilokaliteter (f.eks. fjellrev) eller overvintringsområder (f.eks. flaggermus)

kan være egnet som spesifikke overvåkingslokaliteter. For arter med store leveområder må overvåking legges opp som generell basisovervåking over større områder.

Det er flere truede arter som overvåkes i Norge, noen i tilknytning til tiltak, andre ikke (se **Tabell 11** i kap. □). For disse artene varierer det hvordan overvåkingslokaliteter er identifisert og avgrenset, slik vi ser av følgende eksempler:

- **Dragehode:** I overvåking av dragehode er overvåkingslokaliteten dragehodes potensielle habitat rundt en gitt forekomst av dragehode (Evju mfl. 2016). Overvåkingslokaliteten inkluderer altså en gitt populasjon av dragehode, samt det arealet rundt populasjonen der arten potensielt kunne vokst. For en slik avgrensning av en overvåkingslokalitet er det avgjørende at arten har spesifikke krav til leveområde som lar seg avgrense fra ikke-egnede områder i felt. Metoden kan altså fungere for habitatspesifikke arter der egnet habitat forekommer som relativt små, lett avgrensbare områder, men er ikke egnet for arter med spredt forekomst over større arealer. En slik avgrensning gjør det mulig å fange opp endringer i lokal populasjonsstørrelse, da overvåkingen også omfatter områder der arten per nå ikke finnes.
- **Elfenbenslav:** Ved kartlegging av elfenbenslav koordinatfestes alle substratenheter med elfenbenslav (Hofton 2015). I tillegg avgrenses en naturtypelokalitet rundt substratenhetene. Tilsvarende metodikk er brukt for storporet flammekjuka (Hofton 2013) og svartkurle (Jordal 2015). Avgrensning av området rundt selve forekomsten gjør at en kan fange opp spredning og etablering av nye individer.
- **Strandmaurløve:** Arten er strengt knyttet til åpne sandområder i strandnære miljøer (Endrestøl 2012). Her kan overvåkingslokaliteten baseres på kjente forekomster og det umiddelbare lokale området med egnet habitat.

Oppsummering

Avgrensning av en overvåkingslokalitet for en art vil avhenge av egenskaper ved arten og artens økologi:

- *Stasjonær eller mobil*, dvs. fastsittende arter med noenlunde stabil forekomst over tid eller bevegelige arter som vil ha en kortvarig forekomst på en gitt lokalitet. Merk at bevegelige arter kan ha ett eller noen få faste tilholdssteder, som hilokaliteter eller overvintringslokaliteter.
- *Habitatspesialist eller -generalist*, dvs. arter knyttet til ett eller få spesifikke habitater eller livsmedier med karakteristiske miljøegenskaper eller arter som bruker eller kan forekomme i ulike habitater innen et større landskap. Merk at noen arter, selv fastsittende habitatspesialister, kan være knyttet til forgjengelige habitater eller livsmedier (kadaver, møkk, død ved, åpen sandmark betinget av ras), og de kan dermed «flytte seg» rundt i landskapet sammen med forekomsten av habitatet.
- *Klumpet eller spredt forekomst*, dvs. arter som forekommer med flere/mange individer samlet i veldefinerte lokale populasjoner eller som enkeltindivider spredt over egnet habitat i landskapet.
- *Livshistorie/stadier med ulik økologi og/eller oppdagbarhet*, dvs. arter der ulike livsstadier vil forekomme eller være oppdagbare i ulike habitater eller ved ulike tidspunkter.

I **Tabell 15** vises en skjematisk veiledning for avgrensning av overvåkingslokaliteter for artene.

Tabell 15. Veiledning for avgrensning av overvåkingslokaliteter for arter, med utgangspunkt i egenskaper ved artene.

Stasjonær/ mobil	Habitat- spesialist/ generalist	Fore- komst klumpet/ spredt	Livsstadier med lik/ulik økologi, opp- dagbarhet	Avgrensning av overvåkingslokalitet
Stasjonær (med rela- tivt stabil fo- rekomst)	Spesialist*	Klumpet	Lik	Registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten
			Ulik	Registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten, for hver av de aktuelle livsstadiene
		Spredt	Lik	Område med egnet habitat rundt et visst antall enkeltindivider
			Ulik	Område med egnet habitat rundt et visst antall enkeltindivider, for hver av de aktuelle livsstadiene
	Generalist	Klumpet	Lik	Registrert populasjon eller et område omkring forekomsten
			Ulik	Registrert populasjon eller et område omkring forekomsten, for hver av de aktuelle livsstadiene
		Spredt	Lik	Et område omkring et visst antall enkeltindivider
			Ulik	Et område omkring et visst antall enkeltindivider, for hver av de aktuelle livsstadiene
Mobil (med kort- varig fore- komst)	Spesialist*	Klumpet	Lik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat
			Ulik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat, for hver av de aktuelle livsstadiene
		Spredt	Lik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat
			Ulik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat, for hver av de aktuelle livsstadiene
	Generalist	Klumpet	Lik	Et økologisk funksjonsområde
			Ulik	Et økologisk funksjonsområde, for hver av de aktuelle livsstadiene
		Spredt	Lik	Ingen egnet avgrensning knyttet til arten, kun tilfeldig utlegging av registreringsenheter (prøveflater, takseringslinjer, sporing, viltkamera etc.)
			Ulik	Ingen egnet avgrensning knyttet til arten, kun tilfeldig utlegging av registreringsenheter (prøveflater, takseringslinjer, sporing, viltkamera etc.)

* For habitatspesialister som er knyttet til forgjengelige habitater/livsmedier, bør overvåkingslokaliteter avgrenses slik at de omfatter et antall egnede habitater/livsmedier både med og uten de aktuelle artene, siden noen forekomster av slike habitater/livsmedier vil forsvinne over tid, mens andre (sannsynligvis) vil komme til.

5.4 Overvåkingsindikatorer

Formålet med tiltaket som skal gjennomføres må, sammen med egenskaper ved arten/naturtypen som utsettes for tiltaket, ligge til grunn for valg av relevante overvåkingsindikatorer. Overvåkingsindikatorer er den/de variablene som skal observeres eller måles og som skal representere fenomenet vi er interessert i. Gode overvåkingsindikatorer må med andre ord kunne knyttes til forvaltningstiltakene og deres mål – og må også være biologisk relevante (jf. overvåkingen skal si noe om effekter på *naturmangfoldet*). Relevante egenskaper som indikatorene bør representere, er dermed egenskaper ved artenes bestander og habitat, og egenskaper ved naturtypenes størrelse, tilstand og artsmangfold.

Generelt bør gode overvåkingsindikatorer (Framstad 2013, Tear mfl. 2005):

- representere de aktuelle fenomenene på en relevant og etterrettelig måte – over hele definisjonsområdet. For eksempel vil enkeltarter som bare forekommer innenfor én region, være en dårlig indikator for å overvåke effekter på nasjonalt nivå av tiltak i slåttemark.
- være følsomme for påvirkninger som vi tror er viktige. Med andre ord må indikatoren forventes å endre seg når påvirkningen endres, eller tiltaket iverksettes. Indikatoren bør

også endres i en størrelsesorden som reflekterer de faktiske endringene i det den representerer.

- kunne måles/observeres med standardiserte og kvalitetssikrede metoder,
- kunne måles/observeres med dokumentert observasjonsinnsats,
- være presise og konsistente; indikatorene må kunne defineres og måles på samme måte av ulike personer og til ulike tidspunkt, slik at observerte endringer i indikatoren gjenspeiler faktiske endringer i indikatoren, ikke forskjeller i målemetode.

Vi kan skille mellom *direkte* indikatorer som sier noe om artens eller naturtypens egenskaper, som mengde eller tilstand, og *indirekte* indikatorer som sier noe om egenskaper ved artens habitat eller artens eller naturtypens påvirkninger fra omgivelsene. Gode direkte indikatorer vil gi et direkte mål på hvordan artens eller naturtypens bevaringstilstand endrer seg, f.eks. som resultat av gjennomførte tiltak. Indirekte indikatorer vil bare vise om det er en gunstig utvikling i forhold som antas å ha betydning for artens eller naturtypens bevaringstilstand. Indirekte indikatorer kan også bidra til innsikt om årsaker til observerte endringer i direkte indikatorer.

Hvilke indikatorer som er aktuelle, og hvordan de skal måles, vil være avhengig av den enkelte naturtypen eller arten, hvilket tiltak som gjennomføres og hva tiltakets formål er. I den internasjonale litteraturen er det et stort sprik i valg av indikatorer og metoder for måling av indikatorer for å vurdere effekter av restaureringstiltak (Evju mfl. 2020). Stor variasjon i valg av indikatorer begrenser muligheten for 1) å sammenligne effekter på tvers av studier, 2) å lære av andres resultater og 3) å utvikle «best practice»-retningslinjer for gjennomføring av tiltak. Selv om diversiteten av arter, naturtyper og tiltak gjør det vanskelig å lage lister over overvåkingsindikatorer for all effektovervåking, bør vi tilstrebe et overordnet sett av typer av indikatorer som bør inngå.

Joint Nature Conservation Committee (JNCC) gir råd til den britiske regjeringen og miljøforvaltningen om bevaring av natur. JNCC har utarbeidet strategier, planer og protokoller for overvåking av natur, blant annet gjennom utvikling av en felles standard for overvåking (Williams 2006). Områder utpekt som «Sites of special scientific interest» i Storbritannia, som er områder med store biologiske eller geologiske verdier (Bainbridge mfl. 2013), skal overvåkes med henblikk på de verdiene som var bakgrunnen for at området ble utpekt i utgangspunktet.

Protokoller for overvåking av ulike artsgrupper og naturtyper i slike områder er utarbeidet av faggrupper oppnevnt av JNCC. Formålet med overvåkingen etter disse protokollene er å kunne avdekke hvorvidt områdene har gunstig bevaringstilstand. Årsaken til at områdene er utpekt, styrer i stor grad valg av overvåkingsindikatorer. For eksempel vil andre overvåkingsindikatorer være aktuelle der formålet er å ta vare på artssamfunn av vadefugler, enn der formålet er å sikre hekkeområder for en gitt fugleart. JNCCs protokoller har mye relevant informasjon for valg av overvåkingsindikatorer. De anbefaler ofte en kombinasjon av direkte og indirekte overvåkingsindikatorer.

5.4.1 Arter

Westwood mfl. (2014) har foreslått en ABC for populasjoner som en veiledning til å identifisere typer av indikatorer som bør inngå for å vurdere effekter av tiltak: abundans (mengde), biodiversitet (struktur, f.eks. genetisk, alders-, størrelsesstruktur i populasjonen) og konnektivitet. En litt mer generell inndeling av aktuelle overvåkingsindikatorer for arter er som følger:

- abundans (mengde) av arten (eller artene) som er gjenstand for tiltaket,
- artens populasjonsstruktur, vanligvis knyttet til alders/størrelsesklasser og andel reproduktive/ ikke-reproduktive individer,
- konnektivitet (sammenhengen) mellom artens ulike delpopulasjoner; dette er imidlertid vanskelig å måle på en meningsfylt måte uten detaljerte studier av enkeltarter,
- artssamfunnet der arten forekommer; det utgjør en del av artens miljø,

- andre egenskaper ved artens habitat der arten forekommer, f.eks. knyttet til ulike fysiske og/eller kjemiske egenskaper av betydning for artens bevaringsstatus.

Hvordan indikatorer skal defineres og registreres vil imidlertid variere en god del mellom artsgrupper. Nedenfor har vi skissert ulike typer av direkte og indirekte indikatorer som kan være aktuelle for ulike artsgrupper. Hvilke indikatorer som faktisk skal brukes, må avgjøres ut fra de økologiske egenskapene til den eller de artene som skal overvåkes, og hva slags effekter man ønsker å vurdere som følge av iverksatte tiltak.

Karplanter

(1) Direkte indikatorer som forekomst (tilstedeværelse/fravær), abundans (mengde: dekningsgrad, frekvens, populasjonsstørrelse) og populasjonsstruktur som fordeling etter størrelse eller utviklingsstadier (vegetative, reproduktive og juvenile stadier); (2) Indirekte indikatorer knyttet til habitatets egenskaper, f.eks. jordsmonnsegenskaper, hydrologi, lystilgang, ulike vegetasjonssjikt, kronedekning, strøslag, forstyrrelse/påvirkning (beiting, tråkk, brann, etc.) og andre inngrep. De indirekte indikatorene må velges ut fra kunnskap om artenes habitatkrav og viktigste påvirkninger. Dette er typer av indikatorer som anbefales bl.a. av JNCC (2004a) og Rytteri mfl. (2003).

Moser, lav, sopp

(1) Direkte indikatorer som forekomst (tilstedeværelse/fravær), abundans (mengde: dekningsgrad, frekvens, populasjonsstørrelse) og populasjonsstruktur som fordeling etter størrelse eller utviklingsstadier (vegetative, reproduktive og juvenile stadier) (selv om dette kan være mer utfordrende enn for karplanter). (2) Indirekte indikatorer knyttet til habitatets egenskaper, f.eks. jordsmonnsegenskaper, hydrologi, lystilgang, ulike vegetasjonssjikt, kronedekning, skogstruktur, strøslag, forstyrrelse/påvirkning (beiting, tråkk, brann, etc.) og andre inngrep. De indirekte indikatorene må velges ut fra kunnskap om artenes habitatkrav og viktigste påvirkninger. Protokollen til JNCC (2005) omfatter bare indirekte indikatorer for moser og lav. Bakgrunnen for dette kan være at de mest aktuelle tiltakene trolig vil rette seg mot habitatforbedringer. Det er imidlertid høyst relevant også å kunne følge utviklingen for artene direkte.

Insekter og edderkoppdyr

(1) Direkte indikatorer bør omfatte indikatorer for forekomst (tilstedeværelse/fravær), eventuelt forekomst på egnede habitater, populasjonsstørrelse og populasjonsstruktur (egg, larver, voksne), der dette er relevant og gjennomførbart. Mange av artene har dårlig kjent økologi, lav oppdagbarhet, og/eller opptrer med svært variable populasjonsstørrelser mellom år. Ulike livsstadier kan også ha svært forskjellig levevis og habitat. Slike forhold krever nøye tilpasning av både overvåkingsindikatorer og metoder. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte mengde av egnet habitat og viktige egenskaper ved habitatet, som forekomst/tetthet av næringsplanter, vegetasjonsstruktur, død ved, store/gamle trær, potensielle bolplasser og overvintringsområder, vannkjemi og forekomst av predatorer (for vannlevende arter/stadier). Merk at ulike livsstadier kan ha svært ulikt habitat, noe som må gjenspeiles i valgte indirekte indikatorer. Truede insekter og edderkoppdyr omfatter en svært stor mengde arter med enorm variasjon i levevis, hvorav mange er sjeldne spesialister. Dette medfører at valg av indikatorer og design av overvåking i særlig grad må tilpasses til de ulike artenes økologi og forekomst.

Ferskvannsfauuna

(1) Direkte indikatorer bør omfatte forekomst (tilstedeværelse/fravær), populasjonsstørrelse/tetthet og populasjonsstruktur (der det er mulig). (2) Indirekte indikatorer bør omfatte mengde av egnet habitat og egenskaper ved habitatet, som vannkvalitet, andre økologisk forhold, forekomst av predatorer og sykdomsorganismer (særlig relevant for edelkreps), forurensinger, samt inngrep i og arealbruk rundt vannforekomstene. De aktuelle artene har ulikt levevis, og valg av overvåkingsindikatorer må tilpasses de økologiske kravene til hver art, samt forventede effekter av aktuelle tiltak. Det er spesielle utfordringer knyttet til ål som en katadrom art med store deler av livssyklus i havet.

Amfibier og reptiler

(1) Direkte indikatorer bør omfatte indikatorer for populasjonsstørrelse og populasjonsstruktur (juvenile, reproduktive, kjønnsfordeling). For amfibier er det særlig aktuelt å kvantifisere slike indikatorer knyttet til kjente yngledammer eller ved dyrenes forflytning mellom yngledam og vinteropphold. (2) Indirekte indikatorer bør dekke mengde egnet yngle- og overvintringshabitat, samt egenskaper ved habitatet som vannkvalitet, ev. fisk og andre predatorer i yngledammer, vegetasjon i og ved yngledammene, barrierer mot forflytning mellom ynglehabitat og overvintringshabitat. Økologiske funksjonsområder som yngledammer og overvintringshabitater er mer veldefinerte og kjent hos amfibier enn hos reptiler (JNCC 2004b).

Fugler

(1) Direkte overvåkingsindikatorer bør omfatte populasjonsstørrelse eller tetthet og populasjonsstruktur (alder, kjønn, ev. genetisk sammensetning), så vel som ungeproduksjon og mål på individenes vekt eller kondisjon (der dette er mulig). Mange fuglearter, spesielt vannfugl og sjøfugl, har distinkte økologiske funksjonsområder, som hekkeområder, rasteområder under trekk og overvintringsområder, der mange individer og ev. arter samles og dermed lettere kan være gjenstand for populasjonsovervåking. Ellers vil territorielle hekkende par være egnet for slik overvåking, så vel som reproduksjonssuksess målt på et utvalg hekkelokaliteter. (2) Indirekte overvåkingsindikatorer bør omfatte mengde av egnet habitat og egenskaper ved habitatet, som vannkvalitet, vegetasjonsstruktur, andre økologiske forhold, samt forekomst av predatorer, ulike påvirkninger og forstyrrelser. Tilgang på egnet næring kan være en viktig faktor for kolonihekkende arter, men dette kan det være vanskelig å finne gode indikatorer for. De spesifikke indikatorene må imidlertid tilpasses de aktuelle artenes økologi og habitatkrav, så vel som forventede effekter av tiltakene.

Pattedyr

(1) Direkte overvåkingsindikatorer bør omfatte forekomst (tilstedeværelse/fravær), populasjonsstørrelse og populasjonsstruktur (størrelse, alder, juvenile/voksne, kjønn, ev. genetisk struktur), så vel som ungeproduksjon/rekruttering og individenes kondisjon (der dette er mulig). Forekomst er mest aktuelt for flaggermus der utbredelse er ganske dårlig kjent. For øvrige pattedyr er detaljert populasjonsovervåking mulig og dels alt igangsatt (store rovdyr, fjellrev). (2) Indirekte overvåkingsindikatorer kan knyttes til egenskaper ved artenes økologiske funksjonsområder, som hilokaliteter for rovdyr og dagoppholds- og overvintringslokaliteter for flaggermus, så vel som mengde av slike egnede funksjonsområder.

Aktuelle indikatorer for arter er oppsummert i **Tabell 16**. Eksempler på konkrete valg av overvåkingsindikatorer gis i kap. 6.

5.4.2 Naturtyper

En generell tilnærming til valg av overvåkingsindikatorer for naturtyper kan ta utgangspunkt i tilordningen av de 60 truede naturtypene til ni grupper av hovedhabitater (jf. **Tabell 1**). Merk imidlertid at de enkelte naturtypene innen et gitt hovedhabitat kan variere betydelig i økologiske forhold, noe som har betydning for valg av overvåkingsindikatorer. Som for arter, kan vi vurdere både direkte indikatorer for egenskaper ved de enkelte forekomstene av naturtyper og indirekte indikatorer for påvirkninger eller egenskaper i omgivelsene av betydning for bevaringstilstanden til naturtypene. Dessuten må indikatorene være relevante for å fange opp forventede effekter av de tiltakene som skal gjennomføres. Konkrete valg av indikatorer må tilpasses egenskaper ved naturtypen og hva slags effekter man ønsker å vurdere som følge av tiltak. Ikke alle typer av egenskaper ved forekomstene, skissert under, vil endre seg i særlig grad over korte tidsrom, og de trenger derfor ikke overvåkes hyppig.

Tabell 16. Indikatorer som kan inngå i effektovervåking av arter. Direkte indikatorer sier noe om egenskapene ved artene selv (forekomst, mengde, tilstand), mens indirekte indikatorer angir egenskaper ved omgivelsene eller påvirkningsfaktorer som kan ha betydning for tilstanden til artenes habitat.

Eksempel på indikator	Kommentar
Direkte indikatorer på lokalitetsnivå	
Forekomst	Tilstedeværelse/fravær
Populasjonsstørrelse	<ul style="list-style-type: none"> Måten å angi populasjonsstørrelse på vil avhenge av artsgruppe, f.eks.: antall, biomasse, tetthet/dekningsgrad, indekser/relative mål For en gitt art bør samme mål angis for alle lokaliteter.
Populasjonsstruktur	<ul style="list-style-type: none"> Ulike mål på populasjonsstruktur kan være aktuelle for ulike arter, f.eks.: aldersstruktur, kjønnsstruktur, størrelsesstruktur, sivsstadier, genetisk struktur
Indirekte indikatorer på lokalitetsnivå	
Mengde habitat/økologisk funksjonsområde	<ul style="list-style-type: none"> Egnet habitat/økologisk funksjonsområde for arten Måten å angi størrelsen/mengden av egnet habitat kan variere mellom artsgrupper
Egenskaper ved habitat/økologisk funksjonsområde	<ul style="list-style-type: none"> Forbedring av habitatkvalitet kan være en målsetning for tiltak. Hva som er god habitatkvalitet varierer for ulike arter, f.eks.: vegetasjonshøyde, vegetasjonsstruktur, forekomst, mengde, kvalitet av substrat/livsmedier, fysiske/kjemiske egenskaper, f.eks. kalkinnhold i jordsmonn, lystilgang, hydrologi Egenskaper i form av påvirkninger kan også være aktuelle, f.eks.: inngrep, slitasje, erosjon

Aktuelle typer av indikatorer kan knyttes til:

- Mengde og utforming av forekomstene av naturtypen i form av samlet areal eller antall forekomster, arealet av de enkelte forekomstene, formen på de enkelte forekomstene (uttrykt som forholdet mellom areal og omkrets eller andre tilsvarende indekser), andel av arealet som ikke påvirkes for mye av kantsonen (kjerneareal).
- Fysiske og kjemiske egenskaper ved forekomstene, som eksposisjon, helning, terrengform, berggrunn, jordsmonn, hydrologi, vannkjemi (der det er aktuelt), vegetasjonsstruktur (horisontalt, vertikalt).
- Artssammensetning, ev. forekomst/mengde av utvalgte artsgrupper ut fra karakteristika ved naturtypen.
- Påvirkninger som hevdform og -intensitet, forstyrrelse, slitasje, inngrep, forurensing.
- Egenskaper ved forekomstenes omgivelser som kan ha betydning for tiltakets effekt, f.eks. nærhet til sterkt påvirkede arealer (veier, tettbebyggelse, intensivt drevet jordbruksareal) eller sterkt avvikende arealer som kan endre egenskapene ved naturtypens forekomster (f.eks. plantefelt nær semi-naturlig mark).

Ferskvann

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene, areal av littoralsonen og ev. vegetasjonsbelter, artssammensetning og ev. mengde av helofytter, bunndyr, småkreps og ev. fisk, vannkjemi, største dyp, gjennomstrømningshastighet, bunnssubstrat, vegetasjonsdekning og substrat i strandsonen. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte nedbørfeltets størrelse og fordeling på areal typer, påvirkninger fra inngrep, forurensing, vassdragsregulering. Merk at særlig artssammensetning og mengde av bunndyr og småkreps vil variere mye mellom år og årstider og derfor kreve hyppig overvåking.

Våtmark

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene, areal av ulike økologiske

enheter innen forekomsten (f.eks. ulike soner knyttet til gradient fra fastmark til åpent vann), artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper (både på bakken og på trær), treslagssammensetning og dekning, vannstand, næringstilgang/vannkjemi. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte vanntilførsel og avrenning, vegetasjon og areal typer rundt forekomstene, grad av gjengroing, erosjon/slitasje, drenering, andre inngrep og forurensing.

Flomsone

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene (merk at avgrensning av lokaliteter kan være en utfordring), areal av ulike soner knyttet til grad av vannets påvirkning, artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper (på berg, mark og på trær), treslagssammensetning og dekning, vannstand og grad av fysisk påvirkning, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalkinnhold) ved berggrunn og jordsmonn. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte vanntilførsel til lokalitetene, vegetasjon og areal typer rundt forekomstene, erosjon/slitasje, hogst, regulering, andre inngrep, forurensing.

Is, snø, breforland

Denne gruppen omfatter syv ulike bretyper. Det er trolig ikke hensiktsmessig å vurdere tiltak eller effektovervåking knyttet til disse naturtypene da disse i all hovedsak er truet av klimaendringer som krever tiltak på et annet og mer overordnet nivå.

Berg, ur, grunnlendt mark

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene (merk at avgrensning av lokaliteter kan være en utfordring), artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalkinnhold) ved berggrunn og jordsmonn. For de geomorfologisk definerte naturtypene bør også egenskaper knyttet til de respektive naturtypenes geomorfologiske karakter og prosesser dekkes ved passende indikatorer. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte vegetasjon og areal typer rundt forekomstene, grad av gjengroing, erosjon/slitasje, andre inngrep og forurensing.

Skog

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene (merk at avgrensning av lokaliteter kan være en utfordring), artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper (både markboende og vedboende arter), mengde og variasjon i død ved, treslagssammensetning, aldersfordeling og tresjiktets vertikale struktur, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalkinnhold) ved berggrunn og jordsmonn. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte areal typer rundt forekomstene, hogst, erosjon/slitasje, inngrep og forurensing.

Fjell

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene (merk at avgrensning av lokaliteter kan være en utfordring), artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper, vegetasjonens vertikale struktur, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalkinnhold) ved berggrunn og jordsmonn. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte areal typer rundt forekomstene, erosjon/slitasje, inngrep og forurensing.

Kulturmark

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene, artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper, vegetasjonens vertikale struktur, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalkinnhold) ved berggrunn og jordsmonn, hevdtype og -intensitet. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte areal typer rundt forekomstene, grad av gjengroing, erosjon/slitasje, inngrep og forurensing.

Andre naturtyper

(1) Direkte indikatorer bør omfatte antall forekomster (hvis effekter av tiltak skal vurderes nasjonalt eller regionalt), areal og omkrets for de enkelte forekomstene, artssammensetning og ev. mengde av karakteristiske og/eller funksjonelle artsgrupper (særlig for delta, meandere og leirraviner), vegetasjonens vertikale struktur, fysiske og kjemiske egenskaper (f.eks. kalk) ved berggrunn og jordsmonn. Særlig relevant er indikatorer som dekker de respektive naturtypenes geomorfologiske karakter og prosesser. (2) Indirekte indikatorer bør omfatte arealtyper rundt forekomstene, grad av gjengroing, erosjon/slitasje, andre inngrep og forurensing. De aktuelle naturtyper er kjennetegnet ved svært ulike geomorfologiske prosesser, men noen av dem (f.eks. delta og leirraviner) kan i tillegg ha betydelige verdier i form av tilknyttet biologisk mangfold.

Aktuelle indikatorer for naturtyper er oppsummert i **Tabell 17**. Eksempler på konkretisering av overvåkingsindikatorer gis i kap. 6.

Tabell 17. Indikatorer som kan inngå i effektovervåking av naturtyper. Direkte indikatorer sier noe om egenskapene ved naturtypen selv, mens indirekte indikatorer angir egenskaper ved omgivelsene eller påvirkningsfaktorer som kan ha betydning for naturtypens tilstand.

Eksempel på indikator	Kommentar
Direkte indikatorer på lokalitetsnivå	
Abundans (mengde) <ul style="list-style-type: none"> • Lokalitetsens areal og omkrets • Areal av underenheter av naturtypen 	<ul style="list-style-type: none"> • Avgrensning av naturtypen og ev. underenheter etter gitte kriterier.
Biodiversitet <ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning, mengde • Funksjonelle grupper • Ulike diversitetsindekser • Enkeltarter, forekomst/mengde 	<ul style="list-style-type: none"> • Ulike artsgrupper kan være viktige i ulike naturtyper, og det må vurderes på naturtypenivå hvilke artsgrupper som bør registreres. • Registrering av artssammensetning innebærer som regel å registrere mengde av tilstedeværende arter. • Artssammensetning kan gi grunnlag også for å vurdere endringer i enkeltarter, og til å beregne ulike diversitetsindekser eller mengde av ulike funksjonelle grupper.
Tilstand <ul style="list-style-type: none"> • Vegetasjonsstruktur, vertikalt og horisontalt • Areal eller andel av kjerneområde (dvs. areal en viss avstand fra kanten) • Viktige biofysiske strukturer, f.eks. død ved, andre karakteristiske livsmedier • Fremmede arter, forekomst/ mengde • Fysisk/kjemisk tilstand, f.eks. kalkinnhold, hydrologi • Arealandel med god tilstand 	<ul style="list-style-type: none"> • Ulike indikatorer kan representere tilstand for ulike naturtyper. F.eks. kan indikatorer for vegetasjonsstruktur (vegetasjonshøyde, dekning av ulike sjikt) representere grad av gjengroing i semi-naturlig eng. • Dersom tiltaket knytter seg til fjerning av fremmede arter, bør indikatorer for mengde av fremmede arter benyttes. • Det kan også være aktuelt å benytte en indikator for «arealandel med god tilstand», men det forutsetter at «god tilstand» kan defineres og operasjonaliseres.
Indirekte indikatorer på lokalitetsnivå	
Arealtyper i omgivelsene	<ul style="list-style-type: none"> • Avvikende arealtyper i omgivelsene kan indikere i hvilken grad tilstand i omgivelsene kan påvirke lokalitetene i uheldig retning.
Påvirkninger <ul style="list-style-type: none"> • F.eks. inngrep, slitasje, erosjon, forurensing 	<ul style="list-style-type: none"> • Ulike påvirkningsfaktorer kan ha en negativ effekt på naturtypens tilstand.
Direkte indikatorer for alle lokaliteter	
Abundans/mengde <ul style="list-style-type: none"> • Antall av naturtypens lokaliteter • Samlet areal av lokaliteter 	
Konnektivitet/fragmentering	<ul style="list-style-type: none"> • Det kan være mulig å utvikle meningsfulle indekser for fragmentering eller konnektivitet/landskapsøkologiske sammenhenger.

5.5 Overvåkingsdesign

Som beskrevet i kap. 5.1, bør effektovervåkingen ha en todelt målsetning, dels å identifisere effekten av ulike tiltak på lokal skala og dels å forstå effektene av samlede tiltak på landsbasis (for de artene og naturtypene som har mange nok forekomster). Valg av overvåkingsdesign må tilpasses disse målsetningene.

Overvåkingsdesignen omfatter den statistiske strukturen for datainnsamling i tid og rom, inkludert design for utvalgelse av overvåkingslokaliteter og design for datainnsamling på en gitt overvåkingslokalitet (se **Figur 7**). Overvåking av effekten av tiltak bør legges opp som felteksperiment med tiltak som behandling og med kontroll- eller referanseområder uten behandling, for slik å kunne trekke konklusjoner om tiltakets effekt. Kontroll- og behandlingsområder kan være innenfor samme lokalitet (der deler av lokaliteten skjermes for tiltak), eller de kan være ulike lokaliteter som er mest mulig like med hensyn på miljøforhold. Ideelt bør kontroll- og behandlingslokaliteter trekkes tilfeldig, men her kan det være gitt føringer for hvor tiltak skal iverksettes.

Vi omtaler i dette kapittelet først utvalg av overvåkingslokaliteter (kap. 5.5.1) og diskuterer implikasjonene av utvalgsmetodikk for muligheten for å generalisere resultatene. Deretter omtaler vi design for datainnsamling på en gitt overvåkingslokalitet (kap. 5.5.2). Valg av kontroll-/referanseområder uten tiltak omtales i kap. 5.5.3, utvalgsstørrelser og effektstørrelser omtales i kap. 5.5.3, mens kap. 5.5.4 diskuterer frekvens for datainnsamling.

5.5.1 Metodikk for utvalg av overvåkingslokaliteter

Hvordan overvåkingslokalitetene velges ut, har betydning for om og hvordan resultatene fra overvåkingen kan generaliseres fra den enkelte lokalitet til større romlig skala (f.eks. Sør-Norge, kystlinjen fra Rogaland til Trøndelag, eller Norge). Yoccoz mfl. (2001) omtaler to hovedformer for slutninger basert på overvåkingsdata: *designbaserte* og *modellbaserte* slutninger.

Designbaserte slutninger baseres på et utvalg av overvåkingsobjekter som er trukket fra hele populasjonen av objekter på en representativ, helst tilfeldig, måte.

I noen tilfeller kan en ha god kunnskap om systemet som skal overvåkes, f.eks. om hvordan verdiene av en overvåkingsindikator varierer langs viktige miljøgradienter, påvirkningsfaktorer e.l. En slik god modellforståelse kan enten være basert på kvalitativ kunnskap eller på kvantitative modeller for overvåkingsindikatorens fordeling. Slutninger trukket på basis av verdier fra overvåkingsobjekter som inngår i en slik modellforståelse, kalles modellbaserte slutninger (Yoccoz mfl. 2001).

Det er en rekke faktorer som setter rammen for hvordan vi kan gjennomføre et utvalg av lokaliteter:

- hvor ofte forekommer arten/naturtypen innenfor et område?
- hvor god kunnskap har vi om forekomstene? Er det store mørketall?
 - dersom det er store mørketall, og de forekomstene vi ikke kjenner har andre egenskaper enn de forekomstene vi kjenner, kan vi ikke nødvendigvis dra generelle slutninger basert på overvåking av kjente lokaliteter.
- hvor god kunnskap har vi om sammenhengen mellom forekomst og visse miljøgradienter? Hvis kunnskapen er god, kan en bruke en modellforståelse til å generere modellbaserte slutninger, f.eks. basert på et gradientbasert utvalg.

Halvorsen (2011) omtaler en rekke metoder for utvalg av overvåkingslokaliteter (datainnsamling). Disse er sammenfattet i **Tabell 18**.

Tabell 18. Oversikt over metoder for utvalg av overvåkingslokaliteter, hva slags type arter/naturtyper metoden kan passe for, og på hvilket grunnlag en kan trekke slutninger om overvåkingsindikatoren. Tilpasset fra Halvorsen (2011) og Framstad (2013).

