

1974

NINA Rapport

Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper

Bakgrunnsdokumenter

Marianne Evju, Tor Erik Brandrud, Harald Bratli, Anders Endrestøl, Oddvar Hanssen, Kristian Hassel, Anders Lyngstad, Marit Mjelde, Siri Lie Olsen, Odd Stabbetorp, Bård G. Stokke, Ellen Svalheim, Anne Sverdrup-Thygeson, Pål Thorvaldsen, Liv Guri Velle, Dag-Inge Øien, Bård Pedersen, Markus A.K. Sydenham, Erik Framstad & Linn Vassvik



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 prioriterte arter og utvalgte naturtyper

Bakgrunnsdokumenter

Marianne Evju, Tor Erik Brandrud, Harald Bratli, Anders Endrestøl, Oddvar Hanssen, Kristian Hassel, Anders Lyngstad, Marit Mjelde, Siri Lie Olsen, Odd Stabbetorp, Bård G. Stokke, Ellen Svalheim, Anne Sverdrup-Thygeson, Pål Thorvaldsen, Liv Guri Velle, Dag-Inge Øien, Bård Pedersen, Markus A.K. Sydenham, Erik Framstad & Linn Vassvik



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet



NTNU



NIBIO



MØREFORSKING



Norsk institutt for vannforskning



Evju, M., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, mars 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4752-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Magni Olsen Kyrkjeeide

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tor Atle Mo (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M1991|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Marte Vold

FORSIDEBILDE

Prioriterte arter og utvalgte naturtyper © Marianne Evju/NINA (dragehode), Jan Ingar Båtvik/Høgskolen i Østfold (dvergålegras), Siri Lie Olsen/NINA (honningblom, åpen grunnlendt kalkmark), Harald Bratli/UiO (rød skogfrue), Anne-Cathrine Scheen/Stavanger botaniske hage (skredmjelt), Dag-Inge Øien/NTNU (svartkurle), Kristian Hassel/NTNU (trøndertorvmose), Oddvar Hanssen/NINA (elvesandjeger), Anders Endrestøl/NINA (eremitt, klippeblåvinge), Oddvar Heggøy/Norsk Ornitologisk forening (svarthalespove), Anne Sverdrup-Thygeson/NMBU (hul eik), Tor Erik Brandrud/NINA (kalklindeskog, kalksjø), Pål Thorvaldsen/NIBIO (kystlynghei), Ellen Svalheim/NIBIO (slåttemark), Anders Lyngstad/NTNU (slåttemyr).

NØKKEWORD

Prioriterte arter, utvalgte naturtyper, tiltak, effekter, overvåking, Norge

KEY WORDS

Prioritized species, selected nature types, management actions, effects, monitoring, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 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., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning.

Norge har en målsetning om at utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres. De fleste truede arter og naturtyper er avhengige av tiltak for å sikre og opprettholde populasjoner og forekomster med god tilstand. For å kunne innrette tiltak på en kostnadseffektiv måte og vurdere utviklingen for truede arter og naturtyper trengs overvåking. Denne rapporten presenterer opplegg for overvåking av effekter av forvaltningstiltak for elleve prioriterte arter og sju utvalgte naturtyper.

For å utarbeide overvåkingsopplegg ble det utarbeidet en mal for å sammenstille bakgrunnsinformasjon. Malen tok utgangspunkt i det konseptuelle rammeverket for effektovervåking fra Evju mfl. (2020). Å lage et opplegg 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. To parallelle opplegg er gitt for hver art/naturtype: et optimalopplegg (det best tenkelige, med hensyn på punktene 1-5 over) og et minimumsopplegg, som tar sikte på å fange opp de viktigste effektene av de viktigste tiltakene. Overvåkingsoppleggene er kostnadsberegnet.

Disse omfattende bakgrunnsdokumentene er grunnlag for to-siders faktaark presentert i NINA-rapport 1975 (Evju mfl. 2021a), hvor mer informasjon om bakgrunn for prosjektet og metoder, så vel som oppsummering av resultater og anbefalinger for videre arbeid, er gitt. Disse rapportene må leses i sammenheng.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestol@nina.no), Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Odd E. Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), Markus A.K. Sydenham (markus.sydenham@nina.no) & Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), Bård G. Stokke (bard.stokke@nina.no) & Bård Pedersen (bard.pedersen@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Linn Vassvik (linn.vassvik@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen
Harald Bratli (harald.bratli@nhm.uio.no), Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Pb. 1172 Blindern, 0318 Oslo/ NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Kristian Hassel (kristian.hassel@ntnu.no), Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no) & Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim
Marit Mjelde (marit.mjelde@niva.no), NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Ellen Svalheim (ellen.svalheim@nibio.no) & Pål Thorvaldsen (pal.thorvaldsen@nibio.no), NIBIO, Pb. 115, 1431 Ås
Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), NMBU, Pb. 5003 NMBU, 1432 Ås/ NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforskning Ålesund AS, Pb. 5075, Larsgården, 6021 Ålesund

Abstract

Evju, M., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021. Monitoring of effects of management actions for priority species and selected habitat types. Background documents. NINA Report 1974. Norwegian Institute for Nature Research.