Metode for datainnsamling	Beskrivelse	Passer for	Grunnlag for slutninger
Totalkartlegging	Datainnsamling fra alle forekomster av overvåkingsindikatoren innenfor definisjonsområdet.	Arter/naturtyper med få forekomster, der mørketallene er lave*.	Gir totalverdier
Arealrepresentativ	Et representativt utvalg av overvåkingslokaliteter trekkes fra hele definisjonsområdet (ev. fra spesifikke naturtyper innenfor definisjonsområdet; arealtyperepresentativ).	Arter/naturtyper som forekommer hyppig innenfor definisjonsområdet, der oppdagbarheten samtidig er høy. Arter/naturtyper med mange forekomster og der mørketallene er lave.	Designbasert
Sannsynlighetsbasert	Kunnskap om sannsynligheten for at arten/naturtypen er tilstede ligger til grunn for utvalg av overvåkingslokaliteter. Et sannsynlighetsbasert utvalg gjør det mulig å overrepresentere overvåkingslokaliteter med høy sannsynlighet for forekomst av arten/naturtypen.	Arter/naturtyper med god romlig prediksjonsmodell	Designbasert
Gradientbasert	Overvåkingslokalitetene plasseres slik at de dekker viktig økologisk variasjon langs lokale og/eller regionale gradienter innenfor definisjonsområdet, eller langs en gradient innenfor påvirkningsgrad.	Arter/naturtyper med godt kjent utbredelse og forekomst langs viktige lokale/regionale gradienter, eller god forståelse av dose-responsforhold (påvirkning)	Modellbasert, gjennom å drøfte resultatene fra statistisk analyser. Holdbarheten i slutningene vil være avhengig av hvor god forståelse man har for sammenhengen mellom overvåkingsindikatoren og de miljøvariablene/påvirkningene som gradientene fanger opp
Selektiv	Subjektivt utvalgte overvåkingslokaliteter	Arter/naturtyper med få kjente forekomster.	Kvalitativt modellbaserte.

* Lave mørketall er en forutsetning for at totalkartlegging skal være meningsfylt, dvs. ikke gi for stor usikkerhet om resultatene er representative.

Halvorsen (2011) anslår at arealrepresentativ overvåking kan gjennomføres for arter/naturtyper som forekommer i minst 2–10 % av alle mulige observasjonssteder (prevalens/forekomstfrekvens). Disse «grenseverdiene» vil likevel avhenge av utvalgsstørrelsen (jo større utvalg, desto lavere forekomstfrekvens er mulig) og våre krav til presisjon (jo høyere forekomstfrekvens, desto bedre presisjon for en gitt utvalgsstørrelse) i tillegg til egenskaper ved indikatoren som registreres (f.eks. variasjon i forekomst, oppdagbarhet mv.). For naturtyper som hule eiker, der det allerede foregår basisovervåking (Sverdrup-Thygeson mfl. 2018), vil det være enkelt å knytte effekt-overvåking til denne basisovervåkingen på en måte som sikrer representativitet i resultatene, og som gjør det mulig å undersøke regionale variasjoner i effekter av tiltak. Tilsvarende tilnærming vil også være mulig for andre godt kjente og vidt utbredte arter og naturtyper som elvemusling og slåttemark.

De fleste truede arter og naturtyper har imidlertid få forekomster og i all hovedsak en forekomstfrekvens < 2 %. Arealrepresentativ datainnsamling vil derfor sjelden være et alternativ (Framstad 2013). For eksempel vil arealrepresentativ overvåking av semi-naturlige naturtyper være vanskelig gitt en realistisk utvalgsstørrelse (Tingstad mfl. 2019). I tråd med Halvorsen (2011) og Framstad (2013) konkluderer vi med at selektivt utvalg (spesialutvalg) vil være den mest realistiske metoden for utvalg av overvåkingslokaliteter for de aller fleste av de truede artene og naturtypene.

Spesialutvalg av overvåkingslokaliteter vil i liten grad gi grunnlag for generalisering av resultater utover den enkelte lokalitet, siden man ikke kan vite om resultatene fra lokaliteter som overvåkes, vil være representative for lokaliteter som ikke overvåkes. Gjennom å bruke informasjon om artenes miljøkrav og naturtypenes karakteristiske egenskaper inn i utvalgsprosessen av overvåkingslokaliteter kan man øke muligheten til å generalisere (modellbaserte slutninger; Framstad 2013). Slik kan man få generell innsikt om mekanismene for hvordan aktuelle tiltak virker innenfor gitte trinn i viktige (miljø)gradienter, som f.eks. regional variasjon eller variasjon i populasjonsstørrelse (Ryttäri mfl. 2003). Dette er særlig aktuelt for arter og naturtyper der en har kunnskap nok til å begrense naturlig utbredelse/definisjonsområde på en god måte (se kap. 5.2).

I pågående overvåkingsprosjekter av truet natur er det brukt ulike metodikk for utvalg av lokaliteter å overvåke. Noen eksempler gis her.

Dragehode. Det foregår to større prosjekter knyttet til overvåking av dragehode (se kap. 4.2.1 og kap. 6.3), der ett (Larsen & Høitomt 2020) er knyttet til tiltak (skjøtsel) og ett er en basisovervåking (Evju mfl. 2016). Overvåkingen av effekt av tiltak foregår i et spesialutvalg av lokaliteter, selektivt valgt for å dekke variasjon i naturtyper og skjøtelsesregimer. Basisovervåkingen foregår i et semi-tilfeldig utvalg av lokaliteter, der utvalget er gjort på bakgrunn av en kunnskapssammenstilling om hvor mange lokaliteter man har, hvordan disse fordeler seg geografisk, og en beregning av hvor stort utvalg en må ha for å sikre gode estimater på endring. For begge overvåkingsprosjektene er tillatelser fra grunneiere en forutsetning, og dette legger begrensninger på hvilke lokaliteter som inngår i utvalget. Basert på Larsen & Høitomt sitt arbeid (2020) kan en trekke kvalitativt modellbaserte slutninger om effekter av tiltak på dragehodepopulasjoner. Basert på arbeidet til Evju mfl. sitt arbeid (2016) kan en trekke designbaserte, generelle slutninger om populasjonsstørrelser og andre overvåkingsindikatorer, dog uten å knytte dem til tiltak.

Elvemusling. Som omtalt i kap. **Error! Reference source not found.** og **Vedlegg 4** foregår det ikke noen direkte og systematisk effektovervåking av tiltakene som iverksettes. Datagrunnlaget for oppfølging av utsetting av elvemusling er svært varierende. Det gjøres stort sett i enkeltelver, slik at det gir lite grunnlag for å si noe om regionale forskjeller. Tiltakene utføres gjerne på lokalt nivå og ofte i samarbeid med grunneier. Definisjonsområdet for ev. overvåking knyttet til tiltaket er dermed i dag stort sett knyttet til den enkelte lokalitet der tiltak er iverksatt. Det nasjonale overvåkingsprogrammet inkluderer 40 lokaliteter, men utvalget er ikke gjort på en slik måte at en kan trekke designbaserte slutninger. For å teste effekter på en statistisk holdbar måte anbefales at overvåkingen innrettes slik at en overvåker lokaliteter med og uten tiltak, og lokalitetene bør trekkes tilfeldig blant et større utvalg. Et slikt utvalg gir grunnlag for designbaserte slutninger om effekter av tiltak.

Slåttemyr. Det foregår i dag ikke systematisk overvåking av slåttemyr, men forslag til overvåkingsopplegg er framsatt flere ganger, senest i innspill til handlingsplan (Lyngstad mfl. 2016) og i videreutvikling av naturindeks (Øien mfl. 2018). I hovedtrekk foreslås det et arealtyperepresentativt utvalg, men med innslag av selektivt utvalg: det overvåkes et sett lokaliteter med høyest kvalitet og best dokumentasjon («prioriterte» lokaliteter) fordelt på region og fylker innenfor naturtypens definisjonsområde. Et slikt utvalg gir delvis grunnlag for designbaserte slutninger om naturtypeforekomster i god tilstand (høy kvalitet og god dokumentasjon), men ikke for slutninger om naturtypen som sådan.

Konsentrisk høymyr. Gjennom oppfølging av Miljødirektoratets plan for restaurering av våtmark (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016) pågår det i dag overvåking av effekter av hydrologisk restaurering av noen myrlokaliteter (Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018a). Lokalitetene er selektivt valgt, og utvalget gir kun grunnlag for kvalitative modellbaserte slutninger om effekter av tiltakene.

Oppsummering

Artenes og naturtypenes utbredelse, og kunnskap om forekomster, setter rammene for hvordan overvåkingslokaliteter kan velges ut og hvordan slutninger kan trekkes basert på de overvåkingslokalitetene som inngår. **Tabell 19** viser en veiledning for valg av utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter for en gitt art/naturtype.

Tabell 19. Skjematisk veiledning for utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter, basert på egen-skaper ved og kunnskap om arten/naturtypen.

Vurdering 1	Vurdering 2	Vurdering 3	Anbefalt valg av lokaliteter
Få kjente forekomster	Lave mørketall		Totalovervåking, tilfeldig utvalg eller selektivt utvalg. På grunn av få forekomster vil det være vanskelig å trekke generelle slutninger uavhengig av utvalgsmetodikk.
	Høye mørketall		Totalovervåking eller selektivt utvalg av kjente forekomster. Det vil være usikkert hvordan slutningene gjelder for forekomster som ikke er kjent
Mange kjente forekomster	Godt dokumenterte forekomster (Artskart, Naturbase eller andre databaser)		Tilfeldig eller stratifisert tilfeldig (f.eks. stratifisert på region) utvalg av lokaliteter fra den totale lista over potensielle lokaliteter. Vil gi grunnlag for designbaserte slutninger.
	Dårlig dokumenterte forekomster	God kunnskap om sammenhengen mellom miljøgradienter og forekomst	Tilfeldig eller stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter innenfor definisjonsområdet (der lokaliteter er gitt avgrenset areal og kan eller ikke kan inneholde arten/naturtypen). Vil kunne gi grunnlag for kvantitative modellbaserte slutninger.
		Dårlig kunnskap om sammenhengen mellom miljøgradienter og forekomst	Selektivt utvalg. Kan gi grunnlag for kvalitative modellbaserte slutninger.

5.5.2 Metodikk for innsamling av data på hver enkelt overvåkingslokalitet

Hvordan data samles inn på hver enkelt overvåkingslokalitet, avhenger av formålet med overvåkingen. I kapittel 5.1. har vi spesifisert en todelt målsetning for overvåkingen av effekter av tiltak, å identifisere effekten av ulike tiltak henholdsvis på lokal skala (naturtypeforekomst, populasjon) og på landsbasis/innenfor avgrenset definisjonsområde. En kan tenke seg at en gitt overvåking kan innrettes til å svare på ett eller begge av disse målsetningene.

Dersom formålet med overvåkingen *kun* er å identifisere effekten av samlede tiltak på landsbasis, er det tilstrekkelig å samle inn én verdi for overvåkingsindikatoren på hver lokalitet. Dersom halve settet av overvåkingslokaliteter utsettes for tiltak og andre halvdel ikke gjør det, kan en slik tilnærming gjøre det mulig å estimere effekter av tiltak for hele populasjonen av overvåkingslokaliteter under ett. Overvåking av en naturtype, f.eks. åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, kan gjøres med utgangspunkt i Miljødirektoratets instruks for kartlegging av naturtyper (Miljødirektoratet 2019a). Verdier for tilstands- og artsmangfoldsvariablene som registreres per lokalitet, kan brukes til å undersøke effekten av tiltak, f.eks. fjerning av fremmede arter, på naturtypen innenfor definisjonsområdet, dersom en har kontroll på hvor og hvordan tiltak gjennomføres og tiltaks- og kontrollområder trekkes tilfeldig fra utvalget som skal overvåkes.

Når formålet er å undersøke effekten av tiltak på lokal skala, som er en sentral forutsetning i formålet med effektovervåkingen, må imidlertid overvåkingen designes slik at slutninger om tiltakets effekt kan trekkes med god statistisk sikkerhet for den enkelte lokalitet (se også kap.

5.5.3). Dette innebærer å sikre mulighet for å trekke holdbare slutninger basert på overvåkingsindikatorens verdier (altså en tilfeldighetsmekanisme for innsamling av data) og nok gjentak av indikatoren. For dette formålet er det altså ikke tilstrekkelig å bruke Miljødirektoratets kartleggingsinstruks, som registrerer én verdi for f.eks. fremmedartsinnslag på lokaliteten.

Gjentak, f.eks. i form av prøveflater eller transekter, på en overvåkingslokalitet sikrer muligheten til å lage estimater med variabilitet for indikatorvariabelen på den enkelte lokalitet. Gjentak gjør det også mulig å sikre at lokal variasjon (f.eks. i fuktighet eller populasjonstetthet) innenfor overvåkingslokaliteten dekkes opp. Det er imidlertid viktig for slutningene som skal dras av overvåkingen, *hvordan* slike prøveflater plasseres innen lokaliteten, og hvor mange gjentak en har (se kap. 5.5.3). **Tabell 18** kan også benyttes for å vurdere utvalgsmetodikk av prøveflater/datainnsamlingspunkter på en gitt lokalitet, og hvordan slutninger kan trekkes på bakgrunn av denne metodikken.

Karplanter, moser, lav og sopp

Permanent merkede prøveflater er vanlig i overvåking av karplanter og andre fastsittende organismer som bakkeboende moser og lav (se f.eks. Naturvårdsverket 2010). Ulike flatestørrelser kan benyttes, f.eks. 0,5 x 0,5 m, 1 x 1 m eller 2 x 2 m. Flatene kan plasseres tilfeldig innenfor en lokalitet, men dette kan gi lav sannsynlighet for å få nok observasjonsenheter (flater) med forekomst av den truede arten som er under overvåking. Ulike metoder kan benyttes for å øke denne sannsynligheten. For eksempel benytter basisovervåkingen av dragehode permanente overvåkingsflater lagt ut på lokaliteten etter en systematisk tilfeldighetsmekanisme som sikrer nok flater med forekomst av dragehode samtidig som det er mulig å estimere forventningsrette verdier for overvåkingsindikatorerne på lokaliteten (Evju mfl. 2016, se også kap. 6.3).

For arter knyttet til andre substrater, f.eks. trær eller død ved, må datainnsamlingspunktene knyttes til disse substratene i to trinn. Først må prøveflatene (f.eks. trærne) trekkes ved en tilfeldighetsmekanisme som gir grunnlag for designbaserte slutninger. I neste trinn må en avgjøre hvor på treet prøveflaten må plasseres. F.eks. har man testet ut bruk av fastmerkede ruter på store, grove eiketrær (Sverdrup-Thygeson mfl. 2015, se også Nordén mfl. 2015), mens man i overvåking av epifytter i Program for terrestrisk naturovervåking bruker faste takseringslinjer rundt trestammene (Evju mfl. 2015b).

Amfibier og reptiler

Metodikken som benyttes i overvåkingen av damfrosk (Miljødirektoratet 2019b), kan være veiledende for valg av metodikk generelt for amfibier og reptiler. Overvåkingslokaliteter for amfibier og reptiler bør omfatte ulike funksjonsområder (jf. kap. 5.3.2 og 5.4.1). Opplegget for datainnsamling må tilpasses de ulike funksjonsområdene som særlig for amfibier varierer i tid, rom og grunnleggende økologiske forhold (jf. yngelområder i ferskvann og overvintringsområder på land).

Insekter og edderkoppdyr

Gruppen av insekter og edderkoppdyr er svært stor og mangfoldig, og metodikk for innsamling av data på en overvåkingslokalitet vil styres av artenes levevis (habitatkrav, livshistorie osv.), oppdagbarhet og hvilket livsstadium overvåkingen skal fokusere på. For noen artsgrupper vil datainnsamling etter tilfeldighetsmekanismer være mulig, f.eks. gjennom å samle data på faste prøveflater/livsmedier ved ulike felleoppsett (se f.eks. Sverdrup-Thygeson mfl. 2017) eller langs transekter (f.eks. Åström mfl. 2019b, Kallioniemi mfl. 2017). For andre arter vil en mer rettet (subjektiv) manuell datainnsamling være nødvendig. Dette kan særlig være tilfelle for arter som lever skjult i spesielle livsmedier (død ved, jord). Det kan imidlertid også i slike tilfeller være mulig med datainnsamling basert på systematisk eller tilfeldig utvalg hvis forekomsten av artene antas å være tilstrekkelig hyppig. For arter som lever i eller på livsmedier, vil det, som for fastsittende arter, være nødvendig med en utvalgsprosess i to trinn: først må et utvalg livsmediumobjekter velges, så må datainnsamlingspunkter/steder på hvert utvalgt livsmedium velges.

Fugl

For innsamling av data for overvåkingsindikatorer for fugl bør en benytte seg av erfaringer fra store og langsiktige overvåkingsprosjekter som SEAPOP (Anker-Nilssen mfl. 2019), overvåkingsprogram for hubro (DN 2009a, Øien mfl. 2014) og overvåking av svært sjeldne arter som dverggås (Øien & Aarvak 2012). Generelt må avgrensning av overvåkingslokaliteter (jf. kap. 5.3), valg av overvåkingsindikatorer (jf. kap. 5.4) og dermed opplegg for datainnsamling på hver overvåkingslokalitet tilpasses de ulike artenes økologiske egenskaper og tiltakene som skal gjennomføres. Overvåkingen av truede fuglearter bør om mulig rettes mot spesielle livsfaser eller økologiske funksjonsområder, som f.eks. kjente hekkelokaliteter, myteområder, rasteplasser under trekk eller overvintringsområder. De pågående overvåkingsprogrammene for fugl er i liten grad knyttet direkte til tiltak. Ved utforming av overvåking av direkte effekter av tiltak på fuglebestander bør metodikken gjennomgås og videreutvikles, slik at den fanger opp effekten av tiltak i ulike aktuelle funksjonsområder.

Ferskvannsauna

De truede artene knyttet til ferskvann har ulikt levevis, og relevante overvåkingsindikatorer og metodikk for innsamling av disse vil variere mellom artene og tiltakene som utføres. For vidt utbredte arter som edelkreps og elvemusling kan det være aktuelt med populasjonsovervåking i deler eller hele lokale vassdrag slik at det kan være statistisk grunnlag for å konkludere noe om tilstand og ev. effekter av tiltak innen hver lokalitet. For arter med svært fåtallig forekomst og ofte fåtallige og tilfeldig forekommende individer er det ikke mulig å lage et overvåkingsopplegg som gir grunnlag for holdbare konklusjoner.

Pattedyr

De truede pattedyrene omfatter noen arter av henholdsvis flaggermus og store og mellomstore rovdyr. Ved overvåking av flaggermus på overvintrings- eller daglokaliteter må hele bestanden på alle eller et utvalg slike lokaliteter overvåkes. Alternativt kan populasjoners forekomst og aktivitet overvåkes ved registrering av lyd signaler på utvalgte lokaliteter, f.eks. med akustiske loggere. Det kreves imidlertid spesialkompetanse å analysere disse dataene, og det er utfordringer knyttet til at flere av flaggermusartene ikke kan skilles fra hverandre ved lyd; man må fange dem for å artsbestemme dem (K. Eldegaard, pers. medd). For store rovdyr og fjellrev overvåkes populasjoner og/eller reproduksjon over store områder med teknikker basert på individmerking, DNA-registrering, sporing og/eller oppsøking av kjente reproduksjonslokaliteter. Tilsvarende tilnærminger kan brukes for oter og ilder, men da tilpasset et utvalg av lokaliteter der disse artene forekommer eller har egnet habitat. Det henvises til pågående overvåkingsprogrammer for nærmere beskrivelse av opplegg og metoder (Ulvund mfl. 2019, Tovmo mfl. 2019, Bischof mfl. 2019, Flagstad mfl. 2019, Swenson & Kindberg 2018, van Dijk & May 2012).

Naturtyper

Det pågår lite overvåking av effekter av tiltak i naturtyper i Norge som kan brukes som grunnlag for å velge metodikk (jf. kap. 4.2.2). Som for arter, er det viktig at datainnsamling på den enkelte overvåkingslokalitet foregår på en slik måte at den gir grunnlag for å slutte om tiltakene har en effekt. Det er da viktig med nok gjentak (se kap. 5.5.3) og utlegging av innsamlingspunkter etter en tilfeldighetsmekanisme. Permanente prøveflater er en vanlig brukt metode. I naturtyper med store gradienter/soneringer, som f.eks. strandenger, flomsoner eller naturtyper i våtmark, vil en systematisk utlegging av prøveflater langs transekter som dekker de viktigste økologiske gradientene, sikre at en fanger opp effekter av tiltak i ulike deler av naturtypeforekomsten.

Eksempelvis benyttes transekter og datainnsamling på ulike romlige skalaer for å undersøke effekter av restaurering i våtmark (Kyrkjeeide mfl. 2018a). Permanent merkede transekter blir kartlagt på makroskala (drone-fotografering), mesoskala (vegetasjonsanalyser hver 0,5 m langs transekt) og mikroskala (artssammensetning i punkter langs segmenter på 2,5 m for hver tiende meter langs transektene). På Sølendet (Røros) og Nordmarka (Rindal og Surnadal) overvåkes effekter av slått i slåttemyr og slåttemark (Øien 2020), i permanente prøveflater som i hovedsak er på 12,5 m², som er lagt ut selektivt, og der en rekke ulike overvåkingsindikatorer samles inn (med ulik frekvens). I tillegg følges permanente merkede transekter med systematisk utlagte ruter.

I 2019 kom et nytt forslag til overvåking av semi-naturlige naturtyper (ASO; Johansen mfl. 2019). Imidlertid er observasjonsenheten i ASO definert som et polygon av en semi-naturlig eng, og det foreslås å samles én verdi av hver overvåkingsindikator for hvert polygon. Denne metodikken bør videreutvikles dersom ASO skal brukes som grunnlag for uttesting av effektovervåking. Se også kap. 6.1.

5.5.3 Krav til statistisk utsagnskraft

Kravene til statistisk utsagnskraft må vurderes når man skal planlegge hvordan overvåkingslokaliteter skal velges ut og hvilken metodikk som skal brukes for innsamling av data på hver lokalitet.

Behandling (tiltak) og kontroll

Overvåking av effekten av tiltak bør legges opp som felteksperiment med tiltak som behandling og med kontroll-/referanseområder uten behandling, for slik å kunne trekke konklusjoner om tiltakets effekt med god statistisk sikkerhet. Ideelt sett bør overvåkingen legges opp etter et såkalt BACI-design (Before-After, Control-Impact), der en sammenligner verdier for overvåkingsindikatoren i to kontraster: før og etter gjennomføring av tiltak, og i områder med og uten tiltak (Underwood 1991). Et slikt design, der en kan undersøke effekten av tid, behandling (tiltak) og interaksjonen mellom tid og behandling, gir grunnlag for å fastslå om tiltaket faktisk har hatt effekt. Dersom en kun sammenligner verdier for overvåkingsindikatoren før og etter tiltak, kan endringer mellom tid t og $t + 1$ skyldes andre faktorer, som virker over alle lokaliteter, og ikke tiltaket i seg selv. For eksempel kan gunstige værforhold i en kritisk fase i livssyklusen til en truet art, som forekommer samtidig med at en gjennomfører tiltak, gjøre at en feilaktig slutter at tiltaket har en positiv effekt. Dersom en kun sammenligner verdier for overvåkingsindikatoren fra lokaliteter (eller deler av lokaliteter) med og uten tiltak, kan iboende forskjeller mellom disse arealene lede til en feilaktig slutning om at tiltaket har en effekt. Denne risikoen kan reduseres ved at arealer for behandling og kontroll velges tilfeldig for et visst antall gjentak.

Praktiske hensyn, f.eks. knyttet til gjennomføring av tiltaket fra grunneiers side, kan legge begrensninger på muligheten til å ha behandlings- og kontrollområder på samme lokalitet. Det samme kan svært små populasjonsstørrelser.

Vurdering av usikkerhet

Målsetningen bør være å designe overvåkingen slik at verdien til en overvåkingsindikator kan estimeres med høy presisjon (dvs. usikkerheten rundt estimatet er liten) og er mest mulig forventingsrett (dvs. indikatoren estimeres uten systematisk avvik fra den sanne verdien). Dette er grundig diskutert i Åström mfl. (2019a), som ligger til grunn for drøftingene av ulike typer feil i denne rapporten.

Det er vanlig å vurdere to typer feil en undersøkelse kan resultere i: Type I- og Type II-feil. Type I-feil betyr at man feilaktig slår fast at et tiltak har en effekt, f.eks. at man feilaktig finner en effekt av fjerning av fremmede arter på populasjonsstørrelsen av en truet art, når en slik effekt i virkeligheten ikke inntreffer. Risikoen for Type I-feil bestemmes ved å sette et signifikansnivå for når en aksepterer en alternativ hypotese (nullhypotesen: fjerning av fremmede arter har ingen effekt på populasjonsstørrelsen av den truede arten, alternativ hypotese: fjerning av fremmede arter har en positiv effekt). Dette signifikansnivået settes vanligvis til $\alpha = 0,05$, dvs. at sannsynligheten for å konkludere at tiltaket har effekt når det reelt ikke har det, er mindre enn 5 %.

En Type II-feil innebærer at man feilaktig konkluderer at tiltaket ikke har en effekt, når det i virkeligheten har det, dvs. at man feilaktig avviser en korrekt alternativ hypotese. Styrken i en statistisk studie pleier oftest å defineres som $1 - \beta$, der β er risikoen for en Type-II feil. Styrken er altså sannsynligheten for å oppdage en forskjell som eksisterer. En statistisk styrke på 0,8 er et vanlig nivå og anses å være god praksis. Åström mfl. (2019a) skriver likevel at det er uvanlig at

statistisk styrke beregnes i empiriske studier, og at den sannsynligvis ofte er betraktelig lavere enn 0,8.

En tredje type feil som er relevant å vurdere i overvåking, er Type M-feil (Gelman & Carlin 2014, Åström mfl. 2019a). Type M-feil oppstår når man tar feil av effektens størrelse (M for magnitude), dvs. man finner en (riktig) effekt på populasjonsstørrelsen av en truet art når fremmede arter fjernes, men tar feil av hvor stor denne effekten er.

Når man designer et overvåkingsopplegg, bør man være oppmerksom på disse ulike feilene og vurdere hvilke(n) type feil det er viktigst å minimere. Egenskaper ved overvåkingsindikatorerne (i særdeleshet variasjon i indikatorverdien) og overvåkingsdesignen (i hovedsak antall gjentak) påvirker risikoen for disse feilene, og det kan være vanskelig å minimere risikoen for alle feilene samtidig. Sannsynligheten for å begå en Type II-feil (dvs. feilaktig avvise en sann alternativ hypotese) avhenger bl.a. av:

- α – jo lavere α (sannsynlighet for å forkaste en sann nullhypotese) er, jo høyere er β (sannsynligheten for å beholde en usann nullhypotese),
- effektstørrelsen – den faktiske forskjellen man ønsker å oppdage, f.eks. økning i populasjonsstørrelse; jo mindre effektstørrelse, jo lavere sannsynlighet for å oppdage den,
- iboende variabilitet i variabelen (indikatorverdien) som måles – jo større variabilitet, jo høyere er β ,
- utvalgsstørrelse – sannsynligheten for å beholde en usann nullhypotese avtar med økende utvalgsstørrelse.

Konklusjon

Når effektovervåking igangsettes for en truet art/naturtype, må en stille seg spørsmålet: hvor store effekter av tiltaket ønsker vi å være i stand til å oppdage, og med hvor stor sikkerhet? Ønsker vi f.eks. å være i stand til å oppdage en 2 % økning i populasjonsstørrelsen av en truet art, eller holder det med en 30 % økning? Ønsker vi å være 80 % sikre på at vi konkluderer riktig med at tiltaket har effekt, eller holder det med 50 %?

For å kunne sette realistiske målsetninger bør en ha kunnskap om variabilitet i verdiene til overvåkingsindikatoren, f.eks. populasjonsstørrelsen til en truet art. Varierer den i stor grad innenfor en lokalitet eller mellom lokaliteter? Varierer den mellom år, enten systematisk (fluktuasjoner) eller mer tilfeldig (f.eks. basert på værforhold)? Kunnskap om variabilitet i overvåkingsindikatoren brukes til å vurdere utvalgsstørrelsen/antall gjentak, både antall overvåkingslokaliteter som bør inngå, samt antall gjentak av datainnsamling på en gitt overvåkingslokalitet, i forhold til målsetningen om størrelsesordenen på effekten man ønsker å oppdage.

En presis design av overvåkingsopplegg vil ofte være avhengig av pilottesting for å få fram mer informasjon om variasjonen i overvåkingsindikatorens verdier og ulike praktiske forhold (f.eks. Tingstad mfl. 2019, Sverdrup-Thygeson mfl. 2013, Åström mfl. 2019a).

5.5.4 Hvor ofte bør datainnsamling foregå fra en gitt overvåkingslokalitet?

Som del av overvåkingsdesignet ligger også en beslutning om hvor ofte datainnsamlingen bør foregå i en gitt overvåkingslokalitet. Dette avhenger både av hvor raskt vi ønsker, og hvor raskt det er mulig, å oppdage effekter av tiltaket, f.eks. etter ett år, eller etter 10 år, og av egenskaper ved overvåkingsindikatorerne og hvordan de responderer på tiltaket. Generelt må endringer i indikatoren følges opp hyppig dersom man raskt skal kunne fange opp (spesielt mindre) endringer. Dersom det er tilstrekkelig å fange opp større endringer etter noen år, kan også overvåkingen foregå med noen års mellomrom.

Ved flere typer av tiltak kan det være viktig både å følge den kortsiktige responsen til indikatoren (f.eks. etter få måneder eller 1–2 år) og en mer langsiktig respons. Hyppig oppfølging av endringer i indikatoren vil også være viktig for å kunne vurdere om tiltaket eller overvåkingen bør justeres (jf. **Figur 6**).

For arter med varierende oppdagbarhet må frekvensen på datainnsamlingen være høyere og mer sesongmessig innrettet enn for arter med stabil oppdagbarhet. F.eks. brukes tre påfølgende år med registreringer (to registreringer per år) som én observasjonsenhet i overvåkingen av kalklindeskogsopper (Brandrud mfl. 2016). Tilsvarende må arter med stor variasjon i populasjonsnivå innen eller mellom år overvåkes flere ganger i året eller i det minste årlig, mens arter med mer stabile populasjoner kan overvåkes f.eks. med fem års mellomrom.

Enkelte indikatorer varierer mye gjennom sesongen på en systematisk måte, slik at det er viktig å legge datainnsamlingen til en bestemt tidsperiode eller et fenologisk stadium på året når indikatoren har god oppdagbarhet og relevant verdi. Andre indikatorer representerer informasjon fra flere arter som varierer i populasjonstetthet gjennom sesongen, f.eks. insekter. I slike tilfeller må data samles inn gjennom hele den aktuelle delen av sesongen for å komme fram til et indikatorrestimat for et gitt år.

5.6 Datalagring, dataanalyse og deling av resultater

5.6.1 Prinsipper for åpne data

Prinsipper for datalagring og -dokumentasjon er nedfelt i FAIR-prinsippet (Wilkinson mfl. 2016) og ligger til grunn i de fleste policydokumenter som omhandler forvaltning av forskningsdata (Pilat & Fukasaku 2007, Kunnskapsdepartementet 2017). Her tar vi utgangspunkt i anbefalinger i Finstad mfl. (2020).

FAIR-prinsippet bygger på fire forutsetninger: (1) Data og metadata skal være mulig å finne (Findable), (2) være nedlastbare eller tilgjengelige (Accessible), (3) være på tekniske og semantiske formater som gjør at de kan settes sammen med andre datakilder (Interoperable), og (4) være utstyrt med lisenser som tillater gjenbruk og mulighet for sitering av originalkilder (Reusable). Gjennom tilgjengeliggjøring av data etter FAIR-prinsippene tilrettelegges det for muligheter for å analysere data på nytt etter hvert som analysemetoder utvikles, og til å sammenstille kunnskap på tvers av studier (meta-analyser, datasynteser).

Tilgjengeliggjøring av data forutsetter infrastruktur for datalagring. Data som ikke kan gjøres offentlig (sensitive data; f.eks. nøyaktig posisjon til rødlistearter eller overvåkingslokaliteter), tilgjengeliggjøres i så langt det er forsvarlig, men da gjerne med upresis geografisk informasjon. Siden data bør kunne gjenbrukes i ulike fagsystemer (e.g. Vannforskriften, Artskart osv.), bør standarder for dataformidling legge til rette for generell datautveksling. Det eksisterer i dag etablerte systemer for dette som kan gjenbrukes.

5.6.2 Felles datainfrastruktur for overvåkingsdata

De pågående overvåkingsprogrammene for natur har ulik forhistorie og formål, og dataene er lagret på ulike plattformer med ulike standarder. Dette fører til at potensialet innen forbedret bruk av overvåkingsdata ikke utnyttes fullt ut, blant annet til helhetlige og økosystemrettede analyser og vurderinger knyttet til samlet belastning og fastsetting av økologisk tilstand.

En infrastruktur med offentlig tilgjengelige og kvalitetssikrede naturmangfolddata, for eksempel gjennom infrastrukturen «Living Norway» (www.livingnorway.no), vil øke kvaliteten på sammenstillinger og synteser der overvåkingsdata brukes. Det vil også gi en mer kostnadseffektiv gjennomføring enn dagens system, der hvert enkelt syntesearbeid må innhente data fra mange ulike

institusjoner og databaser hver gang dette skal gjennomføres. For å unngå denne kostnadskrevende tilnærmingen anbefales det at forvaltningen investerer i slik datainfrastruktur og at denne vurderes opp mot øvrig nasjonal forskningsinfrastruktur.

5.6.3 Samordning av datainnsamling og datalagring

Det anbefales en samordning av datasett fra eksisterende naturovervåkingsprogrammer. Dette vil bedre muligheten for å analysere trender og årsaker til endringer, både innen gitte geografiske områder og innenfor samme type økosystem. Dette krever innlegging av GPS-kordinater for prøvetakingssted i en felles database. Et system for samordnet datainnsamling og -lagring vil kunne gjøre ny datainnsamling, overvåking og følgeforskning til overvåking mer kostnadseffektivt, og det vil gi grunnlag for ny og bedre forskning på økosystemendringer.

Gode databaser legger også grunnlag for å lage gode innsynsløsninger for forvaltning, forskning og allmennheten og dermed god bruk av kunnskapen som samles der. Det bør settes av midler i overvåkingsprogrammer for effektovervåking, slik at lokaliteter med tiltak kan inngå i en felles innsynsløsning.

Resultater fra effektovervåking bør gjøres tilgjengelig i åpne databaser, for eksempel etter mal fra Conservation Evidence (<https://www.conservationevidence.com/>). I denne databasen er resultater fra ulike studier sammenstilt for arter/artsgrupper, naturtyper og typer av tiltak. Slik formidling av resultater legger til rette for læring og utvikling av mer kostnadseffektiv overvåking i framtiden.

5.7 Oppsummering

For all effektovervåking bør det utarbeides en arbeidsflyt, tilsvarende den som er vist i **Figur 6**, og en rekke sentrale elementer må avklares (se **Figur 7**):

Først må det defineres en målsetning for tiltaket og overvåkingen av effektene av tiltaket: hva skal gjennomføres, hvilke effekter forventes av tiltaket og på hvilken romlig og tidsmessig skala skal slike effekter undersøkes?