Norway aims at improving the development of threatened and near threatened species and nature types. Most threatened species and nature types depend on active management actions to secure and sustain populations and occurrences with good conditions. To plan for cost-effective management actions and assess the development of threatened species and nature types, monitoring is required. This report presents projects for monitoring of effects of conservation actions for eleven priority species and seven selected habitat types.

To prepare monitoring projects, a template for compilation of necessary information was developed. The template was based on the conceptual framework developed in Evju et al. (2020). Formulating a project for monitoring effects of conservation actions includes 1) delimitation of the definition area and 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 a method for collecting data on the indicators. Two parallel projects were developed for each species/nature type: an optimal project (the best possible, regarding points 1-5 above), and a minimum project, that aimed at assessing the most important effects of the most important actions. All monitoring projects were cost calculated.

These comprehensive background documents are the basis of two-page-factsheets presented in NINA Report 1975 (Evju et al. 2021a), where more information on project background and methods, as well as summary of results and recommendations for future work are given. The two reports should be read in concert.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestol@nina.no), Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Odd E. Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), Markus A.K. Sydenham (markus.sydenham@nina.no) & Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
 Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), Bård G. Stokke (bard.stokke@nina.no) & Bård Pedersen (bard.pedersen@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
 Linn Vassvik (linn.vassvik@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen
 Harald Bratli (harald.bratli@nhm.uio.no), Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Pb. 1172 Blindern, 0318 Oslo/ NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
 Kristian Hassel (kristian.hassel@ntnu.no), Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no) & Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim
 Marit Mjelde (marit.mjelde@niva.no), NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
 Ellen Svalheim (ellen.svalheim@nibio.no) & Pål Thorvaldsen (pal.thorvaldsen@nibio.no), NIBIO, Pb. 115, 1431 Ås
 Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), NMBU, Pb. 5003 NMBU, 1432 Ås/ NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
 Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforskning Ålesund AS, Pb. 5075, Larsgården, 6021 Ålesund

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Bakgrunnsdokumenter	9
2.1 Dragehode <i>Dracocephalum ruyschiana</i>	9
2.2 Dvergålegras <i>Zostera noltei</i>	20
2.3 Honningblom <i>Herminium monorchis</i>	29
2.4 Rød skogfrue <i>Cephalanthera rubra</i>	37
2.5 Skredmjelt <i>Oxytropis campestris scotica</i>	48
2.6 Svartkurle <i>Gymnadenia nigra</i>	56
2.7 Trøndertorvmose <i>Sphagnum troendelagicum</i>	66
2.8 Elvesandjeger <i>Cicindela maritima</i>	74
2.9 Eremit <i>Osmoderma eremita</i>	85
2.10 Klippeblåvinge <i>Scolitantides orion</i>	92
2.11 Svarthalespove <i>Limosa limosa islandica</i>	100
2.12 Hul eik.....	111
2.13 Kalklindeskog.....	121
2.14 Kalksjø	134
2.15 Kystlynghei.....	146
2.16 Slåttemark inklusive lauveng.....	157
2.17 Slåttemyr.....	172
2.18 Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone.....	180
3 Referanser	189
Vedlegg 1 Mal for sammenstilling av bakgrunnsinformasjon	199
Vedlegg 2 Tiltak i slåttemark	214
Vedlegg 3 Indikatorer i slåttemark	218

Forord

I mai 2019 inviterte Miljødirektoratet NINA, NIBIO og NTNU Vitenskapsmuseet til å levere et tilbud på et FoU-prosjekt om metodikk for å fastslå effekter av tiltak for truet natur. Forskningsinstitusjonene samarbeidet om å levere et tilbud og gjennomførte prosjektet i perioden august 2019-april 2020. Arbeidet munnet ut i NINA-rapport 1816 «Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper» (Evju mfl. 2020).

Dette prosjektet er resultat av utløst opsjon fra FoU-prosjektet. Miljødirektoratet ønsket et oppfølgende prosjekt med konkretisering av strategier for overvåking, kostnadsberegninger og kriterier for prioritering av overvåking av effekter. NINA har vært prosjektansvarlig, med Marianne Evju som prosjektleder og Erik Framstad, Bård Pedersen og Markus A.K. Sydenham som prosjektets kjernegruppe.

For å konkretisere overvåkingsopplegg for utvalgte naturtyper og prioriterte arter har en rekke fagpersoner vært involvert, og denne rapporten samler kunnskapsgrunnlagene for disse overvåkingsoppleggene. Linn Vassvik (NINA) har hatt ansvar for redigering av rapporten.

Korte faktaark for hvert overvåkingsopplegg, samt mer utdypende diskusjoner rundt strategier, kostnader og prioriteringskriterier, finnes i en parallell NINA-rapport (Evju mfl. 2021a).

Kontaktpersoner i Miljødirektoratet har vært Else Marte Vold, Tomas Holmern og Per Johan Salberg. Takk for god dialog underveis i prosjektet.

Oslo, mars 2021

Marianne Evju
Prosjektleder

1 Innledning

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold, og nasjonalt har Norge en målsetning om at utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14 2015-2016).