Deretter bør det formuleres prediksjoner som kan testes, og det må legges opp et design for overvåkingen som kan vise om prediksjonene blir oppfylt. Dette innebærer å

- avklare hva som er målsetningen med tiltaket og den påfølgende overvåkingen?
 - hva skal gjennomføres?
 - hvilke effekter forventes?
 - på hvilken romlig og tidsmessig skala skal effektene undersøkes?
- avgrense definisjonsområdet og overvåkingslokalitetene,
- spesifisere hvordan overvåkingslokalitetene skal velges,
- velge overvåkingsindikatorer for å måle de forventede effektene,
- bestemme utvalg av lokaliteter etter valgt metodikk, inkludert tiltaks- og kontrollområder,
- definere metodikk for datainnsamling, inkludert observasjonsperiode, antall gjentak og metodikk for registrering av valgte indikatorer,
- analysere data og vurdere tiltakenes effekt,
- justere tiltak og/eller overvåkingsmetodikk,
- tilgjengeliggjøre og formidle resultater.

HVA MÅ MAN VITE FOR Å UTFORME ET EFFEKTOVERVÅKINGSOPPLEGG?



Figur 7. Oversikt over de ulike valgene som må tas ved utforming av et overvåkingsopplegg. De ulike valgene gjennomgås i kapitlene 5.1 til 5.5.

6 Eksempler på design av overvåkingsopplegg

I dette kapittelet gjennomgår vi eksempler på effektovervåkingsopplegg for to naturtyper og tre arter basert på metodikken vi har beskrevet i kapittel 5. Vi har valgt én naturtype som forekommer i hele landet (slåttemark) og én som kun forekommer innenfor et avgrenset område (konsentrisk høymyr). Dette får fram hvilke implikasjoner utbredelse har for valgene som gjøres når et effektovervåkingsopplegg skal skisseres. Tilsvarende har vi for arter valgt en art med mange, spredte forekomster (dragehode) og én svært sjelden art (trønderlav). I tillegg har vi inkludert en mobil truet art, nemlig fjellrev, for å synliggjøre hvordan valg av definisjonsområde og overvåkingsindikatorer påvirkes av hvorvidt rødlisteobjektet er bevegelig eller ei.

Rødlisteobjektene vi bruker i dette kapittelet, er alle kjennetegnet ved at vi har relativt god kunnskap om dem. I noen tilfeller vil kunnskapsmangler, f.eks. knyttet til rødlisteobjektets utbredelse, påvirkningsfaktorer og hva som er meningsfylte tiltak, begrense mulighetene til å lage et overvåkingsopplegg, f.eks. for svært mobile arter uten veldefinerte økologiske funksjonsområder.

En oppsummering av de ulike overvåkingsoppleggene med henblikk på kap. 5 og **Figur 7** finnes i slutten av kapittelet.

6.1 Forslag til effektovervåking av slåttemark

6.1.1 Bakgrunn

Med slåttemark menes åpen eller svært spredt tresatt semi-naturlig eng med vegetasjon som er betinget av tradisjonell slått, og som fortsatt bærer preg av dette. Slåttemark forekommer både i innmark og utmark. I NiN inngår slåttemark i fastmarkssystemer T32 Semi-naturlig eng og i våtmarkssystemer V11 Semi-naturlig våteng. Slåttemark skiller fra beitemark ved bruk av underordnet lokal kompleks miljøvariabel slåttemarkspreg med verdien slåttepreg (SP·a).

Slåttemark finnes i hele landet, i alle bioklimatiske soner fra boreonemoral (BN) sone til lavalpin sone (LA), og i alle seksjoner fra sterkt oseanisk seksjon (O3) til svakt kontinental seksjon (C1). Tidligere utgjorde særlig utmarks- og skrapslåtter svært store arealer her til lands, og rester av slåttemarksflora finnes i dag derfor i alle fylker. Dalfører der det er opprettholdt mer ekstensiv landbruksdrift med husdyrhold og grasproduksjon, utgjør gjerne kjerneområder, f.eks. i store deler av Oppland, Buskerud, Telemark, Agder, Vestlandet (der spesielt Møre og Romsdal er et meget viktig slåttemarksfylke) og i indre deler av Trøndelag. I lavereliggende og intensivt drevne områder på Østlandet, Trøndelag og Jæren finnes det lite slåttemark. De senere årenes kartlegging i Troms og Finnmark viser at det også finnes viktige slåttemarker her (Svalheim 2015).

Slåttemark har status som kritisk truet (CR) i Norsk rødliste for naturtyper (Hovstad mfl. 2018). Mangel på skjøtsel i form av slått, eller kombinasjon av slått og beite, er en viktig årsak til nedgang i areal og tilstand for slåttemark. Slått har en annen påvirkning på vegetasjonen enn beite, og slåttemark skiller seg derfor fra beitemark. Slåttemark har oftest et større innslag av urter, mens grasarter ofte dominerer i beitemark. Slåttemark i hevd har ofte også en jevnere artssammensetning og vegetasjonsstruktur enn beitemark. Skjøtsel med beitedyr uten slått vil over tid kunne føre til at slåttemarkspreget blir borte, og at naturtypen over tid går tapt (Norderhaug & Svalheim 2009). Andre aktuelle trusler er oppdyrking og intensivering av gjødselbruken, bruk av frøblandinger med foredlet eller fremmed plantemateriale og bruk av plantevernmidler. Også nedbygging og bruk av arealet til andre formål enn landbruk kan være en trussel i enkelte områder. Tidligere ble slåttemark ofte beitet på høsten etter slått og i noen tilfeller også om våren. Skjøtsel med bare slått uten beiting representerer derfor ofte en forenkling av den tradisjonelle skjøtselen, og kan over tid føre til endringer i artssammensetningen (Hovstad mfl. 2018).

Slåttemark fikk i 2009 egen handlingsplan (DN 2009b) og ble i 2011 utvalgt naturtype med hjemmel i naturmangfoldloven. Miljødirektoratet startet i 2009 oppfølging av handlingsplanen, og en egen tilskuddsordning for skjøtselstiltak i utvalgte naturtyper ble opprettet (se **Vedlegg 1**). Gjennom Miljødirektoratets oppfølging fikk 780 slåtteeenger midler til tiltak i 2018. Majoriteten av disse har verdi A svært viktig (360 stk.) eller B viktig (301 stk.), basert på metoden i DN-Håndbok 13 (DN 2007). De har fått utarbeidet skjøtelsesplan og får tilskudd til f.eks. restaurering, skjøtsel eller informasjonsarbeid gjennom Miljødirektoratets tilskuddsordning for truede naturtyper. Slåttemark er den naturtypen som gjennom Miljødirektoratets tilskuddsordninger får desidert mest midler til oppfølging. Over en treårsperiode fra 2016 til 2018 er det utbetalt over 46 millioner kroner til oppfølging fra Miljødirektoratet.

Gjennomsnittsstørrelsen på slåtteeengene som får tilskudd gjennom «Truede naturtyper», var i 2018 på 8,2 daa, og totalt var om lag 6500 dekar under oppfølging ved Miljødirektoratets ordning. I tillegg skjøttes også artsrike slåttemarker gjennom flere av landbrukets ordninger, samt fellesordninger som Utvalgte kulturlandskap. I 2018 var i overkant av 2500 A-, B- og C-lokaliteter med slåtteeenger kartlagt og lå inne i Naturbase. Om lag en tredjedel av de kartlagte slåtteeengene får tilskudd til tiltak fra Miljødirektoratet. De fleste slåtteeengene med tilskudd til tiltak finnes i sørbo-real og mellomboreal sone. Det er få enger under oppfølging i fjellregionen eller i nordboreal sone i Troms og Finnmark. Også Hedmark har få slåtteeenger som følges opp med tiltak. Det at det er få enger med tiltak i enkelte regioner/fylker, har delvis bakgrunn i ulik fylkesvis praksis ved oppfølging av selve handlingsplanen og delvis mangelfull kartlegging i enkelte regioner.

6.1.2 Formål med tiltak

Tradisjonelt har slått vært viktigste hevdform i slåttemark. Denne skjøtselen ble utført sent, dvs. etter at majoriteten av planter blomstret og satte frø. Av andre tiltak som tidvis utføres i slåttemark, er raking og rydding av kvist og løv om våren, brenning av dødt gras, fjerning av mose, spredning av møkkruker etter beitedyr, fravær av tilført gjødsel utenfra, samt som nevnt over vår- og høstbeite. I det videre omtaler vi kun slått (inklusive bakketørking, raking og bortkjøring av høy) som tiltak.

Formålet er å bedre tilstanden i slåttemarka gjennom slåtstens påvirkning på vegetasjonssammensetning og vegetasjonsstruktur.

6.1.3 Definisjonsområde

Slåttemark finnes i hele landet. Definisjonsområdet for overvåking kan derfor teoretisk være hele landet eller de delene av landet der man ønsker å undersøke effektene av slått som tiltak. Det er en rekke regionale (og lokale) variasjoner i hvordan slåtten utføres. Slåttetidspunktet vil måtte variere en del ut fra ulik vegetasjonsutvikling i forskjellige deler av landet, regionalt og lokalt. Ulike lokale tradisjoner rundt oppstart av slått vil også spille inn. I områder der vårbeiting gjennomføres, blir for eksempel slåtten desto senere.

Her foreslår vi tre alternative tilnærminger for avgrensning av definisjonsområdet: (i) hele landet, (ii) slåtteeengene innenfor et spesielt definert område, eller en gitt bioklimatisk sone, f.eks. sørbo-real eller mellomboreal sone, eller alle engene innen en av disse sonene innenfor en region som Østlandet, eller (iii) alle slåtteeenger tilhørende samme NiN grunntype innen en region, f.eks. alle slåtteeengene av T32-C-4 på Østlandet.

6.1.4 Overvåkingsindikatorer

For å få mer kunnskap om hvordan slått som tiltak påvirker slåttemarka, bør det velges indikatorer som sier noe om lokalitetskvaliteten. Dersom slått ikke blir utført, gror gjerne lokaliteten

igjen med løvkratt fra kantene, det oppmagasineres dødt gras, og det dannes et tykt strøsjikt som igjen vil føre til økt næringstilførsel i jorda. Dette favoriserer framvekst av nitrofile arter som utkonkurrerer konkurransesvake mindre urter, og vegetasjonssammensetningen og vegetasjonsstrukturen i enga endrer seg. Slått medfører at alle artene i enga skjæres av i samme høyde, noe som hindrer tuedannelse og gir slåttemarker i hevd den karakteristiske jevne overflatestrukturen. Når slåtten opphører, vil tuedannende grasarter som kvassbunke *Deschampsia cespitosa* og finnskjegg *Nardus stricta* fritt kunne utvikle sine naturlige tuer.

Vi foreslår derfor følgende indikatorer for å fange opp de viktigste egenskapene for slåttemarkas tilstand. Disse indikatorene kan også kobles til foreslåtte indikatorer for semi-naturlig mark i Fag-system for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017, Nybø mfl. 2018):

- NiN grunntype.
- Arealet til enheten.
- Vegetasjonssammensetning, med avledede indikatorer for
 - artsrikhet av karplanter,
 - dekningsgrad av positive indikatorer eller habitatspesifikke arter, mengdemål tilpasses forekomst av art,
 - dekningsgrad av negative indikatorer (arter som øker ved opphør av slått),
 - dekningsgrad av lokalitetsspesifikke, regionale eller truede arter,
 - gras:urteforholdet, målt som forholdet mellom dekningsgrad for henholdsvis gras og urter.
- Tuethet som en aktuell indikator for å måle vegetasjonsstrukturen.
- Arealandel av treaktige lyng, busker og trær som et uttrykk for gjengroing.
- Bredden av kantsone mot andre naturtyper eller lineære element i naturtypen.

6.1.5 Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Naturtypen slåttemark utgjør i dag en svært liten del av det norske landarealet, der lokalitetene gjerne ligger spredt og er små. Det er derfor ikke hensiktsmessig å velge observasjonssteder helt tilfeldig, da sannsynligheten for å treffe på en slåttemark er svært liten, jf. Arealrepresentativ naturovervåking, ANO (Tingstad mfl. 2019). Utvalget av observasjonsenheter kan for eksempel følge prosedyre tilnærmet lik Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge, ASO 2.0 (Johansen mfl. 2019), der en baserer seg på et hierarkisk sannsynlighetsbasert utvalg basert på en prediksjonsmodell. I prediksjonsmodellen kan det inngå faktorer som f.eks. forekomst av naturbaselokalitet med slåttemark, eventuelt NiN-type og nærhet til gårdsbruk.

Selektiv overvåking blant et utvalg kjente lokaliteter har gjerne vært det som oftest er gjennomført fram til nå, siden de økonomiske rammene gjerne har vært begrenset. Det har vært vanlig å velge lokaliteter ut fra kjennskap til grunneier, mulighet for god oppfølging av tiltakene osv. Ved selektiv overvåking får datainnsamlingen mindre overførbarhet ut over de aktuelle lokalitetene.

En tredje tilnærming til utvalg av overvåkingslokaliteter er å trekke et visst antall lokaliteter tilfeldig blant kjente lokaliteter innenfor det aktuelle definisjonsområdet. Blant disse trekkes et antall ut for gjennomføring av tiltak, mens resten fungerer som kontrollområder uten tiltak. Det er mulig å foreta en stratifisering av utvalget knyttet til geografiske eller bioklimatiske regioner innen definisjonsområdet eller til variasjon i lokale miljøforhold eller eiendomsforhold. Det er imidlertid viktig at lokaliteter både for tiltak og kontroll velges balansert fra alle aktuelle strata og annen variasjon i miljøforhold etc. Ideelt sett bør det også velges tilfeldig hvilke lokaliteter som skal ha tiltak og hvilke som skal fungere som kontroll uten tiltak. Dette kan imidlertid være vanskelig siden tiltak betinger at grunneiere er aktivt involvert i gjennomføring av tiltakene, og at de gjennomføres i overensstemmelse med føringer gitt av Miljødirektoratet.

En fjerde tilnærming kan være å ha tiltaks- og kontrollområder innenfor samme lokalitet. Dette betinger at slåttene ikke gjennomføres på hele lokaliteten. Også med denne tilnærmingen kan en stratifisere utvalget f.eks. på geografiske eller bioklimatiske regioner innen definisjonsområdet eller på variasjon i lokale miljøforhold eller eiendomsforhold.

Avgrensning av overvåkingslokaliteter

Slåttemark er blitt kartlagt gjennom ulike kartleggingssystemer. Fram til 2019 ble de kartlagt etter metoden i DN-håndbok 13 (DN 2007), men de siste årene er de også kartlagt ved bruk av NiN (Miljødirektoratet 2019a). Begge har angitt metoder for avgrensning av lokaliteter (slåttemarkspolygoner) og fastsetting av kvalitet eller verdi av lokaliteten. Slåttemarker kartlagt etter DN-håndbok 13 eller Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2019a) er lagt inn i Naturbase. En observasjonsenhet kan da utgjøre arealet til en avgrenset, kartlagt slåttemark innen definisjonsområdet. Ved oppstart av effektovervåking, må avgrensning justeres ved behov slik at den er mest mulig presis. På grunn av varierende kvalitet i avgrensning i Naturbase må informasjon om lokaliteten ved etablering av overvåking oppdateres, inkludert gjeldende metode for avgrensning.

Metodikk for innsamling av data på overvåkingslokaliteten

Datainnsamling for indikatorene på hver lokalitet må fordeles over lokaliteten på en måte som fanger opp den interne økologiske variasjonen. NiN-grunntyper og arealer vil registreres på lokalitetsnivå, mens andre indikatorer kan registreres innenfor prøveflater. Statistisk vil det være best med tilfeldig utlegging av et antall prøveflater. Siden slåttemarkslokaliteter kan ha en tydelig sonering fra kanten og inn mot sentrum av lokaliteten, kan det imidlertid være relevant å legge ut prøveflater langs transekter fra kanten mot sentrum. Transektene bør fordeles tilfeldig eller systematisk langs kanten av lokaliteten for å sikre dekning av hele lokaliteten. Tilsvarende bør ev. prøveflater langs transektene legges ut tilfeldig eller systematisk. Prøveflatenes størrelse avhenger av størrelsen på lokaliteten og hvilke indikatorer som skal registreres. For registrering av arter er det vanlig å bruke prøveflater på fra 0,5 x 0,5 m til 2 x 2 m, der artene registreres som forekomst og ved et mål på mengde (dekningsgrad eller frekvens). Prøveflatene kan være faste eller trekkes på nytt ved hver undersøkelse. Faste prøveflater er å foretrekke for å minimere variasjonen ved gjentatt undersøkelse, men det forutsetter at prøveflatene kan merkes permanent og kan gjenfinnes med rimelig innsats. Antall prøveflater bør være tilstrekkelig til å dekke variasjonen innen lokaliteten og til å gi tilstrekkelig statistisk utsagnskraft (jf. neste avsnitt).

Krav til statistisk utsagnskraft

Det er vanskelig å angi presise anslag for hvor store endringer som bør kunne oppdages innenfor en viss tidsperiode med tiltak og overvåking. Imidlertid må det være et visst minimum av gjentak for å kunne påvise endringer statistisk. Som en tommelfingerregel kan vi si at resultater som skal ha utsagnskraft for hele definisjonsområdet, bør omfatte overvåking av minst 30 lokaliteter med tiltak og tilsvarende mange kontroller. Antallet vil avhenge både av variasjonen i økologi og tidligere driftshistorie mellom lokalitetene og av den interne variasjonen i måling av indikatorene. Tilsvarende bør man ha minst 20 prøveflater eller andre innsamlingsenheter per lokalitet dersom man ønsker å få utsagnskraftige resultater for effektene av tiltak for hver enkelt lokalitet. Se ellers diskusjonen av dette temaet i kapittel 5.5.3.

Hvor ofte bør data samles inn?

Endringer i slåttemarker, spesielt i fuktenger, vil foregå forholdsvis raskt hvis hevden opphører, sammenlignet med endringer i økosystemer som ikke er avhengige av slik regelmessig påvirkning. Likevel kan det være tilstrekkelig med gjentatt registrering av indikatorer f.eks. hvert 5. år. Umiddelbart etter gjennomføring av tiltak kan det imidlertid være viktig å følge endringsprosessene tettere, ved registreringer hvert år. Registreringene bør legges til en tid på sommeren der de aktuelle indikatorene kan registreres på best mulig måte, f.eks. rett før slått.

6.1.6 Oppsummering

Slåttemark finnes i hele landet, men regionale forskjeller i artssammensetning, skjøtselsregimer og ulik prioritering for kartlegging og oppfølging gjør at definisjonsområdet bør snevres inn slik at utvalget av lokaliteter blir sammenlignbart og ikke favner for store regionale forskjeller. Alternativt må utvalgsstørrelsen økes slik at regionale forskjeller kan fanges opp i utvalget. I eksempelet over har vi gitt forslag til indikatorer og overvåkingsdesign for tiltaket slått. Slått er et sentralt tiltak for å ivareta naturtypen. De foreslåtte indikatorene vektlegger derfor å fange opp endringene som skjer i vegetasjonssammensetningen og strukturen i enga når tiltaket gjennomføres, dvs. om tiltaket lykkes med å bringe tilstanden i enga nærmere en tilstand som følger av god hevd.

6.2 Forslag til effektovervåking av konsentrisk høymyr

6.2.1 Bakgrunn

Konsentrisk høymyr opptreer kun i lavlandet sørøst på Østlandet, der den er kjent fra 32 lokaliteter. I rødlista for naturtyper (Lyngstad mfl. 2018) er den vurdert som sterkt truet (EN) på bakgrunn av et lite utbredelsesareal kombinert med nedgang i tilstand og areal (kriterium B1), samt en kombinasjon av at andelen areal med inngrep er > 80 % og en vurdert alvorlighetsgrad av inngrepene på > 50 % (kriterier C1 og C2).

Konsentrisk høymyr er en torvmarksform i NiN og er én av tre torvmarksformer som inngår i typisk høymyr. De to andre torvmarksformene er eksentrisk høymyr og platahøymyr, som begge er vanligere og har et større utbredelsesområde enn konsentrisk høymyr. Felles for torvmarksformene innen typisk høymyr er at myrflata har nedbørmrvegetasjon (ombrotrof vegetasjon), og at de har en torvkuppel som er bygd opp under ombrotrofe forhold (ombrogen torv). Godt utviklete typiske hømyrer har lag, en kant med kantskog, og en mer eller mindre åpen myrflate. Særsilt for konsentrisk høymyr er at typen har konsentrisk formete strukturer (høljer og strenger) rundt et sentralt toppunkt, og det er fall fra toppunktet og i alle retninger ut mot kanten.

Typisk høymyr egner seg for kartlegging ved hjelp av flybilder, og på Østlandet og Sørlandet er slik kartlegging systematisk gjennomført (Lyngstad mfl. 2012, Lyngstad & Vold 2015, Lyngstad 2016, Lyngstad & Fandrem 2017). Som en del av kartleggingen er det inkludert en vurdering av tilstand for de enkelte lokalitetene. Vi regner derfor med at alle (eller nær alle) lokaliteter med konsentrisk høymyr er kartfestet. Unntakene kan gjelde svakt utviklete lokaliteter eller lokaliteter med store inngrep, da disse kan være vanskelige å tolke riktig på flybilder.

6.2.2 Formål med tiltak

Grøfting og torvtekt er de arealmessig viktigste truslene mot konsentrisk høymyr, men oppdyrking og nedbygging er påvirkninger som begge spiller viktige roller. Felles for disse er at vannhusholdningen (hydrologien) påvirkes ved at vannstanden senkes. Aktuelle tiltak for å bedre tilstanden for naturtypen vil i all hovedsak være knyttet til restaurering av vannhusholdning, det vil si å få vannstanden tilbake til det opprinnelige nivået. Avhengig av mengde og type inngrep (f.eks. grøfting eller torvtekt) kan det benyttes noe ulike metodikk. Plugging av grøfter er vanligst, men «bundning» er aktuelt der det er tett mellom grøftene, eller usikkert om plugging gir god nok effekt. Ved bundning anlegges en lengre voll med tettpakka torv på tvers av grøftene, og denne må nå dypere enn grøftene den skal blokkere. I kanten av torvtak og i områder med erosjon kan det være stor høydeforskjell over korte distanser, og her kan «gully ditching» være nødvendig for å stabilisere torva. Denne metoden går ut på å anlegge mange demninger over korte avstander, typisk i små raviner som oppstår der torva eroderes. Uavhengig av metode er formålet å få hevet vannstanden nært opp til overflata på myra. Alle disse metodene for å heve vannstand kan suppleres med hogst hvis det er trær som påvirker evapotranspirasjonen vesentlig. Plantet

skog bør som hovedregel fjernes, mens det ved spontan gjengroing bør gjøres konkrete vurderinger av om det er hensiktsmessig.

Vi kjenner til to lokaliteter med konsentrisk høymyr som har blitt hydrologisk restaurert; Aurstadmåsan på Romerike og Gjennestadmyra nord for Sandefjord. I begge tilfeller har dette skjedd gjennom Miljødirektoratets plan for restaurering av våtmark (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016). Aurstadmåsan er én av tre restaurerte myrlokaliteter der effekter av hydrologisk restaurering overvåkes (Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018a).

6.2.3 Definisjonsområde

Vår bedømmelse er at resultatene av overvåking av konsentrisk høymyr vil være relevant for typisk høymyr på sørøstlige deler av Østlandet, det vil si hele den geografiske regionen der konsentrisk høymyr opptrer. De mest aktuelle bioklimatiske regionene er boreonemoral og sør-boreal sone i overgangsseksjon og svakt oseanisk seksjon.

De tre torvmarksformene som utgjør typisk høymyr er hydrologisk, utviklingsmessig (vegetasjonshistorisk) og vegetasjonsmessig relativt like. I samband med effektovervåking kan det derfor være relevant å behandle konsentrisk høymyr, eksentrisk høymyr og platåhøymyr sammen. Det vil si at resultater av effektovervåking i én type vil være gyldige for de to andre typene (innen samme region). Hvis vi godtar dette premisset, vil definisjonsområdet være de delene av landet der typisk høymyr forekommer. Hovedutbredelsen (kjerneområdet) for typisk høymyr er lavlandet på Østlandet og i Trøndelag. Typen forekommer spredt helt sør til Agder, i indre fjordstrøk på Vestlandet (særlig Møre og Romsdal), og på Helgeland. Forekomster lenger nord er rapportert, men det er usikkert om det er tale om de samme torvmarksformene. De aktuelle bioklimatiske regionene er boreonemoral til mellomboreal sone i overgangsseksjonen samt i klart oseanisk seksjon.

6.2.4 Overvåkingsindikatorer

Både direkte indikatorer for høymyras biologiske (utvalgte arter) eller fysiske (vannstand) tilstand og indirekte indikatorer som grad av påvirkning er aktuelle. I myrnatur kan en effektovervåking av hydrologiske tiltak ved en indikator for vannstand gjøres enklere og billigere enn en overvåking for å dokumentere økologisk tilstand.

En rekke direkte indikatorer for den biologiske tilstanden kan avledes fra data om vegetasjonens sammensetning på høymyra. I Fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017, Nybø mfl. 2018) er det beskrevet en rekke mulige indikatorer for å måle økologisk tilstand i våtmark, der flere av indikatorene for «Myr og kilde» er aktuelle for å dokumentere effekter av tiltak for hydrologisk restaurering av konsentrisk høymyr. Økt indikatorverdi for Ellenberg L (lys) tilsier mindre busker og trær; økt mengde av dystarr, kvitmyrak, sivblom og smalsoldogg indikerer bløtere forhold; dekning og artssammensetning av torvmoser kan si noe om hydrologien (krever bestemmelse på artsnivå). En god indikator er dekning av busker og trær. Den representerer effekten av endringer i hydrologi på myr, gitt at vi kan koble dette til inngrep som grøfting (se Nybø & Evju 2017). I tillegg kommer indikatorer for vannstand.

6.2.5 Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokaliteter

I dette tilfellet har vi en truet naturtype med et fåtall lokaliteter, der vi i praksis kan anta at alle lokaliteter og deres tilstand er kjent. Her er det altså mulig å se for seg totalovervåking, eventuelt å differensiere mellom intensiv overvåking i et utvalg lokaliteter og ekstensiv overvåking av alle

lokaliteter. Den eksisterende overvåkingen på Aurstadmåsan er et eksempel på intensiv feltovervåking, mens ekstensiv overvåking f.eks. kan gjøres gjennom fjernmåling.

Konsentrisk høymyr forekommer i relativt kontinentale områder i lavlandet, og har liten regional (bioklimatisk) variasjon. Liten variasjon mellom lokaliteter betyr at vi kan klare oss med å overvåke et mindre antall lokaliteter og likevel få statistisk signifikante resultater. Dette taler for å overvåke et utvalg lokaliteter. I dette tilfellet, med så få lokaliteter, er det imidlertid lite å spare på å velge vekk noen av dem, særlig når fjernmåling kan anvendes for å gi et fullstendig bilde av utviklingen.

Et tiltak kan ha utilsiktede effekter, og for sjeldne naturtyper er dette en risiko som bør vurderes. Det vil være svært uheldig om samme tiltak gjøres i alle lokaliteter, og det viser seg at det gir negative effekter. For hydrologisk restaurering av myr kjenner vi ikke til negative effekter for myra som økosystem hvis restaureringen gir et hydrologisk regime som er likt det opprinnelige (før inngrep). Det er imidlertid en viss risiko knyttet til å finne riktig metode for å heve vannstanden, og til om vi klarer å gjenskape hydrologien. Det vil si at risikoen i første rekke er knyttet til om vi klarer å restaurere som vi ønsker.

For å kontrollere effekten av et tiltak må vi ha kontrollområder uten tiltak, og det er relevant både å følge intakte myrer, og myrer med inngrep som ikke restaureres. Blant de 32 lokalitetene som har konsentrisk høymyr, er det fem lokaliteter som er uten kjente inngrep, og ytterligere en håndfull som har så lite inngrep at de sannsynligvis kan fungere som referanse for god økologisk tilstand. Blant de resterende om lag 20 lokalitetene opptrer ulike kategorier inngrep, men det kan antakelig la seg gjøre å finne egnede referanseområder som ikke restaureres.

Avgrensning av overvåkingslokaliteter

Overvåkingslokaliteten bør være hele myrmasse med konsentrisk høymyr, siden dette er den aktuelle hydromorfologiske enheten. Det er hele myrmasse som påvirkes ved restaurering, og data relatert til hydrologisk status vil ikke være uavhengige innen ett og samme masse. Det betyr bl.a. at kontrollmålinger må gjøres i andre myrmasse enn det som restaureres.

Metodikk for innsamling av data på overvåkingslokaliteten

For å overvåke effekter av tiltak er vi avhengige av å hente inn data om situasjonen før og etter et tiltak. Vannstand bør måles ved hjelp av sensorer og dataloggere som registrerer og lagrer data kontinuerlig. Det beste er om data kan sendes eller lastes ned automatisk, men nedlasting på stedet (f.eks. til bærbar datamaskin) kan være et godt alternativ. Målinger bør gjøres i brønner (rør) som helst bør forankres i underliggende løsmasser, og der vann slippes inn via slisser i røret. Måleutstyret er i dag så kompakt at både sensor og logger kan plasseres inne i slike rør.

Dekning av busk- og tresjikt kan effektivt overvåkes ved hjelp av LiDAR-målinger fra flybårne sensorer. Flybilder kan også brukes, men vil kreve mer manuell tolking. LiDAR-data kan antakelig også brukes til å dokumentere fordeling av myrstrukturer (som tue og hølje), men her vil oppløsning på data sette begrensinger. Sensorer montert på drone er sannsynligvis nødvendig for å oppnå god nok oppløsning. Ved å benytte tidsserier med flybilder eller etablere tidsserier med LiDAR-målinger som dekker tidsperioden fra før til etter gjennomføring av tiltak, kan vi dokumentere effekter på indikatoren «dekning av busk- og tresjikt» ved hjelp av fjernovervåking.

Vegetasjonsdata bør samles inn i permanente prøveflater, og disse kan legges ut langs transekter, i blokker, eller legges ut tilfeldig. I den pågående overvåkingen er prøveflatene lagt ut langs transekter (Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018a).

Krav til statistisk utsgnskraft

Det er ikke vurdert nærmere hvor mye data som kreves for statistisk å påvise endringer som en følge av restaurering i konsentrisk høymyr. Dette vil dessuten variere mellom ulike datatyper, og det er sannsynlig at det er endringer i vannstand som vil være lettest å oppdage raskt. Endringer i vegetasjon vil kreve mer data og lengre tidshorisont å påvise med sikkerhet.

Hvor ofte bør data samles inn?

Vannstand bør måles kontinuerlig gjennom året, og særlig i perioden før og etter restaurering er kontinuerlig måling viktig. Ved intensiv overvåking bør vannstand følges i mange år (flere tiår), mens det i lokaliteter med ekstensiv overvåking kan være nok å følge vannstanden over f.eks. to år, eller inntil nivået er stabilt (gitt naturlige svingninger). Vegetasjonen vil reagere saktere på restaurering, men bør helst følges opp første gang innen et par år etter tiltak ble satt inn. Videre vil det antakelig være tilstrekkelig med datainnhenting hvert femte år.

6.2.6 Oppsummering

De tre torvmarksformene som utgjør typisk høymyr, er hydrologisk, utviklingsmessig (historisk) og vegetasjonsmessig relativt like. I samband med effektovervåking kan det derfor være relevant å se konsentrisk høymyr, eksentrisk høymyr og platåhøymyr samlet, dvs. at resultater av effektovervåking i én type vil være gyldige for de to andre typene (innen samme region). Dårlig økologisk tilstand på typisk høymyr henger vanligvis samme med inngrep i hydrologien, og det mest aktuelle i slike tilfeller er hydrologisk restaurering. Indikatorene må derfor si noe om hydrologien på myra. For å dokumentere effektene av restaurering bør det gjennomføres intensiv overvåking i et begrenset antall lokaliteter, og ekstensiv overvåking ved hjelp av fjernmåling for resten av lokalitetene. For myrtyper med mange forekomster kan ekstensiv overvåking gjennomføres i et utvalg lokaliteter, men for konsentrisk høymyr anbefaler vi å inkludere alle kjente lokaliteter.

6.3 Forslag til effektovervåking av dragehode

6.3.1 Bakgrunn

Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) er en flerårig plante i leppeblomstfamilien. Arten er knyttet til lysåpne habitater med tørt og veldrenert jordsmonn med lite humusinnhold, i hovedsak på kalkrik berggrunn (Stabbetorp & Endrestøl 2011, Østhagen 1972, Nilsen 1985). Habitatene kan grovt deles i to typer: tørr, ekstensivt drevet kulturmark og bratt- og grunnlendt naturmark. Dragehode vokser i artsrike plantesamfunn (Østhagen 1972, Nilsen 1985, Bakkestuen mfl. 2014), ofte sammen med andre rødlistearter (Bakkestuen mfl. 2014, Evju mfl. upubl.). Diversiteten av insekter er også generelt høy i dragehodes habitater, og arten er også vertsplante for den sterkt truede arten dragehodeglansbille (Stabbetorp & Endrestøl 2011).

Dragehode forekommer fra Sentral-Asia og Sibir vest til Sentral-Europa og Skandinavia, og de norske populasjonene utgjør artens vestligste og nordligste forekomster (Stabbetorp & Endrestøl 2011). I Norge har arten en sørøstlig utbredelse, med flertallet av forekomster innenfor de nordre delene av Oslofeltet. Forekomstene er først og fremst konsentrert til indre del av Oslofjorden og Mjøsa, men strekker seg også oppover i dalførene; i Gudbrandsdalen til Otta og videre i Ottadalen til Vågå, i Valdres til Vang og Øystre Slidre, og i Hallingdal til Gol og videre opp til Hemseidal. I tillegg er Vestre Gausdal et viktig forekomstområde for arten (Nilsen 1985).

Dragehode er vurdert som sårbar (VU) på Norsk rødliste for arter 2015 på grunn av pågående tilbakegang og tilknytning til truede naturtyper. Arten ble fredet i 2005, men fredningen omfatter ikke artens leveområder og har som sin viktigste funksjon å hindre desimering av bestandene gjennom innsamling og plukking. I 2011 fikk dragehode status som prioritert art med egen forskrift (Lovdata 2011), og arten har sin egen handlingsplan (Stabbetorp & Endrestøl 2011, DN 2010). Her er det foreslått biotopforbedrende tiltak/skjøtsel, som fokuserer på å bevare lysåpen vegetasjon og unngå næringsanriking og dannelse av humuslag i jordsmonnet, eksempelvis gjennom beiting, slått, krattrydding eller brenning. Det understrekes samtidig at det er usikkert hvordan dragehode responderer på ulike tiltakstyper og hvordan tiltakene bør utføres (omfang, intervall mv.). Fjerning av fremmede arter og kanalisering av ferdsløp er også aktuelle tiltak på noen lokaliteter.