De fleste truede arter og naturtyper er avhengige av tiltak for å sikre og opprettholde populasjoner og forekomster med god tilstand (Scott mfl. 2010, Kyrkjeeide mfl. 2018). Samtidig har miljøforvaltningen behov for bedre kunnskap om hvordan ulike tiltak virker. Hvilken og hvor stor effekt har de på bevaringsstatus for artene og naturtypene? Har de negative eller utilsiktede effekter? Er effektene spesifikke for gitte naturforhold?

Slik kunnskap er grunnleggende for å vurdere hvorvidt de nasjonale målene for naturmangfoldet nås (bedres statusen for truede arter og naturtyper?), men også for å innrette tiltak på en kostnadseffektiv måte (gjennomføre tiltak som har ønsket effekt).

Et metodisk rammeverk for overvåking av effekten av tiltak for arter og naturtyper er beskrevet i Evju mfl. (2020). Å lage et opplegg 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. Evju mfl. (2020) gir veiledning om hvordan alternativer bør velges ut fra egenskapene til de aktuelle artene og naturtypene, og gir noen konkrete eksempler på effektovervåking. På den måten utgjør rammeverket et grunnlag for å utvikle mer spesifikke overvåkingsopplegg når tiltak gjennomføres for truede arter eller naturtyper.

Dette prosjektet er resultat av utløst opsjon fra et FoU-prosjekt rapportert i Evju mfl. (2020). Miljødirektoratet ønsket et oppfølgende prosjekt med konkretisering av strategier for overvåking, kostnadsberegninger og kriterier for prioritering av overvåking av effekter. Som del av oppfølgingsprosjektet, skulle det utarbeides konkrete forslag til overvåkingsopplegg med kostnadsanslag for Utvalgte naturtyper (seks naturtyper per sept. 2020) og Prioriterte arter (elleve arter per sept. 2020; fjellrev og dverggås unntatt). Forslagene skulle utarbeides som minimumsopplegg, dvs. «*så enkle og rimelige overvåkingsopplegg som mulig, som samtidig svarer på effekt av de mest aktuelle tiltakene som gjennomføres*» (jf. Miljødirektoratets oppdragsbeskrivelse) og foreligge som tosidert faktaark, med nøkkelpunkter, vurdering av utbytte og kostnader sammenlignet med en optimalovervåking, vurdering av overføringsverdi til andre arter/naturtyper (med handlingsplaner/faggrunnlag) og mulige synergier.

En drøfting av opplegg for minimumsovervåking vs. optimalovervåking av effekter av tiltak foreligger i Evju mfl. (2021, kap. 2.1).

En ekspertgruppe ble satt sammen for å dekke de ulike artene og naturtypene. Det ble avholdt oppstartsmøter med gjennomgang av prosjektets formål, rammeverk for effektovervåking (Evju mfl. 2020) og gjennomgang av maler for utfylling. Ekspertene ble fulgt opp og avklaringer gjort underveis.

For å komme til en tosidert skisse må en først ha oversikt over grunnleggende kunnskap om arten/naturtypen. Vi utarbeidet derfor først en mal for bakgrunnsinformasjon, som hver ekspert skulle fylle ut (**Vedlegg 1**), som følger rammeverket i kap. 5 i Evju mfl. (2020). Disse ble så fylt ut av ekspertene, og så kortet ned til 2-sidert faktaark (**Vedlegg 3 + 4** i Evju mfl. 2021a).

Som del av oppdraget skulle det utarbeides kostnadsanslag for optimal- og minimumsoppleggene. Ekspertene anslo antall timer samt driftsutgifter for hhv. etablering og løpende overvåking. Vi brukte en gjennomsnittlig timepris for etablering på 1300 kr. Vi beregnet en gjennomsnittlig timepris for en 10-årsperiode (løpende overvåking), basert på en forventet økning i timepris på

3 % per år, til 1535 kr. Vi beregnet deretter etableringskostnader per lokalitet og for alle lokaliteter foreslått som del av hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlige og 10-årige kostnader for løpende overvåking per lokalitet og for alle lokaliteter, og totalkostnad (etablering + 10 års løpende overvåking) per lokalitet og for alle lokaliteter. Reisekostnader (tid til reise, utgifter til reise, overnatting og diett iht. Statens reiseregulativ) er ikke inkludert i kostnadsanslagene, da reisekostnader vil være høyst variable og vanskelig å fastslå uten at overvåkingslokalitetene er etablert. Alle kostnadsanslag er estimer, som er mer eller mindre usikre basert på varierende erfaring med datainnsamling mm.

Denne rapporten presenterer alle kunnskapsgrunnlagene for overvåkingsopplegg for prioriterte arter (unntatt fjellrev og dverggås) og utvalgte naturtyper (per september 2020 + åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (utvalgt desember 2020)). Vi henviser til hovedrapporten (NINA Rapport 1975, Evju mfl. 2021a) for utfyllende informasjon om prosjektet, metoder, sammenstilling og drøfting av resultater samt anbefalinger for videre arbeid.