Dragehode er en av de artene som har mottatt mest tilskudd over tilskuddsordningen for truede arter i perioden 2016–2018 (kap. 3.4.1), med i alt 54 innvilgede prosjekter, hvorav 44 omhandlet skjøtsel, seks kartlegging og overvåking og et prosjekt på hvert av tiltakene biotopforbedring, gjerding, informasjon og annet.

Fylkesmannen i Oslo og Akershus ba NINA i 2016 om faglige råd om etablering av overvåking av dragehode, med bakgrunn i et behov for mer kunnskap om status og utvikling for artens populasjoner. NINA utarbeidet i 2016 et slikt forslag for overvåking, med utgangspunkt i følgende overvåkingsformål: «Vi har tatt som utgangspunkt at det overordnede formålet med overvåkingen av dragehode er å få oversikt over status og utvikling over tid for dragehodepopulasjoner i Norge. En populasjon er her definert som en lokalitet med forekomst av dragehode. Samtidig skal overvåkingen gi oversikt over utvikling av populasjonsstørrelser lokalt. Overvåkingen legges opp slik at kunnskap om viktige påvirkningsfaktorer samles inn som en del av overvåkingen, og på en slik måte at man systematisk kan innhente erfaringer om effekt av tiltak.» (Evju mfl. 2016).

Overvåkingen som foregår i regi av NINA, startet i 2017 og er nå en basisovervåking, ikke en overvåking av effekter av tiltak. Per 2019 er det etablert overvåking i 21 lokaliteter, fordelt på de tre regionene Oslofjorden, Ringerike og Hadeland. I tillegg gjennomfører Miljøfaglig utredning skjøtsel og overvåking av dragehode på en rekke lokaliteter i Oppland (Larsen & Høitomt 2016, 2017, 2020), og NIBIO gjennomførte i perioden 2014-2016 en studie av populasjonsdynamikk hos dragehode i forbindelse med skjøtselstiltak (Sickel mfl. 2017).

6.3.2 Formål med tiltak

En rekke tiltak kan, som nevnt over, være aktuelle for dragehode (se f.eks. Stabbetorp & Endrestøl 2011, Larsen & Høitomt 2017, Sickel mfl. 2017). I dette eksempelet velger vi krattrydding. Rydding av kratt er et aktuelt tiltak på lokaliteter hvor bruk har opphørt eller avtatt, og gjengroing med kratt, busker og småtrær har startet. Svenske erfaringer har vist at krattrydding kan ha negative effekter på dragehode, sannsynligvis fordi nedkutting av busker og trær fører til en økt næringstilgang i jorda når røttene deres brytes ned (Naturvårdsverket 2007).

Formål med tiltaket er å bedre habitatkvaliteten for dragehode, og på den måten øke rekrutteringen og dermed populasjonsstørrelsen på lokaliteten gjennom fjerning av busker (f.eks. einer, mispler og roser).

6.3.3 Definisjonsområde

I dette eksemplet ønsker vi å undersøke effekten av krattrydding på dragehode på én bestemt lokalitet. Definisjonsområdet for overvåkingen er dermed den valgte lokaliteten.

6.3.4 Overvåkingsindikatorer

Formålet med tiltaket er å forbedre habitatet for dragehode og øke rekruttering og populasjonsstørrelsen på lokaliteten. For å undersøke om tiltaket har en effekt, er det behov for indikatorer som representerer kvalitet på habitat og populasjonsstørrelse og -struktur lokalt.

Ettersom tiltaket retter seg inn mot å fjerne busksjiktet, er det relevant med indikatorer som representerer busksjiktet. Ettersom vi mistenker at tiltaket kan øke næringstilgangen i jorda, er det videre relevant med indikatorer som sier noe om vegetasjonssammensetning og -struktur. Vi har dessuten behov for indikatorer knyttet til dragehodes populasjonsstørrelse og -struktur.

Følgende indikatorer foreslås: 1) dekning av vedplanter, 2) dekning av feltsjikt, 3) vegetasjonshøyde, 4) populasjonsstørrelse av dragehode og 5) dragehodepopulasjonens størrelsesstruktur, registrert som antall fertile planter, antall vegetative planter og antall frøplanter.

6.3.5 Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokalitet

Overvåkingslokaliteten velges subjektivt blant lokaliteter med en viss grad av gjengroing. Gjennomføringen av opplegget er også avhengig av en grunneier som tillater skjøtsel og permanent merking av overvåkingsruter.

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Overvåkingslokaliteten avgrenses som dragehodes potensielle habitat på lokaliteten, på bakgrunn av en vurdering av naturtype (NiN-kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) rundt en gitt forekomst av dragehode (Evju mfl. 2016, Sickel mfl. 2017). Overvåkingslokaliteten inkluderer altså en gitt populasjon av dragehode, samt det arealet rundt populasjonen der arten potensielt kan vokse.

Metodikk for innsamling av data på overvåkingslokaliteten

På overvåkingslokaliteten etableres permanente overvåkingsruter på 1 x 1 m etter prosedyren benyttet av NINA (Evju mfl. 2016, Evju mfl. upubl.). Utvalgsmetodikken er basert på en systematisk tilfeldighetsmekanisme: Lokalitetens geografiske midtpunkt bestemmes. Fra midtpunktet trekkes åtte transekter til lokalitetens yttergrenser, i himmelretningene N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV (se Karijord 2020). Hver meter av høyresiden av hvert transekt (fra midtpunktet til yttergrensen) er en potensiell overvåkingsrute. Alle potensielle overvåkingsruter undersøkes for dragehode. Det trekkes 10 ruter tilfeldig fra potensielle overvåkingsruter MED dragehode og ti ruter tilfeldig fra potensielle overvåkingsruter UTEN dragehode (**Figur 8**). Utvalgsmetodikken gjør det mulig å estimere forventningsrette verdier for overvåkingsindikatorerne på lokaliteten, samtidig som innsatsen knyttet til å finne igjen overvåkingsrutene er begrenset.

Krattrydding gjennomføres på og rundt halvparten av rutene med dragehode og halvparten av rutene uten dragehode, og det trekkes tilfeldig hvilke ruter som skal utsettes for skjøtsel. Det gjennomføres registreringer av overvåkingsindikatorerne før og etter krattrydding.

Krav til statistisk utsagnskraft

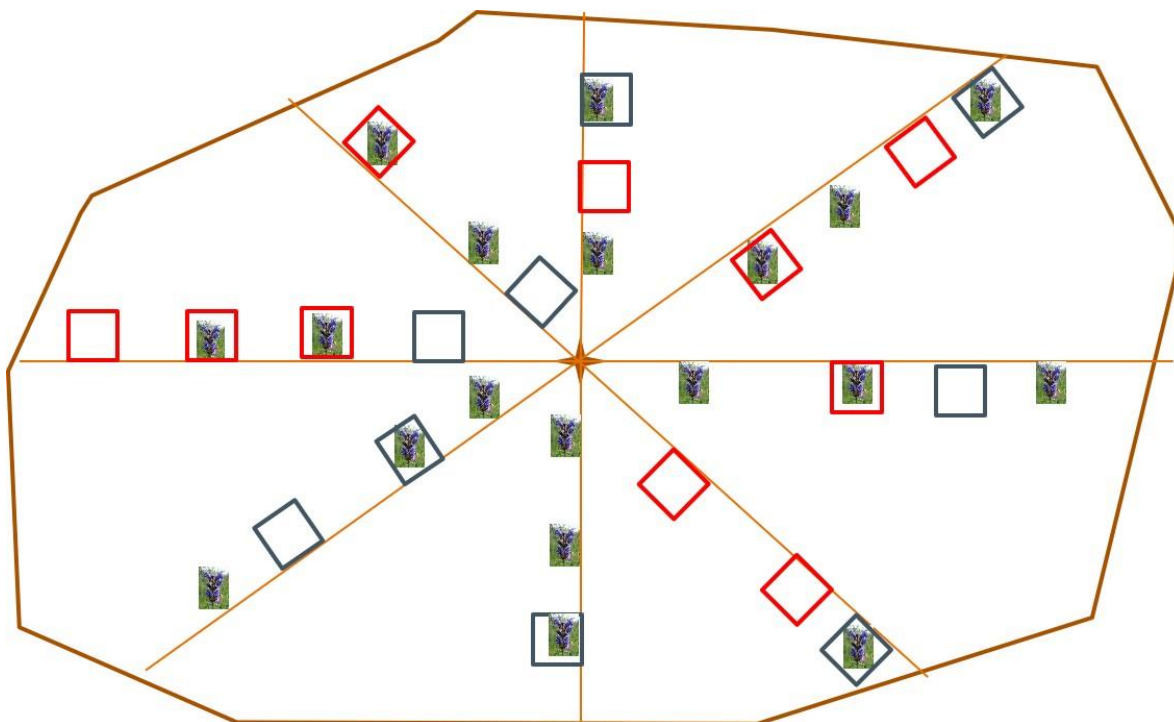
Vi antar at ti ruter per behandling er nok til å oppdage endringer i overvåkingsindikatorerne, men har ikke benyttet data (reelle eller simulerte) til å undersøke hvor store endringer og med hvor stor sikkerhet endringene kan oppdages.

Hvor ofte bør data samles inn?

Larsen & Høitomt (2020) har gjennom flerårige undersøkelser av lokaliteter med dragehode vist at det kan være svært store fluktuasjoner i lokal populasjonsstørrelse. Årlige registreringer er derfor anbefalt. Registreringene bør gjennomføres i dragehodes blomstringstid.

6.3.6 Oppsummering

Dette forslaget til overvåkingsopplegg er et eksempel på oppfølging av effekter av et gitt skjøtselstiltak (krattrydding) på en subjektivt valgt overvåkingslokalitet, og forslaget er basert på anbefalinger i Evju mfl. (2016, upubl.), Larsen & Høitomt (2017, 2020) og Sickel mfl. (2017). Overvåkingsindikatorerne er valgt for å svare til formålet med overvåkingen, men det er ikke gjort en statistisk vurdering av hvilken størrelsesorden av effekter på overvåkingsindikatorerne som kan fanges opp med de foreslåtte utvalgsstørrelsene. Det er også viktig å presisere at resultatet bare vil være gyldig for akkurat denne lokaliteten; vi kan ikke si noe om effekten av krattrydding på dragehode generelt.



Figur 8. Design for etablering av overvåkingsruter på en lokalitet med dragehode. De tykke linjene viser lokalitetens yttergrense, mens stjernen viser lokalitetens midtpunkt. De tynne linjene viser transekter i åtte himmelretninger. Langs transektene undersøkes forekomst av dragehode (representert med bilder av dragehode). Det trekkes tilfeldig 10 ruter blant rutene med dragehodeforekomst og 10 ruter blant rutene uten dragehodeforekomst.

Den overvåkingen som foregår av dragehode i dag, er enten basisovervåking, uten å se på effekter av tiltak (Evju mfl. upubl.), eller uten statistisk vurdering av effektstørrelser (kvalitative heller enn kvantitative vurderinger av effekter av tiltak; Larsen & Høitomt 2017, 2020). En kombinasjon av de to oppleggene vil være et steg framover for å få bedre oversikt over effektene av tiltak på populasjonsstørrelser og -struktur (og dermed levedyktighet) for lokale dragehodepopulasjoner. Data fra pågående prosjekter bør brukes for å optimalisere en slik overvåking.

6.4 Forslag til effektovervåking av trønderlav

6.4.1 Bakgrunn

Trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) er en relativt liten epifyttisk bladlav. Arten vokser på greiner av levende gran (*Picea abies*) i boreal regnskog, raviner og bekkedaler. Arten krever oseanisk klima eller på en annen måte fuktig lokalklima og gode lysforhold (Holien 2015). Vertstrærne er forholdsvis små og undertrykte trær med god kvistsetting, yngre enn gjennomsnittlig bestandsalder, og de står gjerne i ravinebunn eller på bekkkant ut mot en glenne (Holien 2015). Fordi substratet er midlertidig, er langsiktig overlevelse av populasjoner avhengig av stadig rekolonisering av nye trær og nye lokaliteter. Trønderlav krever videre cyanobakterien *Scytonema* som symbiont. Trønderlav har ingen former for vegetative spredningsenheter og sprer seg kun med ascosporer fra fruktlegemene. Den er derfor avhengig av tilgang på frittlevende *Scytonema*-cyanobakterier eller andre lavarter med samme cyanobakteriekomponent for å danne nye lavthalli. Trønderlav har veldig lave vekst- og reproduksjonshastigheter. Thallus-tettheten er vanligvis lav; arten vokser oftest bare på en liten andel av passende vertstrær, og vanligvis med bare ett thallus eller få thalli per tre.

I Norge er arten kjent fra én fuktig bekkeløft i Hedmark hvor den vokser på kvister av gran i svært fuktig miljø, samt fra to mulige lokaliteter i boreal regnskog i Nord-Trøndelag. Førstnevnte populasjon i Hedmark er vital (ca. 1600 individer på 17 trær innenfor en hektar er en uvanlig høy tetthet; Björn Nordén, pers. medd. 29.8.2018), men forekomstene i Nord-Trøndelag består av kun ett eksemplar hver som er i dårlig forfatning (Holien 2015) og mulig utdødd nå. I Sverige er arten nasjonalt utdødd fra tidligere forekomster i Värmland og er ikke observert siden 1954. Arten er dermed i dag ikke kjent utenfor Norge i Europa, men er ellers kjent fra begge sider av Beringstredet samt fra østlige Nord-Amerika.

Trønderlav er klassifisert som kritisk truet (CR) både på den norske og den globale rødlista for arter (IUCN; Scheidegger mfl. 2003). Arten er meget sjelden og i nedgang globalt. Arten ble vurdert som CR i Norge pga. pågående populasjonsreduksjon (kriterium C1; < 250 individ og 25 % reduksjon på 3 år/1 gen) og lavt antall reproduserende individer (D1; ≤ 50); Henriksen & Hilmo (2015). Rødlstevurderingen (Henriksen & Hilmo 2015) nevner skogsdrift som eneste påvirkningsfaktor. Hogst påvirker trønderlav gjennom fysisk fjerning av aktuelle forekomster og reduksjon av potensielle forekomster (reduksjon i egnede habitat og økt spredningsbegrensning). Hogst i skog som omslutter egnede habitat, vil dessuten indirekte kunne påvirke trønderlav negativt ved å gi et tørrere og mindre egnet mikroklima. De to aktuelle lokalitetene i Nord-Trøndelag er vernet. Tegningfallet i Hedmark er en nøkkelbiotop og vil derfor ikke bli flatehogd. Fylkesmannen i Hedmark har startet prosessen for å beskytte Tegningfallet som naturreservat gjennom frivillig vern. Selv om skogbruk dermed ikke vil kunne fjerne de tre lokalitetene vi kjenner til, kan det like fullt fjerne ukjente lokaliteter og redusere sannsynligheten for kolonisering av nye habitater og opprettholdelse av kjente forekomster. Ellers kan klimaendringer som fører til perioder med uttørking være en trussel mot arten. Ifølge Holien (2015) er også utbygging av minikraftverk en aktuell trussel mot trønderlav i Tegningfallet da dette er en fossesprutlokalitet.

6.4.2 Formål med tiltak

For øyeblikket er ingen tiltak blitt iverksatt for å fremme arten. I Aalberg Haugen mfl. (2019) anbefales det to tiltak: (1) sikring av egnede habitat i nærheten av eksisterende habitat, og (2) transplantering av thallusfragmenter til Solemsmoen og Gartlandselva (begge naturreservat) i Nord-Trøndelag der arten mulig fortsatt finnes, og til andre egnede habitat i nærheten av disse lokalitetene. Av de andre fire tidligere kjente forekomstene i Nord-Trøndelag, er selve lokaliteten fortsatt intakt i Flenga naturreservat i Overhalla. Det kunne derfor være aktuelt å inkludere også denne lokaliteten i et transplantasjonstiltak.

Det første tiltaket dreier seg om å verne/gjensette flersjiktet granskog med et veldig fuktig mikroklima basert på (i) høy luftfuktighet, (ii) nærhet til eksisterende lokaliteter og (iii) areal (større er bedre). Dette skal gjøres i nærheten av de nåværende lokalitetene, slik at aktuelt forekomstareal potensielt kan øke fra 6 km² til minst 10 km² (B2-kriterium for EN). Dette omtales ikke videre her.

Det andre tiltaket dreier seg om å flytte individer fra den relativt sterke Hedmark-populasjonen til egnede skoger nær Tegningfallet og til Nord-Trøndelag for å forsterke eventuelle nåværende populasjoner og øke antall lokaliteter og individer. Thallusfragmenter kan festes til egnede vertstrær (Goudie & Jones 2012, 2013) og deretter overvåkes. Transplantering til lokalitetene i Nord-Trøndelag skal hindre lokal utryddelse eller forsterke de svake populasjonene. Transplantasjoner kan også gjøres på egnede trær i egnede skoger som er unntatt fra skogbruk i nærheten av alle de tre nåværende/nylige lokalitetene, men vi fokuserer her på transplantering til de to nåværende/nylige lokalitetene i Nord-Trøndelag, Solemsmoen og Gartlandselva. I tillegg kan det være aktuelt å hindre inngrep som reduserer luftfuktigheten på trønderlavlokalitetene, eksempelvis gjennom å forby hogst i nærliggende skoger og forby utbygging av minikraftverk o.a. som fører til redusert vannføring i nærliggende vannsystemer.

I dette eksemplet fokuserer vi på tiltaket transplantering av thallusfragmenter. Det er en rekke forutsetninger som bør være på plass før et slikt tiltak faktisk iverksettes, eksempelvis egnet metodikk for festing av lavthallus og ivaretagelse av både genetisk variasjon, kildepopulasjonens levedyktighet og annet artsmangfold på lokaliteten. Vi antar her at disse forutsetningene er møtt (se også Nordén mfl. 2020 for prinsipper utviklet for skogboende sopp).

6.4.3 Definisjonsområde

Kartleggingen av trønderlav har vært omfattende, og kunnskapen om artens biologi og habitatkrav er god. Det er ingen større områder innenfor artens potensielle utbredelsesområde i Norge hvor arten ikke er ettersøkt, og mørketallet i rødlistearbeidet ble derfor satt lavt, dvs. til 1,5. Pr. 2015 er det avgrenset tre populasjoner, hvorav to er observert etter 2009 (Holien 2015). I tillegg er det tidligere kjent fire forekomster fra Nord-Trøndelag, hvorav tre lokaliteter ikke lenger er intakte (Holien 2015). Vi kan derfor bruke kjente forekomster til å avgrense definisjonsområdet.

6.4.4 Overvåkingsindikatorer

Formålet med transplantasjonstiltaket er å forsterke nåværende eller nylige populasjoner og øke antall populasjoner. For å undersøke om dette tiltaket har en effekt, er det behov for indikatorer som fanger opp utviklingen av den lokale populasjonsstørrelsen og antall lokaliteter over tid (dvs. om populasjonen overlever).

Følgende indikatorer foreslås: 1) antall lokaliteter totalt, 2) antall individer pr. delpopulasjon, 3) antall fertile individer (med apothecier) pr. delpopulasjon, 4) tilstand på individer lokalt basert på vitalitetsklasser gitt i Lidén mfl. (2004), 5) størrelse på individer og 6) vekst av individer. I delpopulasjoner med stort antall individer bør en vurdere å erstatte 5) størrelse med størrelsesklasser (< 1 cm og > 1 cm), da nøyaktig måling av størrelse er tidkrevende.

6.4.5 Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Antall trønderlavlokaliteter er så få at det er hensiktsmessig å overvåke alle kjente lokaliteter: Tegningsfallet i Hedmark, nåværende eller nylige lokaliteter i Nord-Trøndelag, samt egnete habitater som ligger i nærheten av nåværende eller nylige lokaliteter, der trønderlav kan etablere seg naturlig eller etter transplantering.

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Siden artens utbredelse og habitatkrav antas å være kjent, vil en overvåkingslokalitet være trønderlavens potensielle habitat rundt en gitt nåværende eller nylig forekomst. Overvåkingslokaliteten inkluderer altså en gitt populasjon av trønderlav, samt arealet umiddelbart rundt populasjonen der arten potensielt kunne vokst. Tiltaket gjennomføres innenfor overvåkingslokaliteten.

Metodikk for innsamling av data på hver enkelt overvåkingslokalitet

Fordi delpopulasjonene er små, vil totalregistrering være den mest egnede metoden for datainnsamling. Overvåkingsindikatorene registreres over hele lokaliteten, én verdi pr. overvåkingsindikator pr. lokalitet. Overvåkingsindikatorene registreres før og etter tiltak.

Krav til statistisk utsagnskraft

Med så få lokaliteter kan vi ikke si noe generelt om effekten av tiltak som iverksettes, og vi kan kun bruke innsamlede data til å si noe kvalitativt om effekten på en gitt lokalitet. Så lenge man har grunn til å tro at dette tiltaket har positiv effekt, er det risikabelt å sette av ett område (eksempelvis én av lokalitetene i Nord-Trøndelag) som et referanseområde uten tiltak. Dette er en avveining som må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Hvor ofte bør data samles inn?

I et transplantasjonseksperiment er trolig de første årene nokså kritiske med tanke på at thallusfragmentene skal kunne feste seg (se eksempler i Smith 2014), og det er derfor nødvendig å samle inn data på lokalitetene (minst) årlig til å begynne med. Avhengig av utviklingen de første årene, kan det være aktuelt å gå ned til annethvert år, eller sjeldnere, dersom populasjonene stabiliserer seg.

6.4.6 Oppsummering

Trønderlav er en svært sjelden art med et fåtall lokaliteter i Norge. Utbredelsen antas å være godt kjent, og det er derfor aktuelt å overvåke alle kjente lokaliteter (totalovervåking). Med så få lokaliteter er det ikke mulig å si noe generelt om hvilken effekt tiltaket transplantering har, men det er mulig å si noe kvalitativt om hvilken effekt det har på de gitte lokalitetene dersom dette følges opp over tid.

6.5 Effektovervåking av tiltak for fjellrev

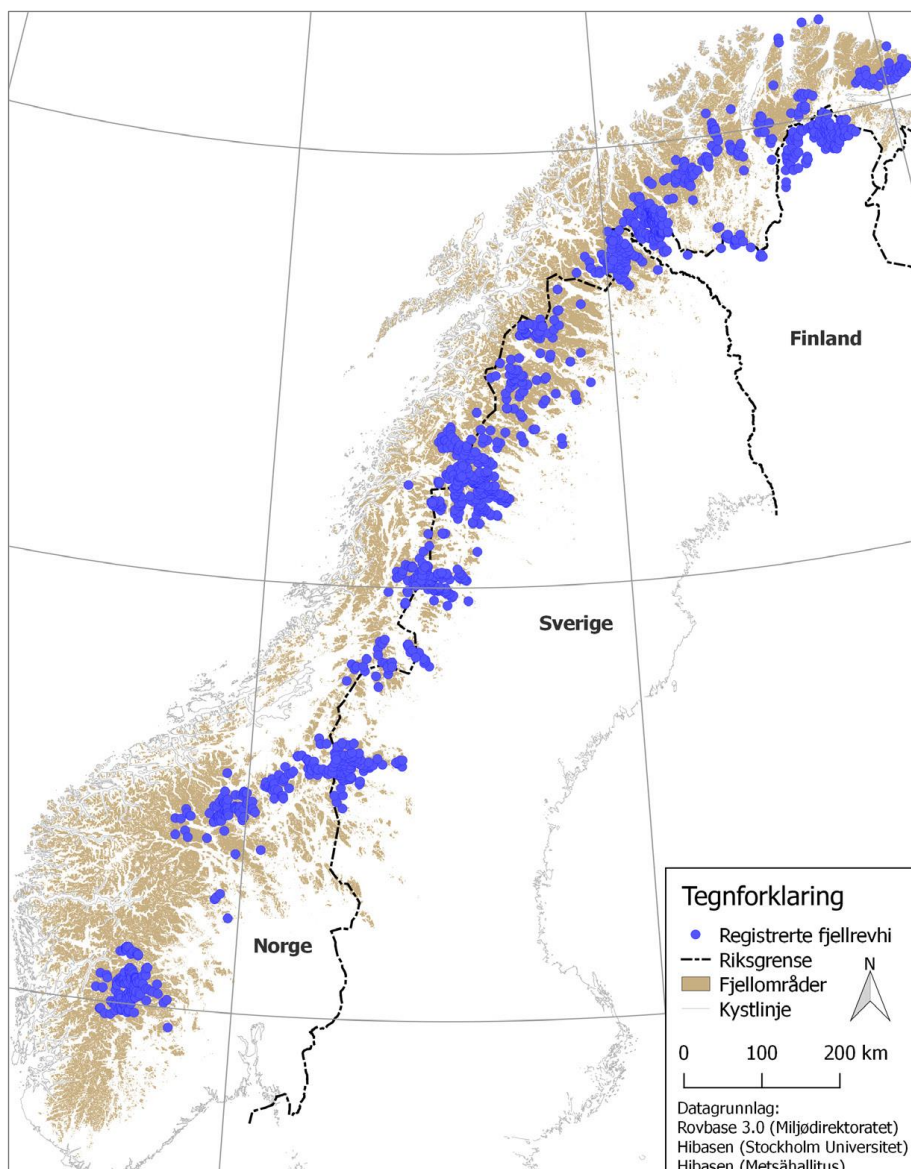
6.5.1 Bakgrunn

Fjellrev (*Vulpes lagopus*) er vurdert som kritisk truet (CR) på fastlandet i Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Bakgrunnen for rødlistekategorien er det lave antallet reproduserende individer. Fjellrevens utbredelse i Fennoskandia er begrenset til høyfjellet. Det er en felles norsk-svensk-finsk bestand som strekker seg fra tundraområdene i nord og sørover langs hele den alpine høyfjellsryggen (**Figur 9**), oppsplittet i små og relativt isolerte delbestander, nå mest uttalt i de nordligste delene av utbredelsen (Ulvund mfl. 2019). Før tiltak ble iverksatt (se under) antar man at bestanden var mellom 50 og 80 reproduserende individer i Norge, Sverige og Finland til sammen (Angerbjörn mfl. 2013). I Sør-Norge var fjellreven helt utdødd, men iverksatte tiltak (se under) har gitt reetablering både i Sylan/Kjøllifjellet, Snøhetta og på Finse/Hardangervidda. Det observeres i økende grad også yngling i mindre fjellområder mellom de eksisterende bestandene (for siste status se Ulvund mfl. 2019, Ulvund & Wallén 2018). Fjellreven har ellers en sirkumpolar utbredelse, og bestanden består av flere hundre tusen individer på verdensbasis.

I Norge er fjellreven beskyttet i henhold til forskrift om fjellrev som prioritert art (kalt «Fjellrevforskriften», iverksatt 2015), jf. naturmangfoldloven §5 første ledd, hvor det presiseres at enhver form for uttak, skade eller ødeleggelse av fjellrev er forbudt, herunder også fjellrevens habitat og hilokaliteter.

De tre viktigste truslene mot fjellreven i Fennoskandia er den lave bestandsstørrelsen i seg selv, mangel på byttedyr på grunn av fravær av store og regelmessige smågnagertopper og økt konkurranse med rødrev. Det er god oversikt over det totale trusselbildet, sammenstilt i den seneste Handlingsplanen for fjellrev (Eide mfl. 2017). Her framkommer det at klimaendringer er den mest sannsynlige årsaken til endringene i smågnagerdynamikken. Rødrevens ekspansjon og populasjonsvekst skyldes trolig både klimaendring og ikke minst økt tilgang til mer stabile matressurser, f.eks. knyttet til forekomst av reinkadaver (tamrein), menneskelig aktivitet og moderne infrastruktur.

Gjennom den første handlingsplanen for fjellrev (DN 2003) ble det iverksatt en rekke tiltak og kombinasjoner av tiltak i ulike delbestander: avl og utsetting av valper, støttefôring, samt uttak av rødrev i enkelte delbestander. Et nasjonalt overvåkingsprogram var da allerede etablert etter anbefalinger fra Linnell mfl. (1999), se også www.nina.no/fjellrevovervåking. I 2017 ble det laget en felles norsk-svensk handlingsplan for fjellreven. Denne handlingsplanen sammenstiller nyeste kunnskap om trusselbildet, oppsummerer 10 års erfaring med gjennomføring av tiltak, og fastsetter målsetninger på kort og lang sikt, samt gir konkrete anbefalinger om videreføring av de



Figur 9. Oversikt over registrerte fjellrevhi i Fennoskandia.

tre tiltakene, med anbefalinger om økt fokus på drivere bak trusselbildet (Eide mfl. 2017). Den nye handlingsplanen sikrer en samkjørt forvaltning av den skandinaviske fjellrevbestanden med en felles tiltaksplan.

Kostnader knyttet til gjennomføringen av tiltakene ble sammenstilt i den norsk-svenske handlingsplanen for fjellrev og beløper seg på ca. 10 millioner kr per år i Norge. Tiltakspakken er finansiert gjennom midler tildelt fra Klima- og miljødepartementets bevilgning til Miljødirektoratet. Interregprosjektene Felles Fjellrev (2010-2014), Felles Fjellrev II (2016-2019) og Felles Fjellrev Nord (2017-2019) har bidratt til å styrke støtteforingstiltakene fra Trøndelag og nordover til vestlige deler av Finnmark. I tillegg er det hentet inn betydelige forskningsmidler fra Norges forskningsråd, EU-Life (SEFALO), samt tildelinger knyttet til tiltaksmidler hos Miljødirektoratet, som har styrket forskningen både på fjellreven generelt og evaluering av tiltakene spesielt.

Overvåkingsprogrammet for fjellrev beskriver årlig tilstand og status for fjellreven i Norge (se under). Overvåkingen er en del av Miljøforvaltningens basisovervåking. Den er ikke designet for å måle direkte effekter av tiltak, men er likevel det beste datagrunnlaget vi har for å evaluere effektene av tiltak (se f.eks. Angerbjörn mfl. 2013, Meijer mfl 2013, Hemphill mfl. in press).

6.5.2 Formål med tiltakene

Visjonen i den nye handlingsplanen er at den skandinaviske fjellrevbestanden er stabil og livskraftig og ikke har behov for ytterligere bevaringstiltak. Den norsk-svenske bestanden skal bestå av minst 2000 kjønnsmodne individer, og i gode lemenår med intervall på 3–5 år skal det fødes minst 500 kull. Bestandens geografiske utbredelse dekker den svensk-norske fjellkjeden og skal være så sammenhengende geografisk at fjellreven finner ubeslektede partnere å pare seg med. Det er videre satt opp målsetninger på kort (2021) og lang (2035) sikt.

Formålene med tiltakene er eksplisitt beskrevet i den norsk-svenske handlingsplanen for fjellrev. Overordnet er formålet å reetablere utdødde bestander og styrke eksisterende bestander, med mål om vekst i alle delbestander.

Der det allerede finnes fjellrev, er det aktuelt med tiltak som kan bedre forholdene for arten. Det er særlig to tiltak som viser seg å ha effekt i forhold til å styrke lokale bestander – støttefôring av fjellrev og ekstraordinært uttak av rødrev. Der fjellrevbestander er utdødd eller svært fåtallig, er utsetting av fjellrevvalper fra avlsprogrammet for fjellrev eneste alternativ (alltid supplert av støttefôring og i noen grad ekstraordinære uttak av rødrev). I Sverige har man gjennom en årrekke kombinert støttefôring med systematisk rødrevfelling. Det er også tatt ut en god del rødrev i de grensenære Trøndelagsfjellene i Norge. Alle disse delbestandene viser tydelig framgang (Angerbjörn mfl. 2013)

NINA og Universitetet i Tromsø, i samspill med kolleger i Sverige og Finland, har gjennomført flere studier knyttet til etablerte tiltak, både til selve utførelsen av tiltakene og effekter av tiltakene (**Tabell 20**). Ettersom tiltak utføres i ulike kombinasjoner og med ulike intensitet, i ulike delbestander, samt at det er etablerte kontrollområder hvor det ikke gjennomføres tiltak, har vi bygget forskningen på en kvasi-eksperimentell design som gir grunnlag for å måle effekter av tiltak på bestandsnivå (se f.eks. Angerbjörn mfl. 2013, Ims mfl. 2017), på kullstørrelse (Meijer mfl. 2013),

Tabell 20. Eksempler på gjennomført og pågående forskning knyttet til effekter av tiltak.

Type tiltak	Definisjonsomr.	Overvåkingslok.	Indikatorer	Finansiering	Referanse
Støttefôring: effekter på kullstørrelse	Områder med delbestander med og uten støttefôring	Alle hilokaliteter innenfor de utvalgte delbestandene	Kullstørrelse, støttefôring (ja/nei), smågnagerfase	Stipendiat Stockholm Universitet	Meijer mfl. 2013
Støttefôring og uttak av rødrev: effekter på etablering og yngling av fjellrev	Områder med alle delbestander i Fennoskandia, men ulike kombinasjoner av tiltak (kvasi-eksperimentell design)	Alle hilokaliteter innenfor alle kjente delbestander i Fennoskandia	Etablering på hi, yngling på hi, smågnagerfase, ant. hi støttefôret, ant. rødrev skutt (1998-2011)	Miljødirektoratet, Länsstyrelssene, SEFALO+	Angerbjörn mfl. 2013
Alle tiltak: Endring i genetisk struktur	Områder med alle delbestander i Trøndelag, Nordland, Jämtland, Västerbotten	Alle kjente hilokaliteter innenfor utvalgte delbestander (DNA prøver fra avføring)	Alleldiversitet, heterozygoti, genetisk differensiering (2007-2015)	Interreg Felles Fjellrev, Miljødirektoratet, Norges forskningsråd	Hemphill mfl. in press
Støttefôring: lokale effekter på etablering og yngling	Utvalgte områder med delbestander med støttefôring	Alle hilokaliteter innenfor de utvalgte delbestandene, samt tiliggende fôrautomater	Yngling, kullstørrelse, smågnagerfase, fôrforbruk, avstand til fôrautomat	Miljødirektoratet	Jackson mfl. in prep.
Utsetting av fjellrevvalper: overlevelse og etablering		Alle lokaliteter med utsatte individer og gjenfunn av individer	Kjønn, alder, overlevelse, avstand, utvandring, etablering, rekruttering	Miljødirektoratet	Landa mfl. in prep.

ned til enkelte hi (Jackson mfl. in prep.) og individ (Landa mfl. in prep.). Kartlegging av unike individer ved hjelp av DNA har også gitt et enormt potensial til å måle genetiske effekter (se f.eks. Hasselgren mfl. 2018, Hemphill mfl. in press). Denne forskningen er i noen grad finansiert av Miljødirektoratet (både fjellrevbevilgningen og viltfondet), og styrket gjennom bevilgninger fra EU/Interreg og Norges forskningsråd. Formålet har både vært å optimalisere tiltak og måle effekter av tiltakene. Resultater fra nevnte forskningsprosjekter var bl.a. avgjørende for utformingen av den nye handlingsplanen.

6.5.3 Definisjonsområde

Definisjonsområdet for overvåkingen av fjellrev er egentlig leveområdet for hele den norske bestanden. Siden tilsvarende overvåking pågår i Sverige og i noen grad i Finland, kan definisjonsområde sies å være leveområdet for hele den norsk-svensk-finske bestanden (unntatt Kola). Grunnlaget for overvåkingen er de hiene vi kjenner til, fordelt på ulike fjellområder/delbestander (**Figur 9**). Innenfor dette definisjonsområdet dekker vi trolig regional variasjon i både kombinasjoner av tiltak (inkl. intensitet), respons på tiltak og påvirkningsfaktorer.

6.5.4 Overvåkingsindikatorer

For å undersøke effekten av nevnte tiltak brukes indikatorer som antall aktive hi, antall ynglinger og antall unike DNA-individer som mål på minimumsbestandsnivå. Tiltak kan også forventes å ha positive effekter på kullstørrelse (Meijer mfl. 2013), og dette bør kartlegges. Naturgitte forhold som vi vet har stor innvirkning på disse indikatorene, så som smågnagerfase og tetthet av smågnagere hentes inn fra andre overvåkingsprogram (så som TOV, Framstad 2020). I noen områder kartlegges også forekomst av rødrev, som er en trussel for fjellrevens etablering på hi og overlevelse, gjennom systematisk oppsett av viltkamera (Hamel mfl. 2013). I noen grad gjen-speiler overvåkingsprogrammet for fjellrev også forekomsten av rødrev i de ulike fjellområdene, men bare i den grad det er aktivitet av rødrev i de fjellrevhiene som er prioritert for kontroll.

For å måle effekten av tiltakene må man også ha indikatorer knyttet til selve tiltaket og intensiteten av tiltakene i tid og rom. Alle fjellrever involvert i avlsprogrammet loggføres systematisk, så også selve avlsarbeidet, og utsettingen av fjellrevvalper (NINA – Fjellrevdatabase). Antall fórautomer, oppfølging og fórforbruk registreres i Forlogg, og antall rødrev tatt ut gjennom ekstraordinært uttak registreres i Rovbase.

6.5.5 Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokaliteter

I et mer systematisk overvåkingsopplegg for å undersøke effekten av tiltak som uttak av rødrev og støttefôring, ser vi for oss å trekke tilfeldig blant kjente fjellrevhi både i Sør-Norge og Nord-Norge. En fjerdedel av hiene fra hvert område fungerer som kontroller og utsettes ikke for noen tiltak. For en fjerdedel av hiene fra hvert område er tiltaket støttefôring, og for en fjerdedel er tiltaket uttak av rødrev. For den siste fjerdedelen er tiltaket både uttak av rødrev og støttefôring.

Avgrensning av overvåkingslokaliteter

Fjellreven er territoriell, og når den først har etablert seg, så blir den gjerne innenfor leveområdet resten av livet. De bruker 25–70 km² store leveområder. Hiet/hiene som brukes til yngling, hevdnes og brukes gjennom hele året, men i noe mindre grad om vinteren når det er lite smågnagere. Det er beskrevet 887 hi i Rovbase, hvorav 658 er opprinnelige fjellrevhi (Ulvund mfl. 2019). Fjellreven bruker gjerne hiene år etter år, og flere av de beskrevne fjellrevhiene er trolig flere hundre år gamle. Overvåkingslokalitet i denne sammenheng kan avgrensnes til hi-lokaliteten med omgivelser, litt avhengig av hvilken skala man studerer. Indikatorer registreres ofte for delpopulasjonene (f.eks. antall kull per delbestand, indikatorer for genetisk variasjon). Hittil har man jobbet

mest med å evaluere effekter på delbestandsnivå (Meijer mfl. 2013, Angerbjörn mfl. 2013, Hempill mfl. in press) og i mindre grad på de enkelte hilokalitetene og individene (men se **Tabell 20**, Landa mfl. in prep, Jackson mfl. in prep).

Metodikk for innsamling av data på overvåkingslokaliteten

Overvåkingsprogrammet for fjellrev er bygget opp rundt kontroll av kjente, stedfestede hilokaliteter. Det ble fra oppstarten av overvåkingsprogrammet for fjellrev etablert faste instruksjoner for gjennomføringen av hikontroller (tolking av aktivitet, kriterier for dokumentasjon av yngling). Alle hi der det forventes aktivitet av fjellrev, prioriteres for minimum én vinterkontroll. Alle hi med påvist aktivitet vinterstid og hi som er brukt til yngling siste 10 år, prioriteres også for sommerkontroll. Fra og med 2008 ble det også innført individbasert overvåking gjennom innsamling av DNA materiale ved hiene (ekskrementer, hår, rester av vev/bein), senere avgrenset til vinterstid pga. kvaliteten til materialet. Dette gir mål på aktivitet av fjellrev (ev. rødre), antall kull, minimum kullstørrelse, samt kartlegging av unike individer som gir grunnlag for å anslå overlevelse, grad av inn- og utvandring mellom delpopulasjoner og genetisk status.

Detaljerte instruksjoner for metodikken finnes her: <https://www.nina.no/fjellrevovervåking>.

Fjellrever som settes ut fra avlsprogrammet, er også merket med unike øremerke-kombinasjoner og microchip, som gjør at vi kan kartlegge individers bevegelser, overlevelse og etablering (Landa mfl. in prep.), samt bruk av fôrautomatene, f.eks. med tanke på optimalisering av selve tiltaket støttefôring (Jackson mfl. in prep.). Øremerkene kan leses av på avstand eller dokumenteres på viltkamera som er montert på alle oppsatte fôrautomater. Noen av fôrautomatene er også utstyrt med chiplesere. I noen av utsettingsområdene gjøres det også følgeforskning, med blant annet fangst av valper som også merkes med microchip.

Hvor ofte bør data samles inn?

Resultatene fra overvåkingsprogrammet er sentrale når de ulike tiltakene knyttet til bevaring av fjellreven, skal evalueres (se under). Data innsamles årlig gjennom vinter/sommer (avhengig av type indikator), og overvåkingsprogrammet rapporteres årlig. For å kunne følge utviklingen i de ulike delbestandene presenteres resultater tilbake i tid. Dette gjør det enklere å følge utviklingen i delbestandene og dokumentere eventuelle endringer. Sammenstillingen kan også fungere som et praktisk verktøy for løpende vurdering av behov for tiltak, i tråd med adaptiv forvaltning. Fase for smånagernes bestandssyklus er tatt med, der slik informasjon er tilgjengelig, da det har stor relevans for å forklare yngling eller fravær av yngling. Forventet smånagerfase kommende år kan også være av betydning dersom man i perioder må gjøre prioritering i forhold til ressursbruk, f.eks. i forhold til støttefôring, eventuelt valg av utsettingsområder.

6.5.6 Oppsummering

Tiltakene for å redde fjellreven fra utdøing, med avlsprogrammet, støttefôring og uttak av rødre, har vært meget omfattende i en 15 årsperiode, med tiltagende intensitet fra 2010 gjennom støtte fra blant annet ulike Interreg-programmer. I dag er det tiltak i nesten samtlige delbestander i Norge, Sverige og Finland. Finansieringen fra Miljødirektoratet kommer gjennom andre poster enn det som er vanlig for annen truet natur. Det er også en omfattende basisovervåking som benyttes som grunnlag for evaluering av tiltakene. Det er gjennom initiativ både fra forvaltningen (Miljødirektoratet og Länsstyrelsene på svensk side) og forskningen (NINA, Universitetet i Tromsø og Stockholm Universitet) også innhentet betydelige midler til både intensiverte tiltak og forskning. Flere vitenskapelige arbeider har evaluert effekten av tiltakene (**Tabell 20**). Selv om overvåkingen ikke er spesifikt designet med tanke på å evaluere/måle effekten av tiltakene spesielt, så har den vist seg å være tilstrekkelig systematisk til å vurdere effekter av ulike kombinasjoner av tiltak. Som beskrevet over, gjøres det en grundig registrering av selve tiltakene, som gir grunnlag for detaljerte effektstudier, som enda ikke er utnyttet til fulle. Det er trolig grunnlag for mer lokale effektstudier (ned til enkelte lokaliteter) samt individbaserte effektstudier. Nye DNA

metoder (SNP chip) vil etterhvert også gi helt andre muligheter til å gå inn i detaljer knyttet til å måle effekter.

Kort oppsummert viser den nye bestandsmodellen for fjellrev at det i 2019 var anslagsvis 280 voksne fjellrever i den norske delen av fjellrevbestanden, som er en tredobling siden 2007 (Ulvund mfl. 2019). Modellen, som bygger på fangst-gjefangst av unike individer, gir både et realistisk anslag for reell bestandsstørrelse, og et mål på usikkerheten for hva det faktiske tallet kan være. Modellene dokumenterer at det har vært en jevn økning i bestandene i Sør- og Midt-Norge siden 2008, mens de nordligste bestandene har vært preget av stagnasjon og bestandsnedgang.

Sammensatte tiltak har vist seg å ha positiv effekt på fjellrevbestanden gjennom reetablering og styrking av små og mellomstore delbestander (jf. Ulvund mfl. 2019). Økte bestandsstørrelser og reetablering av bestander medfører økt inn- og utvandring, som reduserer innavl og gjør fjellreven mer livskraftig (Hemphill mfl. in press). Med bakgrunn i de positive erfaringene med ulike tiltak (jf. Angerbjörn mfl. 2013, Meijer mfl. 2013, Landa mfl. 2017, Ims mfl. 2017, Thierry mfl. 2020, Hemphill mfl. in press) og en grundig gjennomgang av trusselbildet, foreslår Miljødirektoratet og Naturvårdsverket i Handlingsplanen (2017–2021) å videreføre de etablerte tiltakene støtteføring, utsetting av fjellrevvalper og rødrevkontroll, men understreker samtidig et behov for økt fokus på driverne bak truslene for varige effekter av tiltak.

6.6 Samordnet overvåking av arter og naturtyper

Gjennom ARKO-prosjektet (Evju mfl. 2015c) har det blitt jobbet med identifisering, avgrensning og metodikk for overvåking av såkalte hotspot-habitater, det vil si velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter, gjerne også mange rødlistearter med snevre habitatkrav, såkalte habitatspesialister. Hotspot-habitater kan inneholde ansamlinger av arter fra én eller flere artsgrupper, og tiltak som gjennomføres i slike habitater, kan ha effekter på mange truede arter. Overvåking av hotspot-habitater kan dermed være et kostnadseffektivt alternativ til artsspesifikke overvåkingsopplegg.

Eksempelvis omfatter overvåkingen av kalklindeskog også overvåking av kalklindeskogsopper (Brandrud mfl. 2016). Første omløp av overvåkingen omfattet 30 lokaliteter med kalklindeskog og skaffet til veie data om forekomst og populasjonsstørrelser 68 truede sopparter. Overvåkingen legger til rette for at endringer i kjente forekomster (populasjonsstørrelser) kan fanges opp samt at nye forekomster av enkeltarter kan oppdages, innenfor et representativt utvalg av artenes leveområde. Overvåkingen av kalklindeskog er ikke designet for å fange opp effekter av tiltak, men indikatorer knyttet til habitatkvalitet (f.eks. tilgroing, ekspansjon av treslag som bøk og gran, ekspansjon av fremmede treslag) er registrert, og en kan tenke seg å tilpasse overvåkingen til å fange opp effekter av tiltak for bedring av habitatkvalitet. Videre er bruk av e-DNA som indikator under uttesting (se også kap. 7.3.1).

Også overvåking av hule eiker er igangsatt (Sverdrup-Thygeson mfl. 2013, Hatlevoll mfl. 2019), og det er utarbeidet et forslag til overvåking av arter (insekter) knyttet til hule eiker.

Kyrkjeeide mfl. (2018b) gjennomførte analyser av overlapp mellom arter og naturtyper i det utvalget som det ble utarbeidet kunnskapsgrunnlag for i prosjektet «Tiltak for å ivareta truet natur». På grunn av utvalget av arter (kritisk truede og sterkt truede ansvarsarter) var det lite overlapp med truede naturtyper, med ett unntak: kystgranskog er angitt å være leveområde for ti truede lavararter. Det er i stor grad samsvar mellom de tiltakene som er foreslått for naturtypen og for artene, men artene har behov for flere tiltak for å bedre bevaringsstatus enn det som er nødvendig for naturtypen. En samordnet planlegging og gjennomføring av tiltak, og overvåking av effektene på både naturtypeforekomsten og artene som finnes der, er dermed påkrevet.

6.7 Oppsummering

I **Tabell 21** oppsummeres de ovenstående eksemplene på effektovervåking med henblikk på elementene i et overvåkingsopplegg beskrevet i kap. 5.

Eksemplene i kap. 6 viser at grundig planlegging og uttesting er nødvendig før en godt etablert overvåking kan komme på plass; vi har sjelden godt nok datagrunnlag til å spikre et overvåkingsopplegg uten en pilot. Pilottesting av indikatorer, utvalgsstørrelser og utvalgsmetodikk kan være nødvendig for å ferdigstille overvåkingsprotokoller og vurdere oppleggets statistiske styrke, slik at en unngår å iverksette overvåkingsopplegg som ikke gir grunnlag for å avdekke effekter av tiltaket.

Gode overvåkingsprotokoller er imidlertid en nyttig investering; de kan være overførbare mellom ulike tiltakstyper for en gitt art/naturtype, eller mellom lignende arter/naturtyper. For fjellrev er dagens gode data et resultat av et langsiktig arbeid, der ulike tiltak er testet ut og evaluert, og der nye metoder for innsamling av data har kommet på plass underveis. Ikke minst har det vært en langsiktighet i finansieringen som gjør det mulig å utvikle og tilpasse overvåkingsopplegget til nye problemstillinger og metoder.

Planlegging og uttesting er også nødvendig for å lage kostnadsestimater for ulike overvåkingsopplegg. Slik uttesting gir mulighet for å vurdere antall lokaliteter som bør inngå, hvilke overvåkingsindikatorer som bør registreres (og hvilke som ikke gir relevante data), utvalgsstørrelse for prøveflater mv., som alle er sentrale elementer for kostnadsspørsmålet. Eksempler på kostnadsoverslag er gjort i en rekke rapporter som har utarbeidet forslag til overvåking av hotspot-habitater (se f.eks. Bakkestuen mfl. 2014, Bratli mfl. 2014, Evju mfl. 2015a).

Tabell 21. Oversikt over eksempler på overvåkingsopplegg for to naturtyper og tre arter og hvordan vurderinger av elementene i et overvåkingsopplegg er vurdert i forhold til naturtypenes/artenes egenskaper og kunnskapsstatus.

	Slåttemark	Konsentrisk høymyr	Dragehode	Trønderlav	Fjellrev
Formål med tiltak	Bedre tilstand i slåttemark: vegetasjonssammensetning og -struktur	Restaurering av vannhus-holdning	Bedre habitatkvalitet for dragehode, økt rekruttering og populasjonsstørrelse	Øke antall lokaliteter og populasjonsstørrelsen i lokalitetene	Stabil og livskraftig fjellrevbestand uten behov for videre bevaringstiltak
Tiltak	Slått, inkl. bakketørring, raking og bortkjøring	Plugging, «bundung» eller «gully ditching», samt fjerning av plantet skog	Krattrydding	Transplantering av thallus til to kjente lokaliteter med liten (eller ingen) populasjon	Støtteføring, uttak av rødrev, utsetting av fjellrev
Definisjonsområde	Ulike alternativer: i) Norge ii) regionalt/bioklimatisk iii) grunntypenivå (ev. også regionalt/bioklimatisk)	Konsentrisk høymyrs naturlige utbredelsesområde: sørøstlige deler av Østlandet	En valgt lokalitet for gjennomføring av tiltak	Kjente, nylige forekomster av trønderlav	Fjellrevens leveområde (norsk-svensk-finsk bestand med unntak av Kola)
Avgrensning av overvåkingslokalitet	Etter Miljødirektoratets instruks. Avgrensning av eksisterende lokaliteter må kvalitetssikres	Hele myrmassivet med konsentrisk høymyr	Dragehodes potensielle habitat rundt populasjonen, basert på avgrensning av naturtype (NiN)	Trønderlavens potensielle habitat rundt en gitt nåværende eller nylig forekomst	Kjente hilokaliteter
Overvåkingsindikatorer	<ul style="list-style-type: none"> • NiN grunntype, areal • Vegetasjonssammensetning, med avledede indikatorer • Tuethet • Arealandel med vedplanter • Bredder av kantsone 	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetasjonssammensetning, med avledede indikatorer • Dekning av busker og trær • Vannstand 	<ul style="list-style-type: none"> • Dekning av vedplanter • Dekning av feltsjikt • Vegetasjonshøyde • Populasjonsstørrelse av dragehode • Populasjonens størrelsesstruktur 	<p>Innenfor def.området:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Antall lokaliteter med populasjon <p>Innenfor overvåkingslokaliteten:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Antall individer • Antall fertile individer • Individenes vitalitet • Individenes størrelse • Individenes vekst 	<p>Direkte indikatorer:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Antall aktive hi • Antall ynglinger • Antall unike DNA-individer <p>Indirekte indikatorer:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Smågnagertetthet og -fase • Forekomst av rødrev • Tiltakenes intensitet i tid og rom

	Slåttemark	Konsentrisk høymyr	Dragehode	Trønderlav	Fjellrev
Overvåkingsdesign					
Utvalg av lokaliteter	<p>Ulike alternativer:</p> <p>i) Sannsynlighetsbasert</p> <p>ii) Selektivt</p> <p>iii) Tilfeldig blant kjente lokaliteter</p> <p>Tiltak- og kontrollområder kan være ulike lokaliteter, eller ulike områder innenfor samme lokalitet</p>	<p>Ulike alternativer:</p> <p>i) totalovervåking</p> <p>ii) Intensiv feltovervåking i noen lokaliteter, ekstensiv overvåking av resten</p> <p>Tiltak gjennomføres i noen lokaliteter, noen lokaliteter uten tiltak (kontroll) og noen er referanseområder (intakte lokaliteter; målsetningen for tiltaket)</p> <p>Ikke egnet med kontroll- og tiltaksområder innenfor samme lokalitet.</p>	<p>Selektivt: lokalitet med gjengroing med kratt, og med grunneiers tillatelse</p> <p>Tiltak- og kontrollområder innenfor lokaliteten</p>	<p>Totalovervåking av kjente (nylige) lokaliteter</p>	<p>Tilfeldig uttrekk blant kjente hilokaliteter</p> <p>Tiltak- og kontrollområder er ulike lokaliteter</p>
Innsamling av data	<p>Transekter fra kant mot sentrum av lokalitet tilfeldig plassert</p> <p>Prøveflater langs transektene – tilfeldig eller systematisk plassert</p>	<p>Vannstand: sensorer og dataloggere plassert i myra</p> <p>Dekning av busk- og tresjikt: LiDAR</p> <p>Vegetasjonssammensetning: permanente prøveflater langs transekter, i blokker (semi-tilfeldig) eller tilfeldig</p>	<p>Transekter fra sentrum til kant, systematisk plassert</p> <p>Prøveruter trukket tilfeldig langs transektene, i to strata: med og uten dragehode</p> <p>Tiltak og kontroll trukket tilfeldig fra hvert stratum av prøveruter</p> <p>Alle indikatorer registreres i rutene</p>	<p>Totalregistrering: alle individer innenfor populasjonen</p>	<p>Hikontroller: aktivitet, dokumentasjon av yngling</p> <p>Innsamling av DNA-materiale</p>
Statistisk utsagnskraft	<p>Minst 30 lokaliteter med tiltak og 30 med kontroll</p> <p>Minst 20 prøveflater per lokalitet</p> <p>Må vurderes nærmere basert på data</p>	<p>Ikke vurdert, varierer med indikatorstype</p> <p>Må vurderes i etterkant basert på data</p>	<p>Ti ruter per behandling (tiltak vs. kontroll)</p> <p>Må vurderes nærmere basert på data</p>	<p>Kvalitative vurderinger av tiltakets effekt</p>	<p>Bestandsmodeller gir gode estimat på bestandsstørrelse og usikkerhet med nåværende design</p>
Frekvens for datainnsamling	<p>Årlig etter tiltak</p> <p>Femårig etter en viss tid</p> <p>Må vurderes i etterkant basert på data</p>	<p>Variere med indikatorstype:</p> <p>vannstand: kontinuerlig over mange tiår</p> <p>Vegetasjon: årlig etter tiltak, femårig etter en viss tid.</p> <p>Må vurderes i etterkant basert på data</p>	<p>Årlige registreringer</p>	<p>Minst en gang i året umiddelbart etter tiltak, annet hvert år etter en viss tid.</p>	<p>Årlig</p>

7 Diskusjon og anbefaling til videre oppfølging

7.1 Overvåking av truet natur

Et av de nasjonale målene for naturmangfold i Norge er at ingen arter og naturtyper skal utrykkes, og at utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14. (2015–2016)). Naturmangfoldmeldingen omtaler tiltak og virkemidler som kan være aktuelle for å ta vare på truet natur. For å følge med på utviklingen for truede arter og naturtyper kreves overvåking. Tilsvarende kreves overvåking av områder der tiltak og virkemidler brukes, dersom man skal kunne vurdere effekten av tiltakene på kort og lang sikt. Overvåking av truet natur foregår for en del arter og naturtyper i dag, og det er mulig å vurdere effekten av tiltak for noen arter og i noen naturtyper. Imidlertid har det så langt ikke foreligget noe felles metodisk rammeverk for dette, og heller ikke noen sammenstilling av erfaringene fra gjennomført effektovervåking for truede arter og naturtyper. Denne rapporten er den første helhetlige gjennomgangen og vurderingen av metoder som kan være aktuelle for bruk ved studier av effekter av tiltak.

Overvåking krever at det gjennomføres gjentatt kartlegging etter en standardisert metode, og overvåking av truet natur bør tilfredsstillende noen grunnleggende prinsipper for god overvåking, slik det er redegjort for i kapittel 5.

Det er en del utfordringer knyttet til utvikling av metoder for overvåking av truet natur. For det første er det store kunnskapshull for mange av artene og naturtypene. For det andre er de fleste artene og naturtypene sjeldne/fåtallige, og arealrepresentativ overvåking fanger ikke i tilstrekkelig grad opp forekomster av artene/naturtypene. Det kreves derfor et spesialtilpasset overvåkingsopplegg for å kunne fange opp endringer og årsaker til endringene.

Vi har lagt til grunn at effektovervåkingen som gjennomføres, skal gi grunnlag for å trekke statistisk holdbare konklusjoner om effekter av tiltak. Dette innebærer f.eks. at overvåkingsindikatorer registreres i et tilstrekkelig antall gjentak, og at tiltaksområder sammenlignes med områder uten tiltak. For svært sjeldne arter kan et slikt opplegg være vanskelig å gjennomføre i praksis (se f.eks. kap. 6.4 om trønderlav), mens for arter eller naturtyper med mange forekomster kan intensiv effektovervåking på noen få lokaliteter kombineres med ekstensiv overvåking på andre lokaliteter (se f.eks. kap. 6.2 om konsentrisk høymyr og kap. 4.3 om overvåking av truede naturtyper i ferskvann). Slike tilpasninger må likevel ta utgangspunkt i det metodiske rammeverket for å sikre at slutningene som treffes fra overvåkingen, kan tolkes og generaliseres.

Når det gjelder i hvilken grad truet natur omfattes av tiltak og virkemidler, varierer dette i stor grad. Generelt er det bare en liten andel av den truede naturen som omfattes av aktive tiltak. Type tiltak varierer og omfatter alt fra områdevern til aktive tiltak som f.eks. skjøtsel og vedlikehold, biotopforbedring og restaurering, beiting, slått og informasjonstiltak.

Tidligere i denne rapporten har vi gitt en detaljert beskrivelse av innholdet i et metodisk rammeverk for overvåking av truet natur. Et slikt metodisk rammeverk er imidlertid ikke alene tilstrekkelig for å følge opp tilstanden for truet natur. Overvåking må inngå i et større system av overordnet strategi, forvaltningsplaner, kunnskapsoppbygging og systemer for tilgjengeliggjøring av data og kunnskap. Nedenfor skal vi kort skissere hvordan slike elementer kan legges opp og sammenstilles.

7.2 Rammer for et system for overvåking av truet natur

7.2.1 Overvåking som del av overordnet plan for truet natur

Vi anbefaler at Miljødirektoratet utarbeider en helhetlig plan for forvaltning av truet natur, der overvåking av truet natur også ses som del av en langtidsplan for norsk naturovervåking. Effekt-overvåking av tiltak for truet natur bør inngå som en del av denne planen. En slik plan bør også omfatte en samlet – og prioritert – plan for hvilke arter og naturtyper som bør prioriteres for tiltak, hvilke tiltak som bør gjennomføres og i hvilket omfang (hvor mange og hvilke forekomster), og hvordan overvåking av effekter av tiltak skal gjennomføres.

Som en del av en helhetlig plan for truet natur anbefales følgende tilnærming som grunnlag for et opplegg for overvåking:

- Utarbeidelse av gode oppdaterte kart som viser:
 - Forekomster av kjente lokaliteter for truede arter og naturtyper i fylket, og hvordan disse fordeler seg på arealer som allerede er omfattet av arealbaserte virkemidler og ikke (vernet natur, utvalgte naturtyper mv).
 - Arealer med modellerte hotspot-arealer for truet natur.
- Gjennomføring av GIS-analyser for å framstille kart som viser:
 - Arealer/lokaliteter av truet natur (fordelt på arter og naturtyper i ulike rødlistekategorier) som er avhengig av ulike type tiltak for å kunne bedre tilstanden for arten/naturtypen, fordelt på arealer der det foregår tiltak og ikke,
 - Hvilke av disse arealene som vil kunne fanges opp av eksisterende eller planlagt overvåking.
 - På grunnlag av analysene over vurdere hvilke arealer som er aktuelle for et systematisk opplegg for effektovervåking. Valg av arealer som prioriteres og hvilket omfang effektovervåkingen skal ha, må vurderes bl.a. ut fra:
 - Formål med overvåkingen
 - Hvor mye kjent kunnskap det er om effekt av ulike påvirkningsfaktorer på arten/naturtypen
 - Hva resultatene skal brukes til (forskning, forvaltning) og dermed krav til presisjon i resultater
- En oversikt over truede arter og naturtyper i fylket som er avhengige av tiltak og som er så sjeldne at alle kjente lokaliteter må overvåkes.

En overordnet plan bør videre også inneholde:

- Utvikling av handlingsplaner for arter/naturtyper som man ønsker å prioritere, samt et system for å se disse handlingsplanene i sammenheng.
- Systematisk kunnskapsoppbygging.
- Gjennomføring av basisovervåking og effektovervåking som ses i sammenheng og følger konseptet for adaptiv overvåking.
- Dataforvaltning og tilgjengeliggjøring.

I prosjektet «Tiltak for å ta vare på truet natur» (Kyrkjeeide mfl. 2018b) utviklet man et rammeverk for systematisk å sammenstille kunnskap om truede arter og naturtyper, som grunnlag for å foreslå tiltak og tiltakspakker som kunne forbedre artenes/naturtypenes rødlistestatus. I prosjektet ble det systematisert kunnskap om og foreslått tiltak for 90 kritisk og sterkt truede ansvarsarter og 34 truede naturtyper (Aalberg Haugen mfl. 2019). Det er også opparbeidet mye kunnskap og erfaring med utvikling av handlingsplaner for en rekke arter, artsgrupper og naturtyper utenom dette prosjektet. Det er imidlertid behov for å se disse handlingsplanene i større sammenheng, for å kunne trekke ut generell kunnskap i det videre arbeidet med truet natur.

Selv om kunnskapsgrunnlaget for mange arter og naturtyper foreløpig er for svakt til at meningsfylte tiltak og målrettet effektovervåking kan iverksettes (Kyrkjeeide mfl. 2018b), vil en samlet plan for forvaltning av truet natur bidra til å prioritere innsatsen bedre enn i dag. En vil da kunne ta bedre informerte valg om hvilke arter og naturtyper som bør prioriteres for ytterligere kunnskapsoppbygging, tiltak og overvåking. Der kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig og egnede tiltak kan iverksettes, bør også effektene av tiltakene overvåkes med utgangspunkt i rammeverket som foreslås her. Ved å sammenstille resultater og erfaringer fra slik overvåking i et samlet system vil opparbeidet kunnskap om hvordan ulike tiltak virker også lettere kunne tas i bruk for andre arter og naturtyper. En slik pragmatisk og åpen tilnærming vil legge til rette for at en kan innhente nyttig informasjon og kunnskap løpende, og at beste tilgjengelige kunnskap kan tas i bruk i forvaltningen, både som grunnlag for prioritering av midler og i vurdering av nye tiltak og virkemidler. Vi anbefaler at det parallelt med en gradvis innfasing av effektovervåking også bevilges midler til følgeforskning knyttet til å skaffe mer kunnskap om sammenhenger mellom utviklingen i tilstanden for ulike typer truet natur og ulike påvirkningsfaktorer, både naturlige og menneskeskapte, og herunder aktive tiltak for truet natur som del av andre påvirkningsfaktorer.

7.2.2 Systematisk tilnærming for bedre kunnskapsgrunnlag for truet natur

Proessen fram til – og selve utformingen av – tiltak for å ta vare på truet natur ligger utenfor rammene av dette prosjektet. Dette gjøres gjennom arts- og naturtypespesifikke handlingsplaner og krever nokså detaljert kunnskap om arten eller naturtypen som omhandles. Det vil blant annet være sentralt å avklare hva som er de kritiske påvirkningsfaktorene for artene og naturtypene, og vurdere hvordan disse vil virke i framtiden. Egenskaper ved de truede artene/naturtypene knyttet til f.eks. livshistorie, spredningsevne, habitatkrav og naturlig utbredelse er også viktige forutsetninger for å spesifisere målsetninger (Kyrkjeeide mfl. 2018b, Tear mfl. 2005) og for å planlegge og gjennomføre tiltak. En god effektovervåking med god statistisk utsagnskraft fordrer svært god kunnskap om objektet som skal overvåkes, enten det er en art eller en naturtype. Det må også være tydelig hvilke mål som skal oppnås med tiltakene som skal overvåkes.

Gjennom prosjektet «Tiltak for å ta vare på trua natur» ble det utviklet et rammeverk for systematisk å sammenstille kunnskap om rødlisteobjekter (arter, naturtyper) som grunnlag for å foreslå tiltak og tiltakspakker (Kyrkjeeide mfl. 2018b) for å nå et gitt, spesifisert hovedmål (utdøleserisiko for hvert enkelt rødlisteobjekt skulle reduseres med ett trinn (f.eks. fra EN til VU) innen 2035). I denne kunnskapssammenstillingen inngikk også å konkretisere etterprøvbare delmål, for eksempel andelen av en naturtypes forekomster som må få bedret tilstand, for å nå hovedmålet.

Metodikken for kunnskapssammenstilling fra «Tiltak for å ta vare på trua natur» er relevant uavhengig av hvilket hovedmål som settes, og gjør det mulig å identifisere kunnskapshull som må fylles før en kan planlegge og iverksette tiltak for en truet art/naturtype. Det kan være kunnskapshull rundt taksonomi, utbredelse og forekomster, om trusler/påvirkningsfaktorer eller om effekter av tiltak (Kyrkjeeide mfl. 2018b). For eksempel fant Kyrkjeeide mfl. (2018b) at det bare var mulig å foreslå tiltakspakker for om lag 30 % av de undersøkte artene på grunn av kunnskapsmangler.

Utvalget av arter i Kyrkjeeide mfl. (2018b) gir et dårlig grunnlag for å vurdere synergier mellom arter og mellom arter og naturtyper når tiltak skal planlegges og gjennomføres i et gitt område. En mer omfattende sammenfatning av kunnskapsgrunnlag for truede arter og naturtyper enn det som ble gjennomført i «Tiltak for å ta vare på trua natur», så vel som innhenting av ny kunnskap, kan også legge grunnlag for å utarbeide samlede tiltaksplaner for truet natur.

Som ledd i en samlet plan for effektovervåking av truet natur i Norge, bør det utarbeides mer detaljerte kunnskapsgrunnlag for artsgrupper og naturtyper der effektovervåking er aktuelt.

7.2.3 Metodisk rammeverk for overvåking av truet natur

Denne rapporten presenterer et metodisk rammeverk som grunnlag for å utvikle mer spesifikke overvåkingsopplegg for truede arter og naturtyper. Rammeverket er forankret i et konsept om adaptiv overvåking, dvs. at målsetninger og forventede effekter av tiltaket som gjennomføres, må formuleres tydelig før tiltak gjennomføres, og at resultatene av overvåkingen legges til grunn ved forbedring av tiltakene og/eller overvåkingen (se kap. 5 og **Figur 6**). Dersom overvåkingen skal kunne gi holdbare konklusjoner om påvirkningsfaktorer, herunder effekter av tiltak, på truet natur, bør det formuleres testbare hypoteser – altså klare forventninger om hvilke endringer som forventes ved gjennomføring av tiltakene. Dessuten må en design for overvåkingen utformes på en slik måte at en kan undersøke om hypotesene må forkastes eller ikke, altså om tiltaket har den forventede effekten. Eksempler på slike forventninger (testbare hypoteser) kan være;

- Jevnlig (ev. angitt med gitt intervall) slått av slåttemarkar fører til økning i bestandene og artsmangfoldet av truede arter (nærmere angitte truede arter eller artsgrupper av truede arter) som lever i denne naturtypen (se f.eks. kap. 6.1).
- Biotopforbedrende tiltak (angitt konkret) fører til bedre overlevelse av yngel av elvemusling (se f.eks. **Vedlegg 4**, ferskvannsf fauna).
- Jevnlig brenning (ev. angitt med intervall) av kystlynghei fører til økt foryngelse av røssllyng.
- Moderat beite (nærmere angitt ved antall og typer beitedyr) i semi-naturlige naturtyper (nærmere angitte) medfører økt rekruttering og større lokale populasjoner av truede arter (nærmere angitte arter eller artsgrupper) som lever i denne naturtypen.
- Rydding av kratt fører til økt rekruttering og større lokale populasjoner av dragehode (se f.eks. kap. 6.3).