2 Bakgrunnsdokumenter

2.1 Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*

Marianne Evju, Siri Lie Olsen & Odd E. Stabbetorp
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Dragehode (**Figur 2.1.1**) er kategorisert som sårbar (VU) i henhold til Rødlista for arter 2015. Arten ble fredet i 2005 og prioritert i 2011 ([Forskrift om dragehode \(*Dracocephalum ruyschiana*\) som prioritert art - Lovdata](#)), og den står på Bernkonvensjonens liste I over fredede plantearter i Europa.



Figur 2.1.1. Dragehode. Foto: Marianne Evju

Artens utbredelse

Dragehode har regionalt begrenset utbredelse (Sørøst-Norge), knyttet til spesielle naturforhold (åpne, baserike og tørre naturtyper under skoggrensa). Det er ca. 1000 kjente populasjoner i Artskart. Se også Evju mfl. (2016a).

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Åpen grunnlendt kalkmark (boreo-nemoral og sørboreal sone) (T2-7)	Voksested	Middels	Viktig	Framstad mfl. 2020 Evju mfl. 2020b
Semi-naturlig eng (tørr og baserik) (T32-19 20)	Voksested	Middels	Viktig	Framstad mfl. 2020
Rasmark (baserik) (T16-4)	Voksested	Liten	Middels	Hengepiggrø

Fordi rasmark er av mindre betydning for arten og det er mindre behov for forvaltningstiltak i denne naturtypen, fokuserer vi på de to andre naturtypene, semi-naturlig eng og åpen grunnlendt kalkmark.

Eksisterende overvåking

Basisovervåking av dragehode (Evju mfl. 2016): Per 2020 inkluderer denne ca. 25 lokaliteter (trukket semi-tilfeldig og stratifisert) fordelt på Oslofjordområdet, Ringerike og Hadeland, med både semi-naturlig eng (inkl. åkerholmer) og åpen grunnlendt kalkmark. Overvåkingsdesign er relevant i tiltaksovervåking (datainnsamling, overvåkingsindikatorer). Basisovervåkingen gir relevante data på variasjoner i populasjonsstørrelser i tid og rom og sammenheng mellom direkte (populasjonsstørrelse og -struktur) og indirekte (vegetasjonsstruktur, fremmede arter) indikatorer (Evju mfl. 2021b). Finansieres i 2020 av Fylkesmannen i Oslo og Viken over fagmidler.

Tiltaksovervåking av dragehode (Larsen & Høitomt 2020): Per 2019 inkluderer ca. 70 lokaliteter i Oppland, både tiltaks- og referanselokaliteter. Undersøker effekter av ulike typer tiltak (tilpasset beiting, brenning, rydding og slått). Teller antall rameter og antall skudd i en totalkartlegging av lokalitetene, med unntak av én lokalitet der det brukes prøveflater. Gir grunnlag for kvalitative vurderinger av effekter av tiltak. Finansieres over tilskuddsmidler.

Basisovervåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet (Evju mfl. 2020b): Per 2020 overvåkes 5 lokaliteter (av 34) med dragehode. Gir data på økologisk tilstand (inkl. gjengroing og fremmede arter) i naturtypen og gode data på artsforekomster og -mengde. Overvåkingen kan knyttes til tiltak (eks. krattrydding og fjerning av fremmede arter) og kan da gi noe data på effekter på dragehode. Finansieres av Miljødirektoratet.

Basisovervåking av semi-naturlig eng (ASO) (Bär mfl. 2021): Det er usikkert i hvor stor grad artsdata vil bli samlet inn på en måte som kan gi data på effekter av tiltak på enkelt arter. Finansieres av Miljødirektoratet.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Oppdyrking	Semi-naturlig eng		-
Utbygging – infrastruktur	Semi-naturlig eng/ åpen grunnlendt kalkmark		-
Utbygging – boligbygging	Semi-naturlig eng/ åpen grunnlendt kalkmark		-
Opphørt/reduert drift	Semi-naturlig eng/ (åpen grunnlendt kalkmark)	Oppslag av kratt og trær. Dette skjer også i åpen grunnlendt kalkmark, selv om historisk bruk har vært mindre her.	Krattrydding, slått, brenning, tilpasset beite
Fremmede arter	Åpen grunnlendt kalkmark	Ikke nevnt i rødlistevurderingen, men en relevant påvirkning, særlig rundt Oslofjorden.	Fjerning av fremmede arter

Gjødslingseffekter	Semi-naturlig eng/ åpen grunnlendt kalkmark	Påvirkning fra nærliggende landbruksarealer i drift (gjødsling mm) også aktuelt, gir mer høyvokst vegetasjon med nitrofile arter. Forsterker gjengroingseffekter. Ikke nevnt i rødlistevurderingen.	Krattrydding, slått (med fjerning av biomasse), brenning
--------------------	--	---	--

Gjennomføring av tiltak

I alt 65 tilskudd til tiltak over post 82 i perioden 2016-2019, i hovedsak til «Skjøtsel» (51) og andre kategorier som innebærer ulike skjøtselstiltak, men også noe til «Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak» (8).