Rammeverket for effektovervåking innebærer å:

- avgrense definisjonsområdet og overvåkingslokalitetene,
- spesifisere hvordan overvåkingslokalitetene skal velges,
- velge overvåkingsindikatorer for de effektene som forventes,
- bestemme utvalg av lokaliteter etter valgt metodikk, inkludert tiltaks- og kontrollområder,
- definere metodikk for datainnsamling, inkludert observasjonsperiode, antall gjentak og metodikk for registrering av valgte indikatorer.

Deretter gjennomføres datainnsamlingen, fortrinnsvis i to trinn, før og etter gjennomføring av tiltak, samt i både tiltaks- og kontrollområdet. Data analyseres og tolkes, og resultater formidles på en slik måte at erfaringer fra overvåkingen kan brukes til å forbedre tiltak, planlegge og gjennomføre tiltak på andre lokaliteter, engasjere grunneiere, frivillige organisasjoner osv.

For de delene av den truede naturen som er svært sjelden, kan det være nødvendig å forenkle overvåkingsopplegget. I en del tilfeller vil det for eksempel ikke være aktuelt eller mulig å overvåke lokaliteter både med og uten tiltak. Rammeverket beskriver ikke hvordan tilpasninger må gjøres for en gitt truet art eller naturtype, men har veiledninger til å ta gode valg for den enkelte art/naturtypen basert på kjente egenskaper ved arten/naturtypen.

7.2.4 Uttesting av rammeverket – ‘best practice’ for overvåking av truet natur

Konseptet for adaptiv overvåking tilrettelegger for justering og revidering av målsetninger, tiltak og protokoller for overvåking når overvåkingen har vært i gang en stund. Uttesting av metodikk er sentralt; en må vurdere hvorvidt ulike overvåkingsindikatorer gir gode svar på effekter av tiltak, hvorvidt innsamling av data bør foregå hyppigere eller kan gjøres med lengre mellomrom, hvorvidt tiltakene bør gjennomføres oftere osv. Det er to komplementære tilnærminger for å utvikle kunnskap om og forbedre effekter av tiltak og overvåking av slike effekter:

- I de løpende overvåkingsprosjektene må evaluering av effektene og overvåkingsens effektivitet være en integrert del, dvs. at resultatene må brukes systematisk for å forbedre effekten av tiltak og innsikt fra overvåkingen.
- I tillegg er det behov for å teste ut den konkrete gjennomføringen av overvåkingen for et utvalg arter og naturtyper. Målet vil da være å finne fram til design, overvåkingsindikatorer og registreringsmetoder som gir mest mulig utsagnskraftige resultater med minst mulig ressursbruk.

Det brukes mye offentlige midler på oppfølging av tiltak som inngår i handlings- og skjøtselsplaner. Oppfølging av lokalitetene skjer i hovedsak gjennom revideringer av skjøtselsplanene. Fokuset i skjøtselsplanene er igangsetting av tiltak, enten det er nye tiltak (eksempelvis fjerning av fremmede arter, gjerdning m.m.) eller gjenopptak av tidligere hevd (eksempelvis slått, beiting m.m.). Ved revidering av skjøtselsplanene skjer det en (relativt subjektiv) gjennomgang av måloppnåelse, og en ny kartlegging med en ny verdivurdering. Under utarbeiding og revidering av skjøtselsplanene oppsøker fagkyndige de utvalgte lokalitetene sammen med vedkommende som eier skjøtselsplanen. Det er et stort potensial for å forbedre en slik evaluering av tiltak ved mer stringent opplegg for overvåking og ved mer systematisk bruk av overvåkingsresultater i evaluering av effekter og effektivitet av overvåkingen.

Testing av ulike metoder for datainnsamling som grunnlag for å anbefale systematisk oppfølging av effekter av tiltak, er eksempelvis foreslått for slåttemark. Gjennom å teste ulike indikatorer som krever ulik innsats (tid, kompetanse), kan man vurdere om det er faglig forsvarlig og hensiktsmessig å utnytte arbeidet med skjøtselsplaner til også å utarbeide en plan for overvåking av lokalitetene – basert på grunnprinsippene i det metodiske rammeverket for effektovervåking, samt å gjennomføre overvåkingen som del av arbeidet med skjøtselen av lokalitetene.

7.2.5 System for dataforvaltning som grunnlag for innsikt og læring

For å sikre at data som innsamles gjennom ulike prosjekter for overvåking av tiltakseffekter for truede arter og naturtyper, kan ses i sammenheng og bidra til læring og kunnskapsoppbygging, må slike data og resultater sammenstilles og tilgjengeliggjøres i et felles system. Som anbefalt i kapittel 5.6, bør et slikt system i størst mulig grad bygge på etablerte standarder for lagring og tilgjengeliggjøring av data, slik dette er nedfelt i FAIR-konseptet. Den datainfrastrukturen som er foreslått i konseptet LivingNorway, skal kunne håndtere overvåkingsdata i tidsserier, og et slikt konsept vil dermed også være velegnet for data og resultater fra effektovervåking og annen overvåking av truet natur.

For at slik sammenstilling av data og resultater skal la seg gjennomføre og kunne ses i sammenheng i felles analyser, må dataene tilfredsstillende visse krav til innhold og format. Tilstrekkelig beskrivelse av overvåkingsdataene i form av metadata, der disse følger et standard oppsett, vil være nødvendig for å kunne bruke og sammenstille data fra ulike kilder. Dette kravet ligger i begrepet «interoperabilitet» i FAIR-konseptet.

Videre må det settes av ressurser til sammenfattende analyser og evalueringer av resultatene fra effektovervåkingen av truede arter og naturtyper, slik at mer generell læring og kunnskapsoppbygging om tiltak for truet natur blir mulig. Resultatene fra slike sammenfattende analyser bør raskt gjøres tilgjengelige for forvaltere hos myndighetene og blant relevante grunneiere, slik at ny opparbeidet kunnskap kan legges til grunn for videreutvikling av handlingsplaner og strategier for truede arter og naturtyper.

Etablering av databaser over tiltak, data og resultater, f.eks. etter mal fra Conservation Evidence (<https://www.conservationevidence.com/>), bør prioriteres.

7.3 Nye metoder og teknologi

De senere årene har det pågått et betydelig arbeid med å utvikle og teste nye metoder og ny teknologi i forskning, kartlegging og overvåking av natur i Norge og globalt. I denne rapporten har vi i stor grad basert oss på informasjon om overvåkingsprogrammer for truet natur der nye metoder og ny teknologi så langt ikke er fasett inn. Dette skyldes ofte at det tar tid før en slik innfasing kan skje. Uttesting og forskning er nødvendig før det er forsvarlig å ta i bruk nye metoder til erstatning for (eller i tillegg til) mer tradisjonelle metoder for datainnsamling. I det videre arbeidet med naturovervåking i Norge er det imidlertid et betydelig potensial for å videreutvikle metoder, samt å teste ut nye, potensielt bedre og mer effektive metoder og ny teknologi i overvåkingen. I det følgende omtaler vi noen eksempler på nye metoder og teknologi som vi mener vil kunne ha betydning i arbeidet med å videreutvikle metoder for effektovervåking av truet natur.

7.3.1 Identifisering av arter med DNA

Identifikasjon av arter ved hjelp av korte, standardiserte fragmenter av arvestoff kalles DNA-strekkoding. Ved å benytte såkalt «high-throughput» sekvenseringsteknologi kan hele artssamfunn identifiseres gjennom analyse av bulkprøver eller miljø-DNA. Dette kalles DNA-metastrekkoding og kan være et svært effektivt verktøy for identifisering av komplekse artssamfunn (som f.eks. insekter), spesielt om tradisjonell identifisering er ressurskrevende og krever stor taksonomisk kompetanse. For at DNA-strekkoding og DNA-metastrekkoding skal fungere, behøves et godt utbygd og kvalitetssikret referansebibliotek over kjente arter. Den etablerte nasjonale infrastrukturen for DNA-strekkoding i Norge ([NorBOL](#)) bygger ut og vedlikeholder denne databasen over norske arter sammen med internasjonale samarbeidspartnere i konsortiet “International Barcode of Life (iBOL)”.

Bruk av DNA-metastrekkoding kan også benyttes til påvisning av enkeltarter i et miljø. Men om en målrettet søker bestemte arter, er det betydelig mer kostnadseffektivt å benytte kvantitativ PCR (qPCR) eller droplet digital PCR (ddPCR). Begge disse metodene benytter artsspesifikke prøber som kun fester seg til en bestemt arts DNA. Dermed kan en art påvises i en miljøprøve gjennom en enkel polymerasekjedereaksjon (PCR) uten at sekvensering er nødvendig.

Disse metodene vil antagelig være viktige for innsamling av data ved overvåking av truede (og fremmede) arter, spesielt der en ikke kan eller ønsker å ta fysiske prøver av organismen en overvåker. I slike tilfeller kan analyse av miljø-DNA (DNA fra organismer i en miljøprøve) være effektivt (f.eks. ved forvaltning av edelkreps, TARGET; se Strand mfl. 2019). Den beste fremgangsmåten vil til enhver tid være avhengig av miljø, samfunn og organismegruppe, og bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Detaljert informasjon om metodikk og kunnskapsstatus på området finnes i flere nylige rapporter (Finstad mfl. 2020; Ekrem & Majaneva 2019, Åstrøm mfl. 2019a).

7.3.2 Bruk av fjernmåling i effektovervåking

Ved fjernmåling er det vanligst med registreringer fra fly, satellitter eller droner. Satellitter er viktigst for å kartlegge store regioner, mens fly og spesielt droner kan gi bedre oppløsning for mindre områder. Droner er f.eks. i bruk i overvåking av effekter av restaurering i myr (Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018a).

Måleinstrumentene som benyttes, har ulike sensorer som registrerer f.eks. synlig lys, radiobølger, infrarød stråling (IR), ultrafiolett lys og røntgenstråling. Sensorene registrerer altså data på ulike frekvenser i det elektromagnetiske spekteret. Passive sensorer registrerer refleksjoner av elektromagnetiske bølger fra jordoverflaten, og innsamling av optiske data har dette som prinsipp. Aktive sensorer, som brukes i radar- og LIDAR-målinger, sender ut stråling og måler differansen mellom signalet som sendes ut og signalet som reflekteres (**Tekstboks 3**).

Tekstboks 3. Ulike typer fjernmålte data

Optiske data

Vi kan få optiske data både fra flybilder og fra satellittopptak. Flybilder tas av kamera som monteres på f.eks. fly eller droner, og opptak fra fly er metoden som i dag brukes ved omløpsfotografering i Norge. Nye, digitale flybilder har svært høy oppløsning (ned mot 10 x 10 cm) og inkluderer oftest IR-spekteret i tillegg til synlig lys. Prosessering og klargjøring av IR-data må vanligvis bestilles for seg. Digitale flybilder bestilles fra Statens kartverk (<http://kartverket.no/geodataarbeid/Flyfoto/>).

Satellittprogrammet Landsat har skaffet til veie fritt tilgjengelige data om ressurser på jorda og kan bl.a. benyttes til å skille mellom åpen jord og vegetasjon, ulike typer vegetasjon, kartlegge biomassemengde og måle fuktighet. Landsat-data kan brukes til kartlegging i skala 1 : 50 000, det vil si med en nokså lav oppløsning. Her gir nyere satellitter bedre muligheter. Sentinel-2 har f.eks. sensorer med oppløsning 10–60 m og er beregnet på overvåking av vegetasjon, jordsmonn og vann. Programmet leverer gratis data, i likhet med Landsat. Andre satellittprogrammer som leverer optiske data som kan egne seg for overvåking, er SPOT, RapidEye, Terra og Aqua.

Radar

Radar virker ved å sende ut pulser av mikrobølger og registrere refleksjoner fra objekter. Radar kan brukes til å lage digitale høydemodeller (DEM). En type radarbasert sensor («Synthetic Aperture Radar» - SAR) gir oss mulighet til å «se» gjennom vegetasjon og øvre jordlag. Dette kan bl.a. benyttes til å skille våtmark fra fastmark.

LiDAR

LiDAR er en aktiv fjernmålingsteknikk som virker ved å sende laserpulser mot bakken og så registrere refleksjon. Tidsforskyving i retursignalet utnyttes til å måle høydeforskjeller ned mot noen få cm. Dette kan gi estimat på terrenghøyde og topografi, høyde på skog, og biomasse over bakken. Nesten alle LiDAR-sensorer er flybårne.

Fordelene med fjernmåling er at vi unngår prøvetaking og arbeid med installasjoner på bakken, noe som kan spare tid, ressurser og sårbar natur for inngrep og forstyrrelser. Samtidig kan det med fjernmåling overvåkes store arealer på kort tid. I vanskelig tilgjengelige områder vil kartlegging i felt være komplisert, og ofte så utfordrende at fjernmåling er den eneste praktisk gjennomførbare strategien.

Begrensninger med fjernmåling er at det oftest vil være nødvendig med feltundersøkelser for å kalibrere fjernmålingsdataene, det vil si å finne bakkesannheter. Klassifisering basert på fjernmåling må derfor inkludere feltregistreringer på et utvalg lokaliteter, og med et godt statistisk design for å sikre at tolkingene er pålitelige. Det er dessuten ikke gitt at fjernmålingsdata vil gi oss den informasjonen vi ønsker, f.eks. når det kommer til bestemmelse av arter.

I effektovervåking er det de fjernmålingsmetodene som gir data med høy oppløsning og god dekning, som er av størst interesse. Her mener vi at flybilder og LiDAR-data skiller seg ut.

Flybilder benyttes vanligvis ved vegetasjonskartlegging, men alltid i kombinasjon med feltundersøkelser. Dette gjelder områder kartlagt på «tradisjonell» måte av NIBIO, NTNU Vitenskapsmuseet, og andre fagmiljø fra 1960-tallet og framover, så vel som kartlegging etter NiN i senere år. I NiNApp kan man f.eks. veksle mellom topografisk kart og ortofoto (basert på flybilder) i bakgrunnen.

Eldre flybilder er analoge, og ofte i svart-hvitt, men de siste 15–20 årene har digitale flybilder i farger tatt over. Både analoge og digitale flybilder kan benyttes for å framstille stereomodeller (3D), og stereotolkning gir mye mer informasjon om naturforhold enn et ortofoto. Høydeforskjeller på bakken ned mot 0,5 m lar seg vanligvis registrere, noe som gjør det mulig å kartlegge og

avgrense typisk høymyr på bakgrunn av slike datakilder (se f.eks. Lyngstad mfl. 2012, Lyngstad & Vold 2015).

IR-data er særlig nyttig ved tolking av vegetasjon, der fotosyntetisk aktivitet (produksjon) trer tydelig fram. Dette kan bl.a. benyttes for å skille arealer med og uten gjødselpåvirkning, noe som er sentralt for å klassifisere engvegetasjon.

Statens kartverk er i ferd med å digitalisere eldre flybilder, og de eldste som er offentliggjort, er fra 1930-tallet (<https://www.norgebilder.no/>). Ved å benytte eldre flybilder kan det etableres tids-serier som viser endringer i arealbruk i en tidsperiode (Fandrem mfl. 2018). Dette kan potensielt gjøre det mulig å gå tilbake i tid for å se hvordan effekten av allerede igangsatte tiltak har vært. Bruk av eldre data (flybilder, satellittopptak) er antagelig den eneste praktisk anvendbare metoden vi har for å evaluere effekten av tiltak som har blitt satt i gang uten overvåking.

Med tanke på effektovervåking er likevel den største nytten sannsynligvis knyttet til å følge utvikling på arealer med utgangspunkt i data fra omløpsfotografering. Omløpsfotografering kan vi forvente vil gi heldekkende flybilledata hvert femte år. I tettbygde strøk fotograferes det oftere, og i de største byene gjerne hvert år. Dekningen på slike lokale flybildeprosjekter er imidlertid oftest begrenset.

Geografisk dekning av LiDAR-målinger er nå omfattende¹³. Det er foreløpig ikke planer om å foreta gjentak av slike målinger i offentlig regi, men det foreligger likevel LiDAR-målinger for flere år i en del områder. Det er også mulig å bestille egne målrettede LiDAR-målinger for et gitt overvåkingsformål. Der LiDAR-målinger gjentas over tid, gir dette gode muligheter for å dokumentere endringer i tre- og busksjikt over større områder. Dekning av tre- og busksjikt kan benyttes som en indirekte indikator for effekten av restaurerings- og skjøtselstiltak i kulturmark. LiDAR-data gir derfor interessante muligheter for effektovervåking i semi-naturlige naturtyper. Drenering av myr gir økt vekst hos busker og trær, mens vellykket restaurering kan forventes å gi en reduksjon i dekningsgraden av tre- og busksjiktet. Dette kan også påvises ved hjelp av LiDAR-data.

Vår vurdering er at fjernmålingsteknikker kan brukes for å overvåke effekter av tiltak i hvert fall i enkelte truede naturtyper, men dette krever god kunnskap om fjernmåling, GIS og økologi. De mest aktuelle eksemplene er hydrologisk restaurering av myr og skjøtselstiltak i semi-naturlige naturtyper. Effektovervåking for truede arter kan i liten grad gjøres ved fjernmåling, men vi kan se for oss at tiltak for å forbedre arters habitat kan følges opp.

7.4 Mulige synergier med fagsystemet for økologisk tilstand?

Miljøforvaltningen jobber med å utvikle et fagsystem for økologisk tilstand (Meld. St. 14. (2015-2016), Nybø & Evju 2017). Fagsystemet skal angi en metode for sammenstilling av data som samlet sett kan si noe tilstanden for hovedøkosystemene. Fagsystemet henger dermed nærme sammen med nasjonalt mål 1 for naturmangfold om at «økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester». For at en skal kunne si noe om dette trengs tilfang av data til indikatorer som dekker landet eller den aktuelle regionen som tilstanden skal angis for, fortrinnsvis gjennom arealrepresentativ overvåking. Det betyr at indikatorer som inngår, så langt mulig bør kunne bygge på data om arter eller habitater som finnes over store deler av landet eller den aktuelle regionen, men som sier noe tilstanden i økosystemet. Tilnærmingen i dette fagsystemet tar altså utgangspunkt i bredt definerte økosystemer eller «vanlig» natur. Da store deler av den truede naturen forekommer sjelden, på få lokaliteter og/eller fåtallig, er det ikke klare synergier mellom fagsystemet og overvåking av truet natur. Et overvåkingsopplegg for truet natur er nødvendig for å kunne følge med på tilstand og utvikling for truet natur, og er dermed knyttet til

¹³ <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>

nasjonalt mål 2 for naturmangfold, som er at «ingen arter og naturtyper skal utrykkes, og utviklingen til truede og nært truede arter og naturtyper skal bedres». Indikatorer for effekter av tiltak på truede arter er i liten grad egnet som indikatorer for å si noe om den totale økologiske tilstanden i et økosystem. For en del naturtyper kan det være relevant å inkludere indikatorer foreslått i fagsystem for økologisk tilstand, da disse indikatorene representerer struktur, funksjon og produktivitet, som også kan dekke relevante målsetninger ved gjennomføring av tiltak i naturtyper (se f.eks. kap. 6.1 og 6.2).

Resultater fra effektovervåking er imidlertid ikke egnet til å si noe om den generelle tilstanden for arter/naturtyper. Slik kunnskap blir innhentet gjennom basisovervåking. Fra et forvaltningsperspektiv er likevel all kjent kunnskap om arter, naturtyper og økosystemer viktig som grunnlag for de beslutninger, prioriteringer og vurderinger som gjøres knyttet til arealbruk, som enten skal ivareta eller som har konsekvenser for natur. En overordnet plan for truet natur, som omtalt tidligere i dette kapitlet, bør også gjøre bruk av kunnskap om den overordnede økologiske tilstanden i økosystemene i hvert fylke. Økologisk tilstand, sammen med konektivitet og størrelse på arealer med god tilstand, har stor betydning for den langsiktige overlevelsen av truede arter.

7.5 Oppsummering og veien videre

Dette prosjektet er en første overordnet gjennomgang og vurdering av hvordan overvåking av effekter av tiltak på truet natur kan gjennomføres, og hvilke valg som må gjøres før man utformer et overvåkingsopplegg. Selv om vi peker på en del felles premisser og punkter som alltid bør vurderes ved planlegging av slik overvåking, gjenstår det videre arbeid før en kan sette i gang konkrete overvåkingsprogrammer for nærmere bestemte truede arter/artsgrupper eller naturtyper i Norge. Dette beror på den store variasjonen det er mellom de truede artene og naturtypene som finnes i Norge, og at det trengs stor grad av tilpasning for hver enkelt art og naturtype for å kunne utvikle et godt overvåkingsopplegg. Metoder må også testes ut. I tillegg kommer utfordringen med at det for mange arter og naturtyper er betydelig kunnskapsmangel, både om økologi og sammenhenger mellom påvirkninger og effekter.

Det er likevel et viktig første skritt å få på plass et metodisk rammeverk som kan fungere som grunnlag for mer detaljerte overvåkingsplaner for arter, artsgrupper eller naturtyper. Fordi tiltak og overvåking av truet natur er kostbart, men svært viktig, er det nødvendig at arbeidet starter opp selv om det ikke foreligger perfekte metoder for alle arter og naturtyper. Det metodiske rammeverket bygger på konseptet for adaptiv overvåking, der nettopp aktiv bruk av overvåkingsresultater for å forbedre tiltak og overvåkingsmetoder er et helt sentralt moment. Tilgjengeliggjøring av data, gode databaser, deling av kunnskap og erfaringer og formidling av resultater og trender er derfor sentralt i det videre arbeidet med overvåking av truet natur, inkludert overvåking av effekter av tiltak. Det bør legges opp til at erfaringer fra testing av metoder for effektovervåking av ulike typer artsgrupper og naturtyper deles og evalueres løpende, slik at en kan forbedre metodene når det er behov. Samtidig er det viktig at de grunnleggende premissene, og så langt mulig også indikatorene, ligger fast over tid, slik at en kan nyttiggjøre seg dataene og få lange tidsserier. Det er først etter noe år, avhengig av hvor tydelig effektene viser seg, at en kan høste viktige data og gjøre analyser basert på dem.

Vi anbefaler at Miljødirektoratet utarbeider en helhetlig plan for forvaltning av truet natur, der effektovervåking av tiltak inngår som et sentralt element, og som del av langtidsplanen for norsk naturovervåking. Rammeverket bør tas i bruk for arter og naturtyper der kunnskapsgrunnlaget vurderes som tilstrekkelig. Resultatene fra godt designet overvåking og fra utprøving av overvåking der kunnskapsgrunnlaget i utgangspunktet er svakere, vil bidra til å utvikle kunnskap og erfaringer om bruk av ulike metoder. Erfaringer og løpende evalueringer bør dessuten gjøres kjent for å kunne medvirke til nødvendige justeringer og tilpasninger når ny kunnskap kommer til, samtidig som selve rammeverket ligger fast. En pragmatisk og åpen tilnærming til et slikt overvåkingsopplegg vil legge til rette for at en kan innhente nyttig informasjon og kunnskap løpende, og at den beste kunnskapen man til enhver tid har, kan tas i bruk i forvaltningen, både

som grunnlag for prioritering av midler og i vurdering av nye tiltak og virkemidler. Vi anbefaler at det parallelt med en gradvis innfasing av effektovervåking også bevilges midler til følgeforskning knyttet til å skaffe mer kunnskap om sammenhenger mellom utviklingen i tilstanden for ulike typer truet natur og ulike påvirkningsfaktorer, både naturlige og menneskeskapt, herunder aktive tiltak for truet natur som del av andre påvirkningsfaktorer.

Oppsummert foreslår vi følgende oppfølging i det videre arbeid med å overvåke truet natur, og herunder effekter av tiltak for å ta vare på truet natur:

1. Miljødirektoratet bør utarbeide en samlet plan for ivaretagelse av truet natur i Norge, som oppfølging av nasjonalt mål 2 for naturmangfold: «Ingen arter og naturtyper skal utrykkes, og utviklingen til truede og nært truede arter og naturtyper skal bedres.
2. Miljødirektoratet bør utarbeide et forslag til overvåkingsprogram for truet natur som del av en langtidsplan for naturovervåking i Norge, og overvåking av truet natur må inngå som del av planen for truet natur (pkt. 1)
3. På bakgrunn av kjent kunnskap om forekomster av truet natur, samt modellerte data for sannsynlighet for hotspot-arealer for truet natur, bør det utarbeides fylkesvise planer for overvåking av påvirkninger på truet natur. Overvåking av effekter av tiltak på truet natur må utarbeides som del av dette, ut fra kunnskap om hvilke områder og for hvilke arter og naturtyper det pågår tiltak.
4. Rammeverket for effektovervåking bør brukes i utviklingen av mer spesifikke planer for effektovervåking på nærmere angitte arter/artsgrupper og/eller naturtyper.
5. Det bør etableres en felles datainfrastruktur for overvåkingsdata, f. eks. LivingNorway. Data fra overvåking av truet natur, inkludert data om effekter av tiltak, bør legges inn i denne felles datainfrastrukturen. Databasen bør ha åpen innsynsløsning.

Vårt forslag til produksjonsløype fra overordnede planer og fram til brukerne av dataene (forskning, forvaltning og allmennhet) framgår av **Figur 10**.



Figur 10. Forslag til videre oppfølging av arbeid med overvåking av truet natur i Norge.

8 Referanser

- Angerbjörn, A., Eide, N.E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R.A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N.G. & Henttonen, H. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 50: 59–67.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.-J., Christensen-Dalsgaard, S., Dehnhard, N., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Langset, M., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H. & Systad, G.H. 2019. Sjøfugl i Norge 2018. Resultater fra SEAPOP-programmet SEAPOP: 28 s.
- Artsdatabanken 2014. Veileder til rødlistevurdering for Norsk rødliste for arter 2015. Versjon 2.2.3 september 2014. Artsdatabanken.
- Artsdatabanken 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2018b. Norsk rødliste for naturtyper. Veileder til rødlistevurdering. Versjon 2.0, januar 2018. Artsdatabanken.
- Bainbridge, I., Brown, A., Burnett, N., Corbett, P., Cork, C., Ferris, R., Howe, M., Maddock, A., Mountford, E. & Pritchard, S. (red.). 2013. Guidelines for the Selection of Biological SSSIs - Part 1: Rationale, Operational Approach and Criteria for Site Selection, JNCC, Peterborough.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1102. Norsk institutt for naturforskning.
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Åkesson, M., Brøseth, H. & Kindberg, J. 2019. Estimating the size of the Scandinavian wolf population with spatial capture-recapture and conversion factors. MINA fagrapport 57, Norwegian University of Life Sciences.
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (red.). 2016. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1: IUCN, Gland, Switzerland.
- Blom, H.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Jordal, J.B. & Evju, M. 2015. Fattig boreonemoral regnskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1169. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E., Evju, M., Błaalid, R. & Skarpaas, O. 2016. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Resultater fra første overvåkingsomløp 2013-2015. NINA Rapport 1297. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1100. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O.E. 2015. Kalkberg – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1171. Norsk institutt for naturforskning.
- DN 2003. Handlingsplan for fjellrev. Rapport 2003-2. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave. Oppdatert 2007. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 2009a. Handlingsplan for hubro *Bubo bubo*. DN-rapport 2009-1. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 2009b Handlingsplan for slåttemark. DN-rapport 2009-6. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 2010. Handlingsplan for dragehode *Dracocephalum ruyschiana* og dragehodeglansbille *Meligethes norvegicus*. DN-rapport 2010-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Dramstad, W., Fjellstad, W.J. & Puschmann, O. 2003. 3Q – Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap. NIJOS-rapport 11(03). Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.

- Eide, N.E., Elmhagen, B., Norén, K., Killengreen, S.T., Wallén, J.F., Ulvund, K., Landa, A., Ims, R.A., Flagstad, Ø., Ehrich, D. & Angerbjörn, A. 2017. Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*), Norge-Sverige 2017-2021. Rapport M-794. Miljødirektoratet.
- Ekrem, T. & Majaneva, M. 2019. DNA-metastrekoding til undersøkelser av invertebrater i ferskvann. NTNU Vitenskapsmuseet Naturhistorisk Notat. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2612638>.
- Elven, H. & Hansen, L. O. 2018. Registrering og overvåking av utvalgte insektarter i Oslo kommune VI. Rapport nr. 70. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Endrestøl, A. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for strandmaurløve *Myrmeleon bore*. NINA Rapport 889. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2018. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2017. NINA Rapport 1477. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015a. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Myklebost, H.E. & Bruteig, I.E. 2015b. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. NINA Rapport 1153. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015c. Oaser for artsmangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. NINA Temahefte 61. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. 2016. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Forslag til overvåkingsopplegg. NINA Kortrapport 37. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Hagen, D., Kyrkjeeide, M.O. & Köhler, B. 2020. Learning from scientific literature: Can indicators for measuring success be standardized in "on the ground" restoration? Restoration Ecology in press. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13149>
- Fandrem, M., Speed, J.D.M. & Lyngstad, A. 2018. Typisk høgmyr som indikator i Naturindeks for Norge. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-5. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Finstad, A.G., de Boer, H., Brurberg, M.B., Dahle, G., Edgar, K.S., Eiler, E., Ekrem, T., Endresen, D., Fossøy, F., Hansen, H., Hobæk, A., Hoem, S.A., Hosia, A., Hovstad, K.A., Jeppesen, T.S., Johnsen, A., Kallioiniemi, E., Larsen, A., Lifjeld, J.T., Pitelkova, I., Prager, M., Ray, J.L., Salvesen, I., Vrålstad, T. & Willassen, E. 2020. Kriterier for lagring av miljø-DNA prøver og data, herunder henvisning til referansemateriale. Miljødirektoratet (innsendt).
- Flagstad, Ø., Kleven, O., Erlandsen, S.E., Spets, M.H., Eriksen, L.B., Andersskog, I.P.Ø., Johansson, M., Ekblom, R., Ellegren, H. & Brøseth, H. 2019. DNA-basert overvåking av den skandinaviske jervebestanden 2019. NINA Rapport 1762. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. 2013. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg. NINA Rapport 971. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.). 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Bevanger, K., Dervo, B., Endrestøl, A., Olsen, S.L. & Pedersen, H.C. 2018. Faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter. NINA Rapport 1598. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bär, A., Johansen, L., Stabbetorp, O.E. & Øien, D.-I. 2020. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Dokumentasjon av sentral økosystemfunksjon. NINA Rapport 1781. Norsk institutt for naturforskning.
- Gelman, A. & Carlin, J. 2014. Beyond Power Calculations: Assessing Type S (Sign) and Type M (Magnitude) Errors. Perspectives on Psychological Science 9: 641–651.

- Goudie, I. & Jones, C. 2012. Environmental effects monitoring for epiphytic lichens in the Vale NL limited project area at Long Harbour, Placentia Bay: Fall 2010 – Fall 2011. LGL Report No. SA1045. Prepared for Vale Newfoundland and Labrador Limited, St. John's, NL.
- Goudie, I. & Jones, C. 2013. Environmental effects monitoring for epiphytic lichens in the Vale project area at Long Harbour, Placentia Bay: Fall 2011 – Fall 2012. LGL Report No. SA1045. Prepared for Vale Newfoundland and Labrador Limited, St. John's, NL.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.-E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og Landskap 03/2012.
- Hagen, D., Aarrestad, P.A., Kyrkjeeide, M.O., Foldvik, A., Myklebost, H.E., Hofgaard, A., Kvaløy, P. & Hamre, Ø. 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaureringstiltak på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midtjellmosen. NINA Rapport 1212. Norsk institutt for naturforskning.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. Rapport 10. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hamel, S., Killengreen, S.T., Henden, J.-A., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2013. Disentangling the importance of interspecific competition, food availability, and habitat in species occupancy: Recolonization of the endangered Fennoscandian arctic fox. *Biological Conservation* 160: 114–120.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hasselgreen, M., Angerbjörn, A., Eide, N.E., Erlandsson, R., Flagstad, F., Landa, A., Wallén, J. & Noren, K. 2018. Genetic rescue in an inbred Arctic fox (*Vulpes lagopus*) population. *Proceedings of the Royal Society B* 285: 20172814.
- Hatlevoll, K., Burner, R., Ørka, H.O., Arnott, D., Lunde, L.D., Evju, M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2019. Nasjonal overvåking av hule eiker: resultat andre omløp. MINA fagrapport 62. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Hemphill, E.K., Flagstad, Ø., Jensen, H., Nören, K., Wallén, J.F., Landa, A., Angerbjörn, A. & Eide, N.E. in press. Genetic consequences of conservation action: restoring the arctic fox (*Vulpes lagopus*) population in Scandinavia. *Biological conservation*, in press. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108534>
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015: Artsdatabanken, Trondheim.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2019. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark. Endringer fra 2008 til 2018. NINA Rapport 1665. Norsk institutt for naturforskning.
- Hofton, T.H. 2013. Storporet flammekjuka (*Pycnoporellus alboluteus*) i Norge – statusoppdatering 2013. BioFokus-rapport 2013-38. Biofokus.
- Hofton, T.H. 2015. Elfenbenslav (*Heterodermia speciosa*) i Norge – status per 10.10.2015. BioFokus-rapport 2015-23. Biofokus.
- Holien, H. 2015. Faggrunnlag til handlingsplan for fire lavarter i boreal regnskog. Utredning nr. 177. Høgskolen i Nord-Trøndelag.
- Hovstad, K.A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L.G. 2018. Slåttemark, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (16.01.2020) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/76>
- Ims, R.A., Jepsen, J.U., Stien, A. & Yoccoz, N.G. 2013. Science plan for COAT: Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre Report Series 1. Fram Centre.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.-A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research*. 36:sup1, 8, DOI: <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1323621>

- IPBES 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (eds. Brondizio ES, Settele J, Díaz S, Ngo HT). IPBES Secretariat.
- IUCN. 2014. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- JNCC 2004a. Common Standards Monitoring Guidance for Vascular Plant Species. Version February 2004. Joint Nature Conservation Committee.
- JNCC 2004b. Common Standards Monitoring Guidance for Reptiles and Amphibians. Version February 2004. Joint Nature Conservation Committee.
- JNCC 2005. Common Standards Monitoring Guide for Bryophytes and Lichens. Version July 2005. Joint Nature Conservation Committee.
- JNCC 2008. Common Standards Monitoring Guide for Terrestrial and Freshwater Invertebrates. Version March 2008. Joint Nature Conservation Committee.
- Johansen, L., Carlsen, T.H., Bele, B., Daugstad, K., Grenne, S., Solbu, E.B., Sickel, H., Vesterbukt, P. & Bär, A. 2019. Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng. Pilot i Nordland og Trøndelag 2019. NIBIO Rapport 5/163/2019. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Johnsen, S.I., Strand, D.A., Rusch, J. & Vrålstad, T. 2018. Nasjonal overvåking av edelkreps og spredning av signalkreps - presentasjon av overvåkingsdata og bestandsstatus. NINA Rapport 1590. Norsk institutt for naturforskning.
- Jordal, J.B. 2015. Kartlegging og overvåking med vekt på svartkurle i Oppdal kommune i 2014. Rapport J. B. Jordal nr. 1-2015. Biolog J. B. Jordal.
- Kallioniemi, E., Åström, J., Rusch, G.M., Dahle, S., Åström, S. & Gjershaug, J.O. 2017. Local resources, linear elements and mass-flowering crops determine bumblebee occurrences in moderately intensified farmlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239: 90–100.
- Karijord, M. 2020. Populasjonsundersøkelser av dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) - med fokus på isolasjon, areal, naturtyper og gjengroing på utvalgte lokaliteter i Sørøst-Norge. MSc-opp-gave, Universitetet i Oslo.
- KLD 2016. Klima- og miljødepartementets prioriterte forskningsbehov 2016-2021. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/klimate--og-miljodepartementets-prioriterte-forskningsbehov-2016-2021/id2478345/>
- Kunnskapsdepartementet 2017. Nasjonal strategi for tilgjengeliggjøring og deling av forskningsdata. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nasjonal-strategi-for-tilgjengeliggjoring-og-delning-av-forskningsdata/id2582412/?ch=1>
- Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Hamre, Ø. & Jokerud, M. 2018a. Overvåking av restaureringstiltak i myr. Aurstadmåsan, Kaldvassmyra og Hildremvatnet. NINA Rapport 1576. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Haugen, I.M.A., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018b. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A., Husby, M., Stokke, B.G. & Vang, R. 2020. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. s. 97-108 i Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2016. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Oppland i 2015. Miljøfaglig Utredning Rapport 2016-12. Miljøfaglig utredning.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2017. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Oppland i 2016. Miljøfaglig Utredning Rapport 2017-4. Miljøfaglig utredning.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2020. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Vest-Oppland i 2019. Miljøfaglig Utredning Rapport 2020-15. Miljøfaglig utredning.

- Larsen, B.M. 2015. En oppsummering av tiltak for elvemusling i Norge iverksatt gjennom handlingsplanen eller tilskuddsordningen for prioriterte arter. NINA Rapport 1208. Norsk institutt for naturforskning.
- Larsen, B.M. 2017. Overvåking av elvemusling i Norge. Oppsummering av det norske overvåkingsprogrammet i perioden 1999-2015. NINA Rapport 1350. Norsk institutt for naturforskning.
- Lidén, M., Pettersson, M., Bergsten, U. & Lundmark, T. 2004. Artificial dispersal of endangered epiphytic lichens: a tool for conservation in boreal forest landscapes. *Biological Conservation* 118: 431-442.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 482–486.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010a. Effective ecological monitoring. CSIRO Publishing, Collingwood.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010b. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317–1328.
- Linnell, J.D.C., Strand, O., Loison, A. & Solberg, E. 1999. Har fjellreven en framtid i Norge? Statusrapport og forslag til forvaltningsplan. NINA Oppdragsmelding 575. Norsk institutt for naturforskning.
- Lovdata 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>
- Lovdata 2011. Forskrift om dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) som prioritert art. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-517>
- Lyngstad, A. 2016. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Oppland og nordlige deler av Hedmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-1. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Brandrud, T.E., Moen, A. & Øien, D.I. 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018 – Våtmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2018-15. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A. & Fandrem, M. 2017. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Buskerud, Vestfold, Telemark og Aust-Agder. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Holm, K.R., Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Flybildetolkning av høgmyr i Solørrområdet, Hedmark. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Botanisk Serie 2012-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A. & Vold, E.M. 2015. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Magnusson, K., Dombu, S.V., Rød, M.E., Nastad, A.T., Angell-Petersen, S. & Bergan, P.I. 2020. Evaluering av tilskudd til truede arter og truede naturtyper. Menon-publikasjon nr. 107/2019. Menon Economics.
- Meijer, T., Elmhagen, B., Eide, N.E. & Angerbjörn, A. 2013. Life history traits in a cyclic ecosystem: a field experiment on the arctic fox. *Oecologia*, 173: 439–447.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Meteorologisk Institutt 2018. Klima siste 150 år. <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar>, accessed 27.6.2018.
- Miljødirektoratet 2019a. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2019. Veileder. M-1287|2019. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2019b. Handlingsplan for damfrosk (*Pelophylax lessonae*) 2019–2023. Miljødirektoratet rapport M-1300. Miljødirektoratet.

- Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016–2020). Miljødirektoratet rapport M-644. Miljødirektoratet.
- Naturvårdsverket 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av stäppartade torrängar i Västsverige. Naturvårdsverket (foreløpig utgave)
- Naturvårdsverket 2010. Manual för uppföljning i skyddade områden – Skyddsvärda mossor och lavar. Version 4.0. Naturvårdsverket.
- Nilsen, A.Ø. 1985. Varmekjær flora i sørvendte bakker og berg i vestre Gausdal og Espedal, Oppland fylke. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo.
- Nordén, B., Evju, M. & Jordal, J.B. 2015. Gamle edelløvtrær – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1168. Norsk institutt for naturforskning.
- Nordén, J., Abrego, N., Boddy, L., Bässler, C., Dahlberg, A., Halme, P., Hällfors, M., Maurice, S., Menkis, A., Miettinen, O., Mäkipää, R., Ovaskainen, O., Penttilä, R., Saine, S., Snäll, T. & Junninen, K. 2020. Ten principles for conservation translocations of threatened wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 44: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100919>
- Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2009. Faglig grunnlag for handlingsplan for trua naturtype: Slåttemark i Norge. Bioforsk Rapport 4 Nr. 57. Bioforsk.
- Norsk Klimaservicesenter 2017. Klimaprofiler for fylker. <https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret%2Fklimaprofiler>, accessed 20.5.2018.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, C. 2020. Fugler i jordbrukslandskapet: Bestandsutvikling og utbredelse. Perioden 2000–2017. NIBIO Rapport 6 (40). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Pilat, D. & Fukasaku, Y. 2007. OECD Principles and Guidelines for Access to Research Data from Public Funding. *Data Science Journal*. <https://doi.org/10.2481/dsj.6.od4>.
- Riksrevisjonen 2013. Riksrevisjonens undersøkelse av tilskudd til naturmangfold og friluftsliv. Dokument 3:13 (2012–2013). Riksrevisjonen.
- Ryttäri, T., Kukk, Ü., Kull, T., Jäkäläniemi, A. & Reitalu, M. (red.) 2003. Monitoring of threatened vascular plants in Estonia and Finland – methods and experiences. *The Finnish Environment* 659. Finnish Environment Institute.
- Saksgård, R. & Schartau, A.K. 2013. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 2012. NINA Rapport 973. Norsk institutt for naturforskning,
- Scheidegger, C. mfl. (Lichen Specialist Group). 2003. *Erioderma pedicellatum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2003: e.T43995A10839336. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T43995A10839336.en>. Accessed 31 May 2018
- Scott, J.M., Goble, D.D., Haines, A.M., Wiens, J.A. & Neel, M.C. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3: 91–97.
- Sickel, H., Daugstad, K., Johansen, L. & Hovstad, K.A. 2017. Skjøtsel og overvåking for den prioriterte arten dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) - kunnskapsbidrag til adaptiv forvaltning. NIBIO Rapport 3 (164). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Smith, P.L. 2014. Lichen translocation with reference to species conservation and habitat restoration. *Symbiosis* 62: 17–28.
- Stabbetorp, O.E. & Endrestøl, A. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplanen for dragehode *Dracocephalum ruyschiana* og dragehodeglansbille *Meligethes norvegicus*. NINA Rapport 766. Norsk institutt for naturforskning

- Staverløkk, A., Olsen, M.E.G.P., Ødegaard, F. & Sydenham, M.A.K. 2020. Kartlegging og overvåking av rødknappsandbie *Andrena hattorfiana* i Akershus og Østfold 2019. NINA Rapport 1750. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, D.A., Johnsen, S.I., Rusch, J.C., Agersnap, S., Brenner Larsen, W., Knudsen, S.W., Rask Møller, P. & Vrålstad, T. 2019. Monitoring a Norwegian freshwater crayfish tragedy: eDNA snapshots of invasion, infection and extinction. *Journal of Applied Ecology* 56: 1661–1673.
- Stokstad, G., Fjellstad, W. & Dramstad, W. 2016. Overvåking av jordbrukets kulturlandskap. NIBIO POP 2 (34). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Svalheim, E. i Miljødirektoratet 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015- Kulturmark. Versjon 7.august 2015.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Gough, L., Bratli, H., Haugan, R. & Nordén, B. 2015. Overvåking av sjeldne og rødlistede lav på gamle eiker - lærdommer fra et pilotstudium. *Blyttia* 73: 57–63.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Skarpaas, O., Jacobsen, R.M. & Birkemoe, T. 2018. Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring. MINA Fagrapport 50. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T. & Evju, M. 2017. Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management* 403: 96–102.
- Swenson, J.E. & Kindberg, J. 2018. The Scandinavian Brown Bear Research Project; final report 2015-2017. Report 2018. Scandinavian Brown Bear Research Project.
- Tear, T.H., Kareiva, P., Angermeier, P.L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J.M. & Wilhere, G. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *Bioscience* 55: 835–849.
- Thierry, A-M., de Bouillane de Lacoste, N., Ulvund, K., Andersen, R., Meås, R., Eide, N.E. & Landa, A. 2020. Use of supplementary feeding dispensers by Arctic foxes in Norway. *The Journal of Wildlife Management* 1–14. DOI: 10.1002/jwmg.21831
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Tovmo, M., Odden, J., Brøseth, H. & Nilsen, E.B. 2019. Antall familiegrupper, bestandsestimert og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2019. NINA Rapport 1679. Norsk institutt for naturforskning.
- Ulvund, K. & Wallén, J. 2018. Overvåking av fjellrev 2018 - revidert utgave/Inventering av fjällräv 2018 - reviderad utgåva. Bestandsstatus for fjellrev i Skandinavia/Bestandsstatus för fjällräv i Skandinavien 1-2018. Norsk institutt for naturforskning (NINA) og/och Naturhistoriska riksmuseet (NRM). Trondheim og/och Stockholm.
- Ulvund, K., Flagstad, Ø., Sandercock, B., Kleven, O., Landa, A. & Eide, N.E. 2019. Fjellrev i Norge 2019. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1737. Norsk institutt for naturforskning.
- Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 569–587.
- van Dijk, J. & May, R. 2012. Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk. NINA Rapport 749. Norsk institutt for naturforskning.
- Velle, L.G., Nilsen, L.S., Norderhaug, A. & Vandvik, V. 2014. Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands? *Global Change Biology* 20: 1429–1440.

- Velle, L.G. & Vandvik, V. 2014. Succession after prescribed burning in coastal *Calluna* heathlands along a 340-km latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 25: 546-558.
- Westwood, A., Reuchlin-Hugenholtz, E. & Keith, D.M. 2014. Re-defining recovery: A generalized framework for assessing species recovery. *Biological Conservation* 172: 155–162.
- Wilkinson, M.D., Michel Dumontier, M., Aalbersberg, I.J.J., Appleton, G., Axton, M., Baak, A., Blomberg, N., et al. 2016. The FAIR Guiding Principles for Scientific Data Management and Stewardship. *Scientific Data* 3 (March): 160018.
- Williams, J.M. (red.) 2006. Common Standards Monitoring for designated sites: First six year report. Peterborough, JCNN.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 446–453.
- Øien, D.-I. 2020. Sølendet naturreservat og Tågdalen naturreservat. Årsrapport og oversyn over aktiviteten i 2019. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2020-2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Øien, D.-I., Pedersen, B., Moen, A. & Lyngstad, A. 2018. Naturindeks for slåttemyr (semi-naturlig myr). Referansetilstand og mulige indikatorer. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Øien, I.J. & Aarvak, T. 2012. Dverggåsa på rett vei. *Vår Fuglefauna* 35: 122–125.
- Øien, I.J., Gunleifsen, L., Oddane, B., Steen, O.F., Steinsvåg, M.J. & Undheim, O. 2014. Overvåking av hubro i Norge i 2013. NOF-notat 2014-10. Norsk ornitologisk forening.
- Østhagen, H. 1972. Flora og vegetasjon på Ringerike, Buskerud. En floristisk-økologisk undersøkelse med hovedvekt på den xeroterme vegetasjonen, samt en oversikt over verneverdige områder. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo.
- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeeide, M.O., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hegre, H., Jokerud, M., Vange, V., Westergaard, K.B., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Hanssen, O., Hassel, K., Järnegren, J., Endrestøl, A., Lyngstad, A., Nordén, J., Dervo, B., Evju, M., Mjelde, M., Nordén, B., Christie, H., Gjershaug, J.O., Pedersen, B., Austrheim, G., Mattisson, J., Ødegaard, F., Handberg, Ø.N., Magnusson, K., Dombu, S.V., Ruano, M., Daverdin, M., Jackson, C.R., Hanssen, F., Dervo, B. & Singaas, F.T. 2019. Tiltak for å ta vare på truet natur. Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2019a. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S. & Hanssen, O. 2019. Effekt på stor elvebreddedderkopp etter habitatforbedrende tiltak på Langøra N, Stjørdal kommune. Status i 2019. NINA Rapport 1704. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2019b. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2016. NINA Rapport 1480. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 1 Oversikt over tilskuddsordninger

Miljødirektoratets tilskudd til tiltak for trua arter og naturtyper er hjemlet i egne forskrifter (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-11-25-1536>, <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-11-25-1537>) og har som formål å bidra til å ta vare på prioriterte arter, utvalgte naturtyper og truede arter og naturtyper, slik disse er definert i rødlistene for arter og naturtyper. Hvilke prioriteringer som gjøres ved tildeling av tilskuddsmidler, kan variere noe mellom år og mellom fylkesmenn (Magnusson mfl. 2020); i 2019 ble f.eks. tiltak i utvalgte naturtyper og truede naturtyper med godt kunnskapsgrunnlag prioritert. En rekke ulike tiltak kan gis støtte over tilskuddsordningen:

- Skjøtsel og vedlikehold
- Restaurering, som f.eks. gjenåpning og rydding av gjengrodd areal
- Tiltak som forbedrer biotoper (kun arter)
- Konkrete tiltak for enkeltarter, som f.eks. flytting av individer, reintroduksjon, innsamling av frø (kun arter), oppformering for utsetting/utplanting
- Tilpasset bruk på arealer som inngår i driften på landbruksforetak
- Gjerding
- Kartlegging og overvåking knyttet til tiltak
- Tiltak som hindrer at hubro dør som følge av at de bruker strømsolper som sitteplass
- Nødvendig utstyr
- Informasjon om artene/naturtypene, som f.eks. infotavler, skjøtelskurs og samlinger

Videre gis det tilskudd til naturarv og kulturlandskap (<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/tilskotsordninger-for-2019/id2617955/#naturforvaltningstiltak>). Under denne posten ligger flere ordninger som er relevante for truede arter og naturtyper:

- Tilskudd til tiltak i utvalgte kulturlandskap, UKL, i jordbruket omfatter «Utvalgte kulturlandskap» slik de er definert i Naturbase (<https://kart.naturbase.no/>) og har som formål å medvirke til å sikre verdier knyttet til naturmangfold, landskap, kulturminner og kulturmiljø. Spesielt relevante tiltak her er:
 - restaurering og skjøtsel av areal
- Tilskudd til tiltak i prioriterte kulturlandskapsområder omfatter områder som er definert som «verdifulle kulturlandskap» i Naturbase. Spesielt relevante tiltak som omfattes av denne ordningen, er:
 - skjøtsel eller restaurering
 - bekjempelse av fremmede arter
 - gjerding og tilpasset bruksform i landbruket
- Tilskudd til ville pollinerende insekter, hvis formål er å bidra til å sikre eller bedre leveområdene for ville pollinerende insekter. Spesielt relevante tiltak er:
 - restaurering av leveområder
 - skjøtsel
 - etablering av leveområder
 - informasjon
 - bekjempelse av fremmede arter
 - tilpasset bruksform i landbruket

Mottakere av tilskudd over alle disse tilskuddsordningene er grunneiere, privatpersoner, frivillige organisasjoner, lag og foreninger og forskningsmiljøer, men også kommuner og andre virksomheter.

Vedlegg 2 Truede arter med tiltak over tilskuddsordningene

Oversikt over tiltak for truede arter gjennomført med tilskudd fra tilskuddsordningene i 2016–2018. Samme tiltak kan ha fått midler flere år.

Artsgruppe/art	Annet	Biotopforbedring	Gjerdning	Informasjon	Innsamling og utsetting	Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	Restaurering	Skjøtsel	Tilpasset drift	Totalt
Amfibier										
Damfrosk	1					2				3
Biller										
Eremitt		2				4		1		7
Elvesandjeger		2				2				4
Dragehodeglansbille	1							1		2
<i>Bembidion argenteolum</i>					1					1
<i>Cephennium thoracicum</i>								1		1
<i>Dyschirius impunctipennis</i>				1						1
<i>Graphoderus cinereus</i>	1									1
<i>Pogonus luridipennis</i>						1				1
Bløtdyr										
Elvemusling	11	2	2	4	6	81	5	1		112
Svanemusling						1				1
Tannsylinderknøttsnegl						1				1
Totannkøllesnegl						2				2
Edderkoppdyr										
<i>Arctosa cinerea</i>		2				1				3
Fisker										
Ål	2					1		1		4
Fugl										
Dverggås	1			3						4
Hettemåke		3		2				2		7
Horndykker		5				2				7
Hubro	28	1		1		16		3	5	54
Knekkand	1									1
Krykkje	2	2				1				5
Lappspurv	1									1
Makrellterne						6		3		9
Snøugle				1						1
Storspove	1					1				2
Sædgås		1							1	2
Vipe				2		10			8	20
Åkerrikse						2				2
Karplanter										
Aksveronika	1						1	2		4
Alm	1						1			2
Ask	3			1		2				6
Bittergrønn	1									1
Bleikfiol								1		1

Artsgruppe/art	Annet	Biotopforbedring	Gjerding	Informasjon	Innsamling og utsetting	Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	Restaurering	Skjøtsel	Tilpasset drift	Totalt
Dragehode	1	1	1	1		8		49		61
Dverglin					2					2
Dvergmarienøkkel						1				1
Dvergålegras						2				2
Evjeslirekne	1									1
Gulmyrull						1				1
Hartmansstarr						1		6		7
Hestekjørvel		1								1
Honningblom	2	1		1		2				6
Huldreblom						2				2
Hvitmure								3		3
Irsk myrklegg						4				4
Jærtistel						1				1
Kalkkarse				1						1
Kammarimjelle	1							2		2
Kjempestarr								1		1
Klengelerkespore					1					1
Knollsolie					1					1
Korshesterumpe				1						1
Mykt havfruegras					1					1
Myrflangre		4		1				1		6
Nordlig bergjunker					1					1
Pipeløk						1				1
Purpurmarihand		1								1
Rankstarr								1		1
Rød skogfrue	4					1		3		8
Sandskjegg					1					1
Sandtimotei						3				3
Saronnellik					1					1
Sibirnattfiol				1						1
Snau myrflatbelg					1					1
Solblom						4			1	5
Solrose								1		1
Spiss-siv								2		2
Sprikesøtgras					1					1
Stivt havfruegras					3					3
Strandtorn					3	4	2		16	25
Svartkurle			1			5		25		31
Svartsiv					1					1
Trådbregne					1	1		1		3
Tusengylden		1						1		2
Villeple						2				2
Vrangmyrull	1									1
Vårvikke					1					1
Krepsdyr										
Edelkreps	9	1		1	1	25	1	2		40
<i>Armadillidium opacum</i>						2				2

Artsgruppe/art	Annet	Biotopforbedring	Gjerdning	Informasjon	Innsamling og utsetting	Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	Restaurering	Skjøtsel	Tilpasset drift	Totalt
<i>Limnadia lenticularis</i>						3				3
Lav										
Båndlav	2									2
Furusotbeger						1				1
Granbendellav				1						1
Hjelmragg						1				1
Huldrestry	1			1						2
Mjuktjafs						1				1
<i>Solitaria chrysophthalma</i>	1									11
Stautnål	1									
Stor praktkrinslav	1									1
<i>Thelopsis rubella</i>						1				1
Moser										
Bråtekoppmose										
Butthårstjerne	1									1
Duftsepter						3				3
Horngrimemose	1									1
Hårblomstermose						1				1
Knoppskruemose	1									1
Oreblæremose				1						1
Strandkjølmoser				1						1
Trøndertorvmose				3						3
Mosskorpioner										
Gresskorpion						1				1
Pattedyr										
Fjellrev	6			10						16
Oter						3				3
Sommerfugler										
Almepraktmåler							1	1		2
Alvesmyger						2				2
<i>Digitivalva arnicella</i>						3				3
Fiolet gullvinge	3			1						4
Heroringvinge					1	3				4
Klippeblåvinge	1	1				1		4		7
Lakrismjeltblåvinge						2				2
Liten lakrismjeltsekkemøll								1		1
Malurtfjærmøll		1								1
Prikkrotevinge						3		3		6
Stor bloddråpesvermer						1				1
Sopper										
Børstebunpigge								1		1
Flammekjuka	1						1			2
Gul snyltekjuka						1				1
Karstrødkivesopp						1				1
Lappkjuka						1				1
Sjokoladekjuka				1						1
Sumpaniskjuka						1				1

Artsgruppe/art	Annet	Biotopforbedring	Gjerding	Informasjon	Innsamling og utsetting	Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	Restaurering	Skjøtsel	Tilpasset drift	Totalt
Svartgubbe		1				2				3
Vepser										
<i>Abia sericea</i>				1						1
Ildsandbie					1			3		4
Kløverhumle	3			2		7		4		16
Kløversilkebie		1								1
Rødknappsandbie		1								1
Slåtehumle						1				1
<i>Tenthredo fagi</i>	1									1
<i>Tenthredo neobesa</i>	1									1
Øyestikkere										
Stor blålibelle						1				1

Vedlegg 3 Spørsmål i spørreundersøkelse om pågående effektovervåking

Følgende spørsmål ble inkludert i den nettbaserte spørreundersøkelsen som ble sendt ut til en rekke fagpersoner og fagmiljø samt til fylkesmennene.

Innledende spørsmål:

- 1a. Navn på utfyller av skjema
- 1b. Epost-adresse
2. Navn på overvåkingen
3. Hvordan ble overvåkingen initiert? (beskriv under) Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
4. Hvem utfører overvåkingen? (beskriv under) Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
5. Når (år) startet overvåkingen?
6. Når (år) avsluttes overvåkingen/Når ble overvåkingen avsluttet?
7. Hvordan er overvåkingen finansiert? (beskriv under) Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
8. Overvåkingen gjelder en art eller naturtype?

For arter:

9. Hvilken art overvåkes?
10. Hva er hovedformålet med overvåkingen?
11. Hvor mange lokaliteter/populasjoner inngår i overvåkingen?
12. Anslå andel av kjente populasjoner som er under overvåking.
13. Hvordan velges lokaliteten(e)? (beskriv under). Vi ønsker å vite hvilken metodikk eller begrunnelse som ligger til grunn for utvalget av overvåkingslokaliteter. Areal(type)representativt; Gradientbasert; Sannsynlighetsbasert. Flere svaralternativer er mulig.
14. Har man avgrenset et definisjonsområde for overvåkingen? Beskriv.
15. Hvordan avgrenses overvåkingslokaliteten(e)? (beskriv under). Flere svaralternativer er mulig.
16. Hvilke data samles inn på lokaliteten (overvåkingsindikatorer)? Flere svaralternativer er mulig.
17. Hvordan foregår datainnsamling innenfor en lokalitet? Hva slags utvalg? (beskriv under)
18. Hvor stort utvalg/hvor mange gjentak av datainnsamling foregår på hver lokalitet?
19. Hvordan velges utvalget? (beskriv under) Vi ønsker å vite hvilken metodikk eller begrunnelse som ligger til grunn for utvalget av individer/prøveflater e.l. Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
20. Hvor ofte samles data på hver lokalitet? (beskriv under)
21. Er statistisk analyse utført på materiale? (beskriv under)
22. Omfatter overvåkingen i praksis flere arter enn den er designet for? Spesifiser.
23. Er overvåkingen knyttet direkte til tiltak for å bevare arten?
24. Hvilke tiltak for arter er overvåkingen knyttet til? (beskriv under) Velg kategori for tiltak. Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
25. Hva er den ønskede effekten/målet for tiltakene?
26. I hvor stor grad tror du at overvåkingen fanger opp effekten av de igangsatte tiltakene? Beskriv.
27. Hva tror du ville kreves av tilpasning for bedre å fange opp effekten av tiltak?
28. Foregår det overvåking i kontroll-/referanseområder uten tiltak som kan benyttes i en evaluering av effekten av tiltakene? (beskriv under)

For naturtyper:

9. Hvilken naturtype overvåkes?
10. Hva er hovedformålet med overvåkingen?
11. Hvor mange lokaliteter inngår i overvåkingen?
12. Anslå andel av kjente populasjoner som er under overvåking.
13. Hvordan velges lokaliteten(e)? (beskriv under). Vi ønsker å vite hvilken metodikk eller begrunnelse som ligger til grunn for utvalget av overvåkingslokaliteter. Beskriv.

14. Har man avgrenset et definisjonsområde for overvåkingen?
15. Hvordan avgrenses overvåkingslokaliteten(e)? (beskriv under)
16. Hvilke data samles inn på lokaliteten (overvåkingsindikatorer)? (beskriv under)
17. Hvordan foregår datainnsamling innenfor en lokalitet? Hva slags utvalg? (beskriv under)
18. Hvor stort utvalg/hvor mange gjentak av datainnsamling foregår på hver lokalitet?
19. Hvordan velges utvalget? (beskriv under). Vi ønsker å vite hvilken metodikk eller begrunnelse som ligger til grunn for utvalget av prøveflater e.l.
20. Hvor ofte samles data på hver lokalitet? (beskriv under)
21. Er statistisk analyse utført på materiale? (beskriv under)
22. Omfatter overvåkingen i praksis også truede arter? Spesifiser.
23. Er overvåkingen knyttet direkte til tiltak for å bevare naturtypen?
24. Hvilke tiltak for naturtypen er overvåkingen knyttet til? Velg kategori for tiltak. Flere svaralternativer er mulig. Beskriv.
25. Hva er den ønskede effekten/målet for tiltakene?
26. I hvor stor grad tror du at overvåkingen fanger opp effekten av de igangsatte tiltakene?
27. Hva tror du ville kreves av tilpasning for bedre å fange opp effekten av tiltak?
28. Foregår det overvåking i kontroll-/referanseområder uten tiltak som kan benyttes i en evaluering av effekten av tiltakene? (beskriv under)

Vedlegg 4 Oppsummering av intervjuer om overvåking

Intervjuer ble gjennomført med utvalgte fagpersoner med spesialkunnskap om ferskvannsfauna, insekter og fugl for å supplere informasjon om viktige fagområder som prosjektgruppen selv har begrenset kunnskap om. Nedenfor er oppsummeringene fra disse intervjuene gjengitt.

Ferskvannsfauna

Oppsummering basert på intervju med Jon Magerøy (3. mars) og Bjørn Walseng (9. mars).

Dyr i ferskvann omhandler alt fra invertebrater som insekter, ferskvannsmuslinger og krepsdyr, til vertebrater som fisk. Det er truede arter i alle disse gruppene. Det brukes mye midler på tiltak og overvåking av noen av de truede enkeltartene i ferskvann, som elvemusling og edelkreps. Truede arter i en del andre organismegrupper, som for eksempel de mindre krepsdyrene, inngår ikke overvåkingsprogrammer for truet natur. Under følger en oppsummering av informasjon fra intervjuer med to forskere som jobber med overvåking av elvemusling og overvåking av elver og innsjøer, med særlig vekt på invertebrater som småkreps.

Ferskvannsmuslinger: Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*)

I siste versjon av Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) er det kun ti truede bløtdyr, hvorav tre er knyttet til ferskvannshabitater. Av disse er to ferskvannsmuslinger: elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) og svanemusling (*Anodonta cygnea*), begge rødlistet som sårbare (VU). Flat dammusling (*Pseudanodonta complanata*) er i dag ikke vurdert som truet, men er i kategorien DD (Data Deficient; datamangel) fordi det er for lite kunnskap til å foreta en rødlistevurdering. Det er ikke kjent at det utføres tiltak for andre ferskvannsmuslinger enn elvemusling, selv om noen blir kartlagt.

Norge har anslagsvis ca. 25 % av Europas bestander av elvemusling; den er derfor en norsk ansvarsart. Det er kjent om lag 600 bestander av elvemusling totalt i Norge, hvorav ca. 25 % er antatt utdødd. Av de resterende rundt 420 kjente bestandene er opp mot halvparten under kritisk nivå for selvrekruttering, mens de siste synes å være livskraftige.

Elvemusling har en spesiell livssyklus som omfatter et obligatorisk larvestadium på gjellene til laks eller ørret. Det er to ulike genetiske grupper av elvemusling som er tilpasset de to fiskeartene, og den genetiske variasjonen er strukturert på ulik måte i de to gruppene. Hos «laksemusling» er det høy genetisk variasjon innen bestandene og lav mellom, mens det hos «ørretmusling» er lav genetisk variasjon innen bestandene og høy mellom. Dette er høyst sannsynlig knyttet til levesettet hos de to fiskeartene, hvor laks er svært mobil mens ørret mer stasjonær. Elvemuslinger har strenge habitatkrav, og vassdrag som karakteriseres å ha «god økologisk tilstand» iht. Vanddirektivet er ikke nødvendigvis i god nok tilstand for elvemusling.

Påvirkninger og tiltak

Elvemusling er først og fremst truet av eutrofiering, dvs. tilførsel av næringsstoffer og partikler fra landbruk, skogbruk og delvis (i mindre grad nå enn før) kloakk. I tillegg ser man fortsatt negative effekter fra sur nedbør selv om denne påvirkningsfaktoren nå er redusert. Alle trusler som påvirker vertsfiskene laks og ørret negativt, vil også ha en tilsvarende negativ effekt på elvemuslingen. Vassdragsreguleringer påvirker den naturlige vannføringen og kan påvirke elvemusling og vertsfiskene negativt gjennom endret flommønster, vannhastighet, vannstand, vanntemperatur og substratkvalitet (endring av sedimenteringsdynamikk).

Det er mange mulige tiltak for å bedre tilstanden for elvemusling i Norge. Det viktigste tiltaket som gjennomføres i dag, er det nasjonale kultiveringsprogrammet som produserer juvenile muslinger for utsetting i vassdrag. Dette er et svært ressurskrevende tiltak, og selv om man har gode tall på at overlevelse og vekst i boksene som settes ut er gode, er den videre utviklingen etter frislipp fra boksene mindre kjent. Tiltaket bedrer imidlertid ikke leveområdene for arten, noe som er nødvendig for langsiktig overlevelse.

Tiltak som hindrer eutrofiering og sedimentering er viktig, eksempelvis gjennom å sette av bufersoner med vegetasjon ned mot vassdragene for å redusere avrenning, samt innføre gjødslingsfrie soner nær vassdraget. Kalking av vassdrag er et annet habitatforbedrende tiltak for å motvirke forsuring. Utsetting av vertsfisk infisert med elvemuslinglarver samt flytting av elvemusling innad i eller mellom vassdrag er andre mulige tiltak. Strukturen på den genetiske variasjonen tilsier imidlertid at man ikke bør flytte «ørretmusling» mellom vassdrag.

Indikatorer

Det er ikke knyttet noen direkte effektovervåking til tiltakene som iverksettes i dag (men se avsnitt under), selv om bestandene følges opp ved gjentatt kartlegging. Det kan ofte være vanskelig å fastslå hva en eventuell forbedring i bestanden skyldes. Det tar dessuten ofte tid før en positiv effekt av tiltak gir et registrerbart utslag på selve elvemuslingbestanden (ofte 7–10 år). Bestanden måles best som rekruttering (andel av bestanden som er under en viss størrelse (50 mm) eller alder (10 år). Bestandsstørrelse kan bare til en viss grad gi en indikasjon på hvordan det går med arten, da de truede populasjonene kan være utsatt for en «forgubbing» med mange eldre muslinger (arten kan bli over 200 år gammel) og lite nyrekruttering. Redoksmålinger kan rimelig umiddelbart gi svar på om habitatet er tilfredsstillende eller forbedret i forbindelse med nedslamming av substratet og oksygentilgjengelighet for juvenile muslinger, som lever begravd i grusen. Slike målinger er et mer stabilt mål (mindre variasjoner over tid – uker og måneder) enn oksygenivå og kan være en god indikator for habitatkvalitet. Vannkjemi og ungfisktetthet er andre mulige indikatorer for habitatkvalitet. Ungfisktetthet er viktig for rekruttering av elvemusling, men det er stor variasjon gjennom året og mellom år. Ungfisktetthet måles typisk hvert 5. eller 6. år, mens elvemuslinglarvene slippes i juni hvert år. Disse tallene kan dermed være vanskelig å sette i sammenheng.

Aktuell og potensiell overvåking

Datagrunnlaget for oppfølging av utsetting av elvemusling er svært varierende. Det gjøres stort sett i enkeltelver, slik at det gir lite grunnlag for å si noe om regionale forskjeller. Tiltakene utføres gjerne på lokalt nivå og ofte i samarbeid med grunneier. Definisjonsområdet for ev. overvåking knyttet til tiltaket er dermed i dag stor sett knyttet til den enkelte lokaliteten der tiltak er iverksatt.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet er nå utvidet fra 16 til 40 lokaliteter. Det er foreslått at ytterligere seks lokaliteter bør inngå i overvåkingen av elvemusling i kalkede laksevassdrag. I tillegg er det foreslått at hvert fylke bør ha et regionalt overvåkingsprogram. Tilsammen er det ønskelig å dekke 20 % av de kjente lokalitetene og samtidig sørge for en god geografisk spredning som er representativ for antall lokaliteter i de ulike regionene. I handlingsplanen for elvemusling (Larsen 2015) er det et mål at alle ca. 420 i dag kjente bestander skal tilbakeføres til god status. Dette er svært ressurskrevende og neppe realistisk, og det er nødvendig med en kraftigere prioritering av hvilke vassdrag og bestander det skal brukes penger på. Det beste er trolig å sikre de som fortsatt er levedyktige, og eventuelle andre tiltak bør gjennomføres i vassdrag med bestander som har noe rekruttering. Bestander som er sterkt truet, vil sannsynligvis kreve store ressurser for å oppnå levedyktig status og bør dermed ikke prioriteres.