En rekke ulike skjøtselstiltak gjennomføres under tiltakstypen «Skjøtsel»; i hovedsak krattrydding og slått, men også beiting, fjerning av fremmede arter og noe brenning (for mange tiltak er beskrivelsen ikke god nok til å fastslå hva som gjennomføres). Sannsynligvis er tiltakene avhengig av naturtype; fjerning av fremmede arter er mer aktuelt på åpen grunnlendt kalkmark, beite og slått på semi-naturlig eng, mens krattrydding nok foregår i begge naturtyper. Det er vanskelig å få oversikt over hvordan tiltakene er fordelt på naturtypene i oversikten.

Akkurat hvor mange lokaliteter som er omfattet av tiltak og hvilke naturtyper som omfattes (ekskl. overvåking) er vanskelig å fastslå. Flere tilskudd omfatter mange lokaliteter, og flere lokaliteter har fått tilskudd flere år.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel	51	Minst 30, men vanskelig å fastslå	Både semi-naturlig eng og åpen grunnlendt kalkmark. Et spenn av tiltak: ulike slått-/rydderegimer, beite, fjerning av fremmede arter m.m.
Kartlegging og overvåking	8	69 (tiltaksovervåking) 25 (basisovervåking)	

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Beite	Semi-naturlig eng	Middels	Effekt vil avhenge av beiter regime <ul style="list-style-type: none"> - type beitedyr - tetthet av beitedyr - varighet av beitesesong - tidspunkt for beite og av naturforhold Det er studier som viser at beite fra sau er negativt, men usikkert hvorvidt dette også gjelder geit og storfe, og Larsen & Høitomt (2020) viser varierende populasjonstrender i beitede lokaliteter.
Slått	Semi-naturlig eng	Middels	Effekt vil avhenge av slåttere regime <ul style="list-style-type: none"> - tidspunkt (eks. vår eller høst) - frekvens (innen og mellom år) - redskap - fjerning av høy eller ikke og av naturforhold.

			Noen resultater fra Larsen & Høitomt (2020), men usikkert hvor generelle slutninger en kan trekke.
Brenning	Semi-naturlig eng	Dårlig	Effekt vil avhenge av brannregime <ul style="list-style-type: none"> - intensitet og omfang - frekvens (hvor mange års mellomrom) - tidspunkt (når på året) og av naturforhold. Noen få lokaliteter hvor brenning gjennomføres, men varierende resultat for dragehode (Larsen & Høitomt 2020).
Krattrydding	semi-naturlig eng, åpen grunnlendt mark	Middels	Effekt vil avhenge av rydderegime <ul style="list-style-type: none"> - arter som fjernes - frekvens - tidspunkt - omfang (andel av lokaliteten) - fjerning av biomasse eller ikke Ser ut til å ha positiv effekt gjennom økt lystilgang (Larsen & Høitomt 2020), men kan også gi frigjøring av næringsstoffer og gi etableringsmulighet til andre arter (opportuniste).
Fjerning av fremmede arter	åpen grunnlendt kalkmark	Dårlig til middels	Effekt vil avhenge av fjerningsregime <ul style="list-style-type: none"> - art som fjernes - frekvens - tidspunkt - omfang - metoder for fjerning Gjennomført mange steder, men mangler systematisk oppfølging og samling av erfaringer knyttet til ulike metoder og arter. Kan gi frigjøring av næringsstoffer og gi etableringsmulighet til andre arter (opportuniste).

Oppsummering: I «Skjøtselsråd for dragehode» (Berland mfl. 2019) oppsummeres kunnskap om tiltak for dragehode i Innlandet slik:

- Slått rundt dragehode bør ikke gjennomføres årlig, men hvert andre eller tredje år, på sensommeren. Høyet bør tørke på bakken noen dager før det rakes sammen og fjernes. Ved årlig slått bør den gjennomføres på høsten.
- Beite bør ikke gjennomføres årlig, i hvert fall ikke om beitetrykket er høyt. Høyt beitetrykk enkelte år i kombinasjon med rydding av busker og kratt kan være hensiktsmessig.
- Rydding av kratt og busker er positivt. Buskene bør klippes med saks, og avfallet må fjernes.
- Brenning av åkerholmer bør skje så fort marka er tørket opp om våren og før dragehode spirer. Hvor ofte det bør brennes er trolig avhengig av jorddybden på åkerholmen

Alle tiltak som gjennomføres, har som formål å bedre habitatkvalitet og opprettholde eller øke populasjonsstørrelse til dragehode. Kunnskapen om de ulike tiltakenes effekt på dragehode er middels god, men er varierende dokumentert. Kunnskap om brenningsfrekvens er dårligere enn for de andre tiltakene. For alle tiltakene gjelder også at kunnskapen i stor grad knyttet til enkeltlokaliteter og at det er stor variasjon i hvordan tiltakene gjennomføres. Det er også variasjon i hvor stor grad ulike tiltak gjennomføres i kombinasjoner (f.eks. slått og krattrydding, fjerning av fremmede arter og krattrydding) og manglende kunnskap om effekten av slike kombinerte tiltak.

De samme effektene (overvåkingsindikatorene) er relevante å undersøke for alle type tiltak som er relevante for dragehode.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er komplisert å lage et optimalt overvåkingsopplegg som skaffer til veie kunnskap om effektene av variasjonsbredden av tiltak som gjennomføres, inkludert ulike tiltakstyper og regimer (eks. slåttetidspunkt) for ulike tiltak. Det kompliseres ytterligere av at dragehode forekommer i ulike naturtyper, med delvis ulike påvirkninger og relevante tiltak, og regioner (boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone).

Felles for alle tiltakene er imidlertid at de har som formål å hindre eller reversere gjengroing, slik at de samme overvåkingsindikatorene, både direkte indikatorer (dragehodepopulasjonsstørrelse og -struktur) og indirekte indikatorer (vegetasjonssammensetning og -struktur), er relevante å benytte seg av.

Brenning et aktuelt tiltak i dragehodeforekomster i semi-naturlig eng. Det er anbefalt å teste ut i handlingsplanen (Direktoratet for naturforvaltning 2010a), men har i liten grad blitt evaluert systematisk (Larsen & Høitomt 2020) og er kanskje det av tiltakene med dårligst kunnskapsgrunnlag. Vi har derfor her fokusert på brenning som tiltak, men understreker at opplegget som presenteres her, også kan brukes for andre tiltakstyper. Ved gjennomføring av tiltak må tiltakene spesifiseres nøye (eks. beitedyr, tetthet osv.), slik at forskjeller i effekter av tiltaket (f.eks. beite) kan vurderes i lys av tiltaksregimet.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om brenning som forvaltningstiltak for dragehode.	Kunnskap om brenning som forvaltningstiltak for dragehode.
Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet (endret vegetasjonsstruktur, økt lystilgang, redusert humuslag), rekruttering av dragehode og øke populasjonsstørrelser lokalt.	Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet (endret vegetasjonsstruktur, økt lystilgang, redusert humuslag), rekruttering av dragehode og øke populasjonsstørrelser lokalt.
Brenning bør utføres tidlig vår, før grønning, men det er uklart hvor ofte (årlig, hvert annet år, eller sjeldnere) det bør utføres for å ha ønsket effekt.	Brenning bør utføres tidlig vår, før grønning, men det er uklart hvor ofte (årlig, hvert annet år, eller sjeldnere) det bør utføres for å ha ønsket effekt.
Formålet er derfor å sammenligne hyppig (hvert annet år) og sjelden (hvert femte år) brennings effekter på habitat og dragehode.	Formålet er derfor å sammenligne hyppig (hvert annet år) og sjelden (hvert femte år) brennings effekter på habitat og dragehode.
Tiltaket er kun aktuelt i lokaliteter med semi-naturlig eng (særlig åkerholmer), i hovedsak i sørboreal sone.	Tiltaket er kun aktuelt i lokaliteter med semi-naturlig eng (særlig åkerholmer), i hovedsak i sørboreal sone.
Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om økt rekruttering og større populasjoner av dragehode oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og behandlingene, om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter som brennes ofte og sjelden, og om	Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om økt rekruttering og større populasjoner av dragehode oppnås i lokalitetene som overvåkes, samt undersøke om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokalitetene som brennes ofte og sjelden.

<p>brenning generelt er et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen av dragehode i semina- turlig eng.</p>	
<p>Tilnærming:</p> <p>Eksperimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med brenning (hyppig, sjelden, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Eksperimentet er organisert hierarkisk, med analyseruter nøstet innenfor lokaliteter med dragehode, som et balansert design der behandlinger allokeres tilfeldig til lokaliteter, med gjentak av behandlinger, og med gjentak av analyseruter innenfor hver lokalitet.</p> <p>Tilfeldig utvalg av lokaliteter og stratifisert tilfeldig utlegging av analyseruter innenfor lokaliteter.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger.</p> <p>Det vil likevel være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og kommunale myndigheter (må tillate bråtebrann).</p>	<p>Kvasi-eksperimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med brenning (hyppig, sjelden) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Eksperimentet er organisert hierarkisk, med subjektivt utvalgte lokaliteter med dragehode, som et balansert design der behandlinger allokeres subjektivt til lokalitetene, med gjentak av behandlinger, men uten kontroll-lokaliteter.</p> <p>Lokaliteter velges blant lokaliteter som er aktuelle for tiltaket ut fra grunneieres ønsker.</p> <p>Færre gjentak, kvalitative vurderinger av tiltakenes effekt.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og kommunale myndigheter (må tillate bråtebrann).</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Dragehode er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav og klumpet forekomst. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrenses som registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten. Det som er åpent og kalkrikt kan ofte avgrenses mot andre arealtyper. Dermed kan overvåkingslokaliteten kan avgrenses som dragehodes potensielle voksested rundt individer. Dette er ofte små arealer som er hensiktsmessige for datainnsamling.</p>	<p>Som for optimal.</p>

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Mange kjente og godt dokumenterte forekomster og lave mørketall. Det er utarbeidet en database fra 2016 med ca. 850 forekomster/ populasjoner.</p> <p>Det kan trekkes tilfeldig fra databasen, men databasen har ikke informasjon om naturtypevariasjon, så lokalitetene må oppsøkes og kartlegges før endelig utvalg settes. Det må også sikres grunneiertillatelser og tillatelser fra kommunale myndigheter.</p> <p>Vi tror ikke det er regionale variasjoner i effekten av tiltaket i den gitte naturtypen og anbefaler ikke å sikre gjentak innenfor ulike regioner.</p> <p>Tiltak (inkludert kontroller uten tiltak) må allokeres til lokalitetene.</p>	<p>Databasen over dragehodepopulasjoner kan også brukes som grunnlag for utvalg i minimumsovervåking. Eventuelt kan en kontakte grunneiere direkte basert på kunnskap om dragehodeforekomsten og habitatet der.</p> <p>En kan også bruke lokaliteter der en vet at grunneiere er positive til brenning, f.eks. som har søkt om tilskudd til brenning.</p>

Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å vurdere effekter av brenningsfrekvens på dragehodepopulasjoner og habitatkvalitet.	
--	--

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på naturtypen semi-naturlig eng (åkerholmer) trengs gjentak.	Minimumsovervåkingen sikter på å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på gitte lokaliteter av semi-naturlig eng (åkerholmer) og stiller dermed mindre krav til gjentak av lokaliteter innenfor hvert tiltak. Samtidig åpner vi for at effektene må være større for å oppdages, ved en forenklet datainnsamling.
Gjentakene må sikres for hvert tiltak (og kontroll): brenning annet hvert år, brenning hvert femte år, uten brenning	Det er likevel en fordel med flere overvåkingslokaliteter for hvert tiltak, for å vurdere den generelle effekten av tiltaket.
	Basisovervåkingen av dragehode kan benyttes som referansedata for å vurdere utvikling av dragehode og habitatkvalitet i lokaliteter uten tiltak, og det velges ikke spesifikt kontroll-lokaliteter her.
Som en tommelfingerregel anbefaler vi 10 lokaliteter per tiltak.	Som en tommelfingerregel anbefaler vi 5 lokaliteter per tiltak.
Med andre ord krever optimalovervåkingen minimum 30 lokaliteter.	Med andre ord anbefaler vi minimum 10 lokaliteter i minimumsovervåkingen.

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltaket har som målsetning å øke lokal populasjonsstørrelse	Telle antall individer/ rameter	Som optimal
Populasjonsstruktur	Viktig indikator for populasjonens tilstand og levedyktighet. Tiltaket har som formål å øke rekruttering.	- Telle ant. individer i størrelsesklasser - Registrere fekunditet (eks. frøsetting)	Er tidkrevende og kan utgå i en minimumsovervåking.
Mengde habitat	Store lokaliteter kan holde større populasjoner. Tiltaket kan øke lokalitetsstørrelse (potensielt habitat)	Avgrense lokalitet som potensielt voksested	Som optimal
Egenskaper ved habitat	Tiltaket har som formål å forbedre habitatkvalitet gjennom å fjerne biomasse (død og levende), øke lystilgang og redusere humuslag.	Indikatorer: - vegetasjonshøyde - dekning av tresjikt - dekning av busksjikt - dekning av vedplanter i feltsjikt	De samme indikatorene er relevante, men indikatorene kan registreres enklere (se neste punkt)
Bieffekter	Tiltaket kan ha effekt også på andre arter	Dekning av rødlistearter Dekning av fremmede arter	De samme indikatorene er relevante, men indikatorene kan registreres enklere (se neste punkt)

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Basisovervåking av dragehode bruker prøveflater på 1 m² trukket tilfeldig (men stratifisert) fra transekter (Evju mfl. 2021b). Transektene legges ut sektorielt, i åtte himmelretninger fra et definert midtpunkt til overvåkingslokalitetens yttergrense. Dette sikrer at variasjon på lokaliteten fanges opp. Midtpunktet kan i små populasjoner legges subjektivt for å sikre å fange opp dragehode. Forekomst/fravær registreres langs hver meter av transektet. Totalt etableres 10 prøveflater per lokalitet, 5 med og 5 uten dragehode (se også beskrivelse i Evju mfl. 2020a). Direkte og indirekte indikatorer registreres i flatene. Forekomst/fravær av dragehode langs transektene brukes, sammen med data fra flatene, til å estimere populasjonsstørrelse på lokaliteten.

Overvåking av tiltak (Larsen & Høitomt 2020) bruker i hovedsak totalkartlegging av lokalitetene og registrering kun av direkte indikatorer (populasjonsstørrelse).

Vi anbefaler at en optimalovervåking benytter design for datainnsamling som i basisovervåking av dragehode. Dette sikrer at endringer i overvåkingsindikatorene kan fanges opp på en måte som gir grunnlag for å trekke slutninger med god statistisk sikkerhet om tiltakets effekt på den enkelte lokalitet.

I minimumsovervåkingen har vi foreslått en noe enklere design for datainnsamling, knyttet kun til transektene (dvs. utelate permanente prøveflater). Dette gir noe dårligere grunnlag for å trekke slutninger om tiltakets effekt (større effektstørrelser), men det er usikkert hvor store forskjeller det er i effektstørrelser mellom optimal- og minimumsovervåking.

Transekter og eventuelle prøveflater må permanentmerkes med GPS (helst høypresisjon) og metallrør e.l. ved etablering av overvåkingen, slik at de kan gjenfinnes.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Brukes i basisovervåking. Mindre tidkrevende enn totalkartlegging.	<p><u>Utlegging</u> etter tilfeldighetsmekanisme (se over). Rent tilfeldig utlegging fanger ikke opp dragehode. Basisovervåking bruker 10 enheter per lokalitet.</p> <p><u>Indikatorer:</u> Antall dragehodeindivider (fordelt på størrelsesklasser) Vegetasjonshøyde Dekning tresjikt Dekning busksjikt Dekning vedplanter feltsjikt Dekning rødlistearter Dekning fremmede arter</p>	-
Transekter	Brukes i basisovervåking. Registrering langs hver m av transektets høyre side (1 m bredde)	<p>Som basisovervåking (se over).</p> <p><u>Indikator:</u> Forekomst/fravær dragehode (som supplement til antall i rutene for å estimere populasjonsstørrelse)</p>	<p>Utlegging som i basisovervåking.</p> <p><u>Indikatorer:</u> Forekomst/fravær dragehode (fertile vs. vegetative) Forekomst trær Forekomst busker Forekomst vedplanter feltsjikt Forekomst rødlisteart Forekomst fremmed art</p> <p>Gir estimerer på mengde per lokalitet</p>

Fjernmåling	Kan vurderes til å registrere en del indikatorer	Avgrensning av potensielt habitat (lokalitetsstørrelse).	Avgrensning av potensielt habitat (lokalitetsstørrelse). Også aktuelt for indikatorer som tre- og busksjikt.
-------------	--	--	---

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse og -struktur: Dragehode i ruter	Middels – men kan være stor i forbindelse med tiltak.	Årlig	-	Må registreres før brenning og årlig til minst 10 år etter igangsatt tiltak.
Populasjonsstørrelse og -struktur: Dragehode langs transekter	Middels – men kan være stor i forbindelse med tiltak.	Årlig	Årlig	Må registreres før brenning og årlig til minst 10 år etter igangsatt tiltak.
Andre indikatorer knyttet til prøveflater: Veg.struktur/sjikt/fremmede arter	Liten – men kan være stor i forbindelse med tiltak.	Årlig	-	Hensiktsmessig å registrere samtidig som dragehode
Andre indikatorer knyttet til transekter: Veg.struktur/sjikt/fremmede arter	Liten – men kan være stor i forbindelse med tiltak.	-	Årlig	Hensiktsmessig å registrere samtidig som dragehode
Lokalitetsstørrelse	Liten	Hvert 5. år	Hvert 5. år	Avhengig av omløpsfotografering o.l.

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid:</u>	<u>Forarbeid: 10 timer</u>	Forventet behov for gjennomgang av databaser og kvalitets-sikring i felt av skjøtsel-sbehov. Usikkert tidsestimat. For etablering i felt forutsetter timebruken feltpersonell med erfaring fra basisovervåking.
	Utvalg av overvåkingslokaliteter	7	
	Avtaler med grunneiere	2	
	Planlegging av feltarbeid	1	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 8 timer</u>	
	Avgrensning av overvåkingslokalitet	1	
	Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	2	
Registrering av overvåkingsindikatorer	5		
<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 7 timer</u>		
Kvalitetssikring av data	2		
Rapportering av data	5		
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Utstyr	1000 kr	
	Kjøp av tjenester		
	Totalt	30–40 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 1 time</u>	
	Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 4 timer</u>	

	Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 6 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 750 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	10–20 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar	
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 5 timer</u>		
	Utvalg av overvåkingslokaliteter	3		
	Avtaler med grunneiere	2		
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 5 timer</u>		
	Avgrensing av overvåkingslokalitet	1		
	Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	1		
	Registrering av overvåkingsindikatorer	3		
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 5 timer</u>		
	Kvalitetssikring av data	2		
	Rapportering av data	3		
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr	
	Utstyr	1000 kr		
	Kjøp av tjenester			
	Totalt	20–30 000 kr		
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid:</u>		
	Planlegging av feltarbeid	1 time		
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid:</u>		
	Registrering av overvåkingsindikatorer	3 timer		
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid:</u>		
	Kvalitetssikring av data	3 timer		
	Rapportering av data/resultater			
	<u>Driftutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr	
	Utstyr	750 kr		
	Kjøp av tjenester			
		Totalt	10–20 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr	20–30 kkr	200–250 kkr
Årlige løpende kostnader	10–20 kkr	500–600 kkr	10–20 kkr	100–150 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	200–250 kkr	6 000–7 000 kkr	100–150 kkr	1 000–1 500 kkr

Synergier

Basisovervåking for dragehode har etablert før-kunnskap om dragehodepopulasjoner og habitatkvalitet på ca. 25 lokaliteter. Design for datainnsamling i basisovervåking er brukt direkte som

design i optimalovervåking, mens et forenklet design er brukt i minimumsovervåkingen. Basisovervåkingen kan brukes for å vurdere status og utvikling i dragehodepopulasjoner uten tiltak og gir relevante data på variasjoner i populasjonsstørrelser i tid og rom og sammenheng mellom direkte (populasjonsstørrelse og -struktur) og indirekte (vegetasjonsstruktur, fremmede arter) indikatorer. Basisovervåkingen kan også utvides til å omfatte lokaliteter med tiltak – dersom det opprettes en geodatabase med