Det er utarbeidet et forslag til effektovervåking av kalking (Magerøy & Larsen, unpubl.) som følger det nasjonale overvåkingsprogrammet og med fokus på utbredelse, tetthet, dødelighet (tomme skall) og rekruttering. Måling av redokspotensial er inkludert, og i tillegg kommer informasjon om vannkjemi, bunndyr, fisk osv. fra de andre delene av overvåkingsprogrammet i kalkede laksevassdrag. Etter planen skal seks av de kalkede laksevassdragene i overvåkingsprogrammet inkluderes. Innenfor vassdragene overvåkes de områdene som har elvemuslingbestander. I noen

tilfeller finnes det musling både i kalkede og ukalkede deler av vassdragene, og da er det planlagt å følge opp begge. Miljø-DNA er tenkt brukt i kartleggingen for å identifisere aktuelle områder med elvemusling og i overvåkingen for å følge utviklingen i artens utbredelse. Effektovervåkingen kommer trolig ikke til å analyseres statistisk da det ikke finnes tilgjengelige og sammenlignbare kontrollområder.

Det er mulig å tenke seg at man kan designe et overvåkingsprogram som kan se på effektene av tiltak nasjonalt, men det vil kreve store ressurser og ikke minst et langsiktig og koordinert perspektiv. For å teste effekter på en statistisk holdbar måte bør man overvåke lokaliteter med og uten tiltak, og lokalitetene bør trekkes tilfeldig blant et større utvalg. De ulike vassdragene har sine spesifikke økologiske og andre forhold, og jo større variasjon det er i andre faktorer mellom disse lokalitetene (støy), desto flere lokaliteter er nødvendig for å fange opp effekten av tiltaket man ønsker å se på.

Ferskvannkreps

Småkreps består av til sammen 130 arter (80 vannlopper og 50 hoppekreps), der ca. 1/4 av artene er planktoniske, mens de øvrige har tilhold i strandsonen. Av disse er det kun to truede arter som er knyttet til ferskvann, *Limnadia lenticularis* og *Mysis salemaai*, som forekommer hhv. i en liten kystnær temporær dam i kulturlandskapet og som reliket etter istiden i en noe større innsjø.

Påvirkningsfaktorer, tiltak og overvåking

Det foregår ikke overvåking direkte knyttet til truede småkreps i ferskvann. Påvirkninger og ev. tiltak er knyttet til selve ferskvannshabitatet der ulike ferskvannsorganismer lever. Viktige påvirkningsfaktorer for ferskvannshabitatene er sur nedbør, vassdragsreguleringer, eutrofiering og arealbruksendringer. Kalking av vassdrag mot forsuring er ett av de få tiltakene som det er knyttet overvåking til, men dette har liten betydning for de truede småkrepsartene. Formålet med kalkingen er å bedre vannkvaliteten og gjenopprette god økologisk tilstand i vassdragene. I utgangspunktet var tiltaket motivert med tanke på å redde bestander av laksefisk som var truet av forsuring.

Dammer i kulturlandskapet

Naturlige og menneskeskapte dammer i kulturlandskapet (eksempelvis vanningsdammer) er særlig artsrike habitater som også er levesteder for flere truede og sjeldne ferskvannsorganismer. Arealbruksendringer kan resultere i eliminering av dammer, eller de kan rett og slett gro igjen og forsvinne dersom det ikke gjøres tiltak. Vannforskriften har et størrelseskriterium som innebærer at vannforekomster som er mindre enn 0,5 km², ikke er omfattet av forskriften. Dette betyr at det ikke er noe krav om overvåking av slike lokaliteter, og levestedene for arter knyttet til slike dammer, faller dermed utenfor overvåkingen som skjer i regi av oppfølging av Vannforskriften.

Enkelte steder er gjengroingsraten i slike dammer på ca. 1 % pr år. Andre steder er det en balanse, hvor gjengroingsraten motvirkes av aktive tiltak for å ivareta lokaliteten. Aktuelle tiltak er etablering av nye dammer eller restaurering av gamle. Dette er ofte noe som gjøres på privat initiativ på de enkelte gårdene. Det er et stort behov for en samordning av tiltak som er rettet mot dette økosystemet. Her mangler kunnskapsgrunnlaget, noe som er viktig både i rødlistearbeid og ved utarbeidelse av naturindeks.

Potensiell overvåking

Det er mulig å se for seg en bred overvåking av disse dammene. Først må det gjennomføres en landsdekkende kartlegging av alle dammer, eventuelt inkludert en tilstandsvurdering. Vannkjemi (nitrogen- og fosforinnhold) er en indikator som kan måles i et større utvalg dammer. I tillegg kan et representativt utvalg dammer fra ulike regioner kartlegges med hensyn til flora og fauna ink-

lusive småkreps. Mengde- og dominansforhold for ferskvannskreps varierer mye gjennom sesongen, og det er derfor nødvendig å foreta flere prøvetakinger i løpet av året. Det kan også være stor variasjon mellom år forårsaket av nedbørsepisoder, tørke etc. Utfra en slik bred kartlegging kan det utvikles et opplegg for overvåking av vannkjemi og ev. utvalgte indikatorer for flora og fauna i et representativt utvalg smådammer.

Oppsummering, ferskvannsauna

Når det gjelder organismer knyttet til vann og vassdrag generelt, er det viktig å huske på at ferskvannshabitatet ikke er et isolert system, men at det er direkte påvirket av aktiviteter i nedbørfeltet og tilstanden for dette arealet. Dette innebærer at tiltak som gjøres isolert i vassdraget (kalking, utsetting av juvenile elvemusling, utlegging av gytegrus for laks og ørret osv.), ikke kan forventes å ha noen god langsiktig effekt dersom det ikke samtidig – eller kanskje aller helst før – også gjøres tiltak som forbedrer tilstanden for selve nedbørfeltet. Dette tilsvarer henholdsvis symptombehandling og sykdomsbehandling; dersom fokuset er på symptombehandling, vil ikke ferskvannshabitatet bli friskmeldt, og tiltakene vil måtte være evigvarende. Symptombehandling kan likevel være nødvendig for bedre tilstanden på kort sikt.

God kunnskap om artens biologi, inkludert livssyklus og genetisk variasjon er viktig, samt god kunnskap om økosystemet den lever i. Sammenhengene er ofte komplekse, og det kan være vanskelig å skille ulike effekter fra hverandre. Tilstanden til elvemuslingene som settes ut, kan eksempelvis være påvirket av faktorer i kultiveringsanlegget; i 2018 ble det registrert dårlig overlevelse og vekst av utsatt elvemusling, men dette var trolig knyttet til forhold i selve anlegget.

Det er også viktig å være klar over at buffersoner har effekt lenger ned i elva enn der de er satt av. Man trodde også at forflytning av elvemusling bare skjedde gjennom forflytning av larver festet på vertsfisk, men et tsjekkisk studium viser at elvemuslingen kan flytte på seg (utsetting ved én lokalitet oppe i vassdraget, men elvemuslingen dukket også opp på steder som samsvarte med gamle perlekart lenger nedstrøms i vassdraget; Ondrej Spisar, pers. medd.). Effekter av utsetting av juvenil elvemusling kan også være vanskelig å skille fra naturlig rekruttering som kan være forårsaket av andre endringer i vassdraget. Det er mulig å merke elvemuslingindividene, men de må da være av en viss størrelse, gjerne større enn de som settes ut. Det er følgelig mange faktorer man trenger oversikt over for å kunne si noe spesifikt om effekter av konkrete tiltak.

Effektovervåking er ofte knyttet til ettårig finansiering. Midlene brukes gjerne til kartlegging og overvåking (av bestandsstatus), mens de påfølgende viktige trinnene (tiltaksanalyse, iverksettning av tiltak og evaluering av tiltak) blir mer tilfeldige og ikke nødvendigvis satt i sammenheng. Kartleggingsdata kan tidvis bli utdatert før tiltak settes i verk, og det blir dermed vanskelig å evaluere effektene av tiltak. En flerårig finansieringsmodell er nødvendig for å sikre effektiv og god ressursbruk og muligheter for langsiktige evalueringer.

Insekter

Oppsummering basert på møte med Jens Åström og Frode Ødegaard (13. februar 2020).

Bakgrunn

Insekter er vår mest artsrike organismegruppe og opptre i både terrestriske og limniske miljøer. Ved rødlistevurderingene i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble det utarbeidet separate oversikter for 15 ordener innen insektene (ordener med truede arter er vist med fet skrift): **Biller**, **døgnfluer**, kakerlakker, kamelhalsfluer, mudderfluer, **nebbmunner**, **nettvinger**, **rettvinger**, saksedyr, **sommerfugler**, steinfluer, **tovinger**, **veps**, **vårfluer** og **øyenstikkere**. Parasittveps (en del av vepsene) var en egen taksonomisk gruppe i rødlista for 2010, men ble ikke vurdert i 2015.

Påvirkning på habitat er den klart viktigste årsaken til at insekter havner på rødlista. Det er særlig effekter av skogbruk, utbygging og nedbygging, samt opphør av tradisjonell drift i kulturlandskap som ligger bak når insekter kategoriseres som truet. For artsgrupper som har store deler av livssyklusen i vann, er imidlertid forurensing den viktigste påvirkningsfaktoren.

De fleste truede insektartene er sjeldne spesialister som har helt spesifikke økologiske krav som må oppfylles for at de skal overleve i et område på sikt. Slike krav kan være spesifikke vertsplanter eller tilknytning til et spesifikt substrat. Mange av de truede insektene er dårlige til å spre seg, og omdisponering av areal som fragmenterer landskapet, forårsaker nedgang i bestandene. Mange truede insektarter er fåtallige, med populasjoner som teller noen titalls voksne. På grunn av effektiv reproduksjon kan slike arter opprettholde levedyktige populasjoner over tid, men de er sårbare for tilfeldige hendelser og påvirkninger som skader enkeltindivider.

Tiltak

Tiltak for truede insekter bør være spesifikke og målrettede for å ha rask og god effekt. Dette henger sammen med at hovedtyngden av de truede insektene er spesialister. Eksempler på spesifikke tiltak kan være slått og kantslått til riktig tid, utsåing av frø av ønskede næringsplanter, fjerning av fremmede plantearter fra levesteder, flytting av individer til nye leveområder og oppavling og utsetting av individer. Tiltak som generell habitatforbedring vil ha best effekt for relativt vanlige arter, inkludert arter som er nær truet. Disse er ofte generalister heller enn spesialister, og benytter gjerne et vidt spekter av habitater og næringsplanter. Bredt anlagte, lite spesifiserte tiltak vil derfor i første rekke være til hjelp for slike arter, men over tid kan også generelle tiltak ha effekt for de truede artene. Generelle og spesifikke tiltak bør derfor kombineres for å få mer robuste populasjoner av både vanlige og sjeldne arter. Det finnes handlingsplaner med forslag til tiltak for en rekke truede insekter, og disse bør følges opp.

Overvåking

For truede insekter er det klart bedre å overvåke artene direkte i stedet for å overvåke habitatet. Der det eksisterer handlingsplaner, bør disse danne basis for overvåking, og det er på dette nivået vi best vil kunne fange opp effekter av tiltak for truede insekter. Generell overvåking og bruk av indirekte indikatorer som mengde/kvalitet av spesielle livsmedier som død ved eller naturtypens tilstand alene vil være mest relevant for mer vidt utbredte og mindre habitatspesifikke arter, oftest arter som ikke er på rødlista eller er nær truet. Det vil i mindre grad gi gode svar på effekten av spesifikke tiltak for truede arter.

For arter med stor variabilitet i tid eller lang livssyklus vil langtidsstudier være nødvendig for å dokumentere effekter av tiltak. Enkelte livsstadier kan være særlig viktige for populasjonstilveksten, noe som varierer mellom artene. I et variabelt klima vil lengre tidsserier bli særlig viktig.

Det er grunn til å anta at det kan være ulike trender for truede insekter i ulike geografiske regioner, det vil si at resultater fra Trøndelag ikke nødvendigvis vil være representative for Rogaland.

Mange insekter flytter seg i landskapet, de kan f.eks. foretrekke ulike planter til ulike tider. Dette betyr at de har en tendens til å aggregere, og det vil være viktig å vite riktig tid og sted for hver art ved datainnsamling. Feil tidspunkt eller sted vil føre til at populasjonen blir oversett eller underestimert. Kunnskap om artene må dermed ligge til grunn for datainnsamling (i tid og rom).

Evnen insekter har til å oppsøke det til enhver tid beste habitatet, gjør at en populasjon kan samles på en lokalitet der det er satt inn tiltak, mens leveområdene rundt tømmes for individer. For å skille mellom reell populasjonsvekst og aggregering av individer vil det være nødvendig å overvåke et spekter av de lokalitetene en populasjon benytter (hele «aktivitetsområdet»), ikke bare lokaliteten der det er satt inn tiltak.

For å overvåke arter med metapopulasjonsdynamikk må potensielle leveområder som ikke har kjente populasjoner, også overvåkes. Slik vil vi få mål på dynamikken i utdøing og kolonisering; dette er viktig for arter som er sterkt knyttet til et spesielt suksesjonsstadium i et habitat. I visse

tilfeller oppstår og forsvinner slike leveområder over relativt korte tidsrom. Fjernmåling kan være en god strategi for å identifisere eksisterende og nye mulige leveområder, men for å verifisere egnethet og sjekke tilstand må arealene også oppsøkes i felt.

Det foreligger planer om landsdekkende overvåking av insekter, og dette planlegges gjennomført i rutene til Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Dette er i utgangspunktet en overvåking som tar sikte på å dokumentere trender hos insekter over tid. For å avdekke effekten av et tiltak vil eksperimentelle tilnærminger (BACI-metodikk, se kap.5.5.3) være mer hensiktsmessig. Minst 20–30 par med lokaliteter (tiltak/kontroll) må nok til for å avdekke en effekt på landskapskala.

Fugl

Oppsummering basert på intervju med Christian Pedersen (12. mars).

Det er totalt 46 truede fuglearter i henhold til Norsk rødliste for arter 2015 (6 CR, 15 EN og 25 VU) (Henriksen & Hilmo 2015), hvorav ni arter med hovedhabitat i marine økosystem faller utenfor avgrensningene i dette prosjektet. Hovedtyngden av de truede artene er knyttet til ferskvannssystemer (15), våtmarkssystemer (18) og kysttilknyttet mark (15). Ni av artene har tilknytning til semi-naturlig mark og fire til åker og oppdyrket eng.

Påvirkningsfaktorer

Fugl beveger seg over store avstander og påvirkes derfor av et bredt spekter av faktorer. En spesiell dimensjon ved fugl er at mange arter oppholder seg utenfor landets grenser store deler av året og derfor vil være utsatt for påvirkningsfaktorer og tiltak som er utenfor vår kunnskap og kontroll. Dødeligheten hos stær (*Sturnus vulgaris*) er f.eks. størst første leveår som trekkfugl i Sør-Europa. Påvirkning utenfor landets grenser er dermed en viktig faktor som må håndteres gjennom internasjonale avtaler. Ellers er påvirkning fra stedegne arter, habitatødeleggelse og ulovlig jakt de viktigste påvirkningsfaktorene. Den generelle nedgangen i mattilgang er dessuten svært bekymringsfull for fugl, spesielt gjelder det for sjøfugl og insektspiserne.

Hva kjennetegner de truede fugleartene

Det er vanskelig å gruppere arter av fugl under en felles overvåkingsmetodikk da mange arter har helt spesielle habitatkrav. Mange arter er dessuten også naturlig sjeldne. Kunnskap om artenes biologi bør derfor være styrende for overvåking og tiltak. Selvfølgelig vil det være nødvendig å fokusere på de artene som er sterkest truet, men vi ser fra studier i hele Europa at selv arter som anses for vanlige, har store populasjonsnedganger. Det er et varsel om at ensidig fokus på de mest truede artene kan være uheldig. Det er også vanskelig å fange opp truede arter i generelle overvåkingsprosjekt. Disse artene har ofte så liten utbredelse i dag at et stort antall ruter vil være nødvendig for å fange opp mange nok observasjoner av artene. Overvåking bør derfor rettes direkte mot fuglenes habitater, og det samme må også eventuelle tiltak. Dersom tiltakene har en stor positiv effekt, kan kanskje generell overvåking over tid begynne å fange opp populasjonsvekst også hos slike arter.

Tiltak

Tiltak for fugl varierer fra restaurering av habitat til spesielle tiltak for å redusere dødelighet (som sitteplasser for hubro på kraftmaster) eller forbedre reproduksjon (som åpning av vindu i moderne driftsbygninger for å gi bedre tilgang til hekkplasser for låvesvale (*Hirundo rustica*)). Aktuelle tiltak i kulturmark er etablering av «lerkevindu», sikring mot ødeleggelse av reirplasser for vipe (*Vanellus vanellus*) ved merking av reir eller utsatt tidspunkt for slått. «Lerkevindu» etableres ved å la flekker i åkeren være usådd, slik at sanglerka kan ta i bruk disse arealene som hekkplass. For fugl er tiltak for én art ofte positivt for flere. Allmenne tiltak for fugl i jordbrukslandskapet omfatter også å bevare et mangfold av driftsformer der beitende dyr er svært viktig, sammen med bevaring av gamle trær og variert og lite intensiv arealbruk.

Indikatorer

De to programmene 3Q (Dramstad mfl. 2003, Pedersen 2020) og TOV (Framstad 2020) er generelle overvåkingsprosjekter som ikke er knyttet til tiltak. De omfatter overvåking av fugl; TOV både gjennom intensiv overvåking i noen få lokaliteter og gjennom arealrepresentativ ekstensiv overvåking. Både i TOV og 3Q er de viktigste overvåkingsindikatorerne populasjonsstørrelse, artsdiversitet, samt habitatets størrelse og kvalitet. Habitatstørrelse og -kvalitet er sentrale overvåkingsindikatorer for svært mange av de truede artene, spesielt for de som er knyttet til våtmark og ferskvann. For en del kulturlandskapsfugler, spesielt insektspisere som f.eks. låvesvale, buskskvett (*Saxicola rubetra*) og stær, kan antall husdyr på innmarksbeite være en potensiell overvåkingsindikator. Det er viktig å koordinatfeste hvor dyrene faktisk beiter, ettersom flytting av beitedyr er utbredt og det ikke alltid er gitt at dyrene beiter innenfor eiendomsgrensene på det aktuelle bruket. Arealbruk er også en viktig indikator: Etter dagens praksis pløyes mye av kornarealet ned på høsten. Spillkorn, som tidligere ble liggende på åkeren gjennom vinteren og var viktig for mange kornspisende arter som f.eks. gulspurv (*Emberiza citrinella*), blir nå pløyd ned kort tid etter tresking.

Naturlige fluktasjoner gjør det vanskelig å overvåke fugl fordi man ikke kjenner optimal populasjonsstørrelse i en gitt overvåkingslokalitet ved start av overvåking. I både 3Q og TOV har man valgt å la populasjonsstørrelse ved oppstart av overvåking inngå som et nullpunkt, og videre utvikling blir enten positiv eller negativ. Det er spesielt problematisk at man mangler gode historiske data fra bestandsstørrelse spesielt i arealkategorier der det har skjedd store endringer, som f.eks. i jordbrukslandskapet.

Aktuell overvåking

Effektovervåking av tiltak er vanskelig for fugl som forflytter seg raskt og bruker mange ulike typer habitat. Effektovervåking bør derfor orienteres direkte mot viktige økologiske funksjonsområder for de truede artene, der tiltak blir iverksatt. Eksempler på viktige økologiske funksjonsområder er spillplasser for brushane (*Philomachus pugnax*) eller dobbeltbekkasin (*Gallinago media*), overvintringsplasser for dykkender eller rasteplasser for trekkfugl. Lange tidsserier med god regional fordeling av målepunkt bør være fundamentet for all videre overvåking. Prosjekter som 3Q og TOV bør derfor styrkes, og nye prosjekter som kommer til bør harmoniseres med eksisterende i metodebruk.

Det er flere større nasjonale overvåkingsprosjekt for fugl, men få flerårige prosjekt er knyttet direkte til tiltak. Overvåkingsprogrammene TOV-E (Kålås mfl. 2020) og 3Q (Pedersen 2020) har flater spredt over hele landet, TOV-E med årlige registreringer i alle terrestriske hovedøkosystem og 3Q med registreringer hvert 3. år i sentrale jordbruksområder. 3Q ble startet opp i år 2000 og er sammen med TOV-E, som ble startet i 2005, de tidligste landsdekkende overvåkingsprosjektene der fugl inngår og som fortsatt er virksomme. Metodene i begge disse prosjektene er harmonisert med hverandre.

Selv om disse prosjektene ikke er knyttet til effektovervåking, kan en slik generell landsdekkende overvåking også inngå som en del av effektovervåking ved at de kan fungere som en generell kontroll av populasjonsnivåene på nasjonalt nivå (i det minste for forholdsvis vanlige arter). Hyppigere inventeringer i disse prosjektene vil gjøre at vi ser trender tidligere. Et annet problem er at mange tiltak ikke er georeferert eller bare nylig har blitt det, f.eks. gjelder dette tiltak gjennom Regionale miljøprogram (RMP). Hvis man kan koordinatfeste arealer med f.eks. «lerkevinduer», «vipestriper», etablering av gårdsdammer, restaurering av våtmarker etc. i databaser, vil dette kunne brukes som variabler i analyser av populasjonsstudier. Med den regionale fordelingen av flatene i 3Q og TOV, vil effekten av regionale tiltak potensielt kunne fanges opp av generell overvåking. Dette er imidlertid avhengig av hvor mange observasjonsflater som finnes i de forskjellige områdene og hvor mange observasjoner som gjøres av de ulike artene. En foretting og økning av antall flater vil være nødvendig for å kunne gi statistisk holdbare svar på effekter av tiltak.

Potensiell overvåking

Det er viktig at pågående overvåkingsprosjekter blir videreført; de tidlige nullpunktene som her er etablert vil gå tapt dersom disse prosjektene avvikles. Hvert nytt prosjekt som etableres vil da måtte starte på nytt med en ny baseline. Hyppigere og særlig tettere registreringer er dessuten viktig dersom de eksisterende overvåkingssystemene skal kunne brukes som kontroll for effekt-overvåking der det blir gjennomført tiltak. Det er videre nødvendig at de overvåkingsseriene som har gått en stund, blir videreført og styrket, og at eventuelle nye system tilpasses metodene i de pågående. Både TOV og 3Q bruker metoder som også benyttes i Europa for øvrig. Nye overvåkingsprosjekt bør derfor ikke erstatte eksisterende; de bør heller slås sammen og harmoniseres med eksisterende prosjekter slik at data og baseline som allerede eksisterer, ikke går tapt. Det er også problematisk at populasjonsnedgang som blir registrert av eksisterende overvåking ikke utløser handling eller får konsekvenser nasjonalt. I EU-systemet rapporteres resultatene av overvåking inn til habitatdirektivet, og dersom en negativ utvikling ikke stanses, tiltak ikke iverksettes eller måltall ikke nås, kan landene bli bøtelagt.

Vedlegg 5 Utvidet sammendrag

Miljødirektoratet har derfor bedt om forslag til metodikk for overvåking av effekter av tiltak på truet natur. Truet natur omfatter her arter og naturtyper tilknyttet terrestriske og limniske økosystemer i fastlands-Norge, og som enten er kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) eller sårbar (VU) i henhold til gjeldende rødlistet arter og naturtyper. Totalt gjelder dette 2403 arter og 60 naturtyper. I kap. 3 gis en oversikt over hvilke arter og naturtyper som er truet, hvilke påvirkningsfaktorer som er de viktigste, hvilke kriterier de er rødlistet etter, og hvilke tiltak som gjennomføres for å ivareta dem. I kap. 4 presenteres kunnskap om pågående overvåking av truet natur generelt og overvåking av effekter av tiltak spesielt. Eksisterende overvåking er variabel i omfang (tid og rom), dekker et lite antall truede arter og naturtyper og få forekomster av de gitte artene og naturtypene.

Denne rapporten presenterer et metodisk rammeverk som grunnlag for å utvikle mer spesifikke overvåkingsopplegg når tiltak gjennomføres for truede arter og naturtyper. Rammeverket er forankret i et konsept for adaptiv overvåking. Dette innebærer at målsetninger og forventede effekter av tiltak må formuleres tydelig før tiltak gjennomføres. Videre må resultatene av overvåkingen legges til grunn ved forbedring av tiltakene, utføring av tiltak i andre lokaliteter og justering av overvåkingsopplegg. Det bør formuleres klare forventninger (testbare hypoteser) om hvilke endringer som forventes ved gjennomføring av tiltakene, og overvåkingen må utformes på en slik måte at en kan undersøke om effektene har den tilsiktede effekten.

Overvåkingsformål. Formålet med effektovervåking er å identifisere effekter av (miljøforvaltningens) tiltak for truede arter og naturtyper. Videre skal overvåkingen så langt som mulig fange opp regionale variasjoner i effekten av tiltak, og bidra med kunnskap om hvorvidt forvaltningsmålene for arter og naturtyper kan nås. Effektovervåking skiller seg fra basisovervåking ved at overvåkingen fokuserer på effekten av tiltak utført på gitte lokaliteter der en art/naturtype forekommer. Effektovervåking som sådan er sjelden egnet til å si noe om endring i artens/naturtypens utbredelse eller antall forekomster over tid.

Definisjonsområdet er det geografiske området som resultatene fra overvåkingen skal gjelde for. Ved undersøkelser av effekter av tiltak som gjennomføres på en gitt lokalitet, vil lokaliteten der tiltakene iverksettes, være definisjonsområdet. Effektovervåking kan også designes for å undersøke regionale variasjoner i effekten av tiltak og slik at den bidrar med kunnskap om forvaltningsmålene for arter og naturtyper. Forvaltningsmålene gjelder innenfor artenes/naturtypenes naturlige utbredelsesområde. De truede artene og naturtypene som inngår i dette overvåkingsopplegget, har ulike naturlige utbredelsesområder, og definisjonsområdet for overvåkingen må i dette tilfellet avgrenses for hvert enkelt overvåkingsobjekt. En veiledning for avgrensning av definisjonsområdet finnes i kap. 5.2 og eksemplifiseres i kap. 6.

Overvåkingslokaliteten er det lokale området der overvåkingen foregår og datainnsamlingen skjer. En overvåkingslokalitet kan for eksempel være et gitt areal, eller en gitt populasjon av en art, en gitt forekomst av en naturtype eller en hekkelokalitet for en fugl. For naturtyper vil avgrensingen av overvåkingslokaliteten være naturtypeforekomsten, avgrenset og typifisert etter Miljødirektoratets instruks for kartlegging. Avgrensning av en overvåkingslokalitet for en art vil avhenge av egenskaper ved arten og artens økologi, så som hvorvidt arten er stasjonær eller mobil, habitatspesialist eller -generalist, har klumpet eller spredt forekomst og har livshistoriestadier med ulik økologi og/eller oppdagbarhet. En veiledning for avgrensning av overvåkingslokaliteter er gitt i kap. 5.3 og eksemplifiseres i kap. 6.

Overvåkingsindikatorer er den/de variablene som skal observeres/måles og som skal si oss noe om hvorvidt tiltakene har en effekt eller ikke. Gode overvåkingsindikatorer bør være representative, følsomme, dvs. endre seg når påvirkningen endres, eller tiltaket iverksettes, presise og konsistente og kunne måles/observeres med standardiserte metoder og dokumentert ressursinnsats. *Direkte* indikatorer sier noe om artens eller naturtypens egenskaper, som mengde eller tilstand, og *indirekte* indikatorer sier noe om egenskaper ved artens habitat eller artens eller

naturtypens påvirkninger fra omgivelsene. Gode direkte indikatorer vil gi et direkte mål på hvordan artens eller naturtypens bevaringstilstand endrer seg, f.eks. som resultat av gjennomførte tiltak. Indirekte indikatorer vil bare vise om det er en gunstig utvikling i forhold som antas å ha betydning for artens eller naturtypens bevaringstilstand. Relevante indikatorer for ulike artsgrupper og naturtyper gis i kap. 5.4 og eksemplifiseres i kap. 6 .

Overvåkingsdesignen omfatter den statistiske strukturen for datainnsamling i tid og rom og drøftes i kap. 5.5. Overvåking av effekten av tiltak bør legges opp som felteksperiment med tiltak som behandling og med kontroll- eller referanseområder uten behandling, for slik å kunne trekke konklusjoner om tiltakets effekt. Kontroll- og behandlingsområder kan være innenfor samme lokalitet (der deler av lokaliteten skjermes for tiltak), eller de kan være ulike lokaliteter som er mest mulig like med hensyn på miljøforhold. Ideelt bør kontroll- og behandlingslokaliteter trekkes tilfeldig. Overvåkingsdesignen inkluderer design for utvalgelse av overvåkingslokaliteter og design for datainnsamling på en gitt overvåkingslokalitet. Artenes og naturtypenes utbredelse, og kunnskap om forekomster, setter rammene for hvordan overvåkingslokaliteter kan velges ut og hvordan slutninger kan trekkes basert på de overvåkingslokalitetene som inngår. I **Tabell 19** gis en skjematisk veiledning for utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter, eksemplifisert i kap. 6. Overvåkingen må videre designes slik at slutninger om tiltakets effekt kan trekkes med god statistisk sikkerhet for den enkelte lokalitet. Dette innebærer å sikre mulighet for å trekke holdbare slutninger basert på overvåkingsindikatorens verdier (altså en tilfeldighetsmekanisme for innsamling av data) og nok gjentak av indikatoren (se kap. 5.5.3). Når overvåking designes, må kravene til statistisk utsagnskraft vurderes: hvor store effekter av tiltaket ønsker vi å være i stand til å oppdage, og med hvor stor sikkerhet? Ønsker vi f.eks. å være i stand til å oppdage en 2 % økning i populasjonsstørrelsen av en truet art, eller holder det med en 30 % økning? Ønsker vi å være 80 % sikre på at vi konkluderer riktig med at tiltaket har effekt, eller holder det med 50 %? Kunnskap om naturtypene og artene, og de overvåkingsindikatorene som skal brukes, må benyttes for å vurdere utvalgsstørrelse (antall overvåkingslokaliteter, antall gjentak av datainnsamling på en gitt overvåkingslokalitet) slik at overvåkingen kan svare på målsetningen.

Overvåkingsbegivenheten er den korteste observasjonsperioden for innsamling av data for overvåkingsindikatoren fra en lokalitet med sammenstilling til én verdi for sammenligning med andre perioder eller lokaliteter. Hvor ofte data bør samles inn, vil avhenge av egenskapene ved artene/naturtypene samt med tiltakets formål.

Å avgjøre hvilke tiltak som er aktuelle for å ta vare på truet natur, må gjøres gjennom arts- og naturtypespesifikke handlingsplaner og krever nokså detaljert kunnskap. Vi anbefaler at Miljødirektoratet utarbeider en helhetlig plan for forvaltning av truet natur, der effektovervåking av tiltak inngår. En slik plan bør også omfatte en samlet – og prioritert – plan for hvilke arter og naturtyper som bør prioriteres for tiltak, hvilke tiltak som bør gjennomføres og i hvilket omfang, og hvordan overvåking av effekter av tiltak skal gjennomføres.

Rammeverket bør tas i bruk for arter og naturtyper der kunnskapsgrunnlaget vurderes som tilstrekkelig. Resultatene fra godt designet overvåking og fra utprøving av overvåking der kunnskapsgrunnlaget i utgangspunktet er svakere, vil bidra til å utvikle kunnskap og erfaringer om bruk av ulike metoder. Erfaringer og løpende evalueringer bør dessuten gjøres kjent for å kunne medvirke til nødvendige justeringer og tilpasninger når ny kunnskap kommer til, samtidig som selve rammeverket ligger fast. En pragmatisk og åpen tilnærming til et slikt overvåkingsopplegg vil legge til rette for at en kan innhente nyttig informasjon og kunnskap løpende, og at den beste kunnskapen man til enhver tid har, kan tas i bruk i forvaltningen, både som grunnlag for prioritering av midler og i vurdering av nye tiltak og virkemidler. Vi anbefaler at det parallelt med en gradvis innfasing av effektovervåking også bevilges midler til følgeforskning knyttet til å skaffe mer kunnskap om sammenhenger mellom utviklingen i tilstanden for ulike typer truet natur og ulike påvirkningsfaktorer, både naturlige og menneskeskapt, herunder aktive tiltak for truet natur som del av andre påvirkningsfaktorer.

Oppsummert foreslår vi følgende oppfølging i det videre arbeid med å overvåke truet natur, og herunder effekter av tiltak for å ta vare på truet natur:

1. Miljødirektoratet bør utarbeide en samlet plan for ivaretagelse av truet natur i Norge, som oppfølging av nasjonalt mål 2 for naturmangfold: «Ingen arter og naturtyper skal utryddes, og utviklingen til truede og nært truede arter og naturtyper skal bedres».
2. Miljødirektoratet bør utarbeide et forslag til overvåkingsprogram for truet natur som del av en langtidsplan for naturovervåking i Norge, og overvåking av truet natur må inngå som del av planen for truet natur (pkt. 1)
3. På bakgrunn av kjent kunnskap om forekomster av truet natur, samt modellerte data for sannsynlighet for hotspot-arealer for truet natur, bør det utarbeides fylkesvise planer for overvåking av påvirkninger på truet natur. Overvåking av effekter av tiltak på truet natur på utarbeides som del av dette, ut fra kunnskap om hvilke områder og for hvilke arter og naturtyper det pågår tiltak.
4. Rammeverket for effektovervåking bør brukes i mer spesifikke planer for effektovervåking på nærmere angitte arter/artsgrupper og/eller naturtyper. Valg av omfang og metodikk vil avhenge av formål med overvåkingen og bruk av dataene i etterkant.
5. Det bør etableres en felles datainfrastruktur for overvåkingsdata, f. eks. LivingNorway. Data fra overvåking av truet natur, inkludert data om effekter av tiltak, bør legges inn i denne felles datainfrastrukturen. Databasen bør ha åpen innsynsløsning.

Oversikt over det metodiske rammeverket for overvåking av effekt av tiltak på truet natur framgår av figuren under. Den viser de ulike valgene som må tas ved utforming av et overvåkingsoppbygg.

HVA MÅ MAN VITE FOR Å UTFORME ET EFFEKTOVERVÅKINGSOPPLEGG?



Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4575-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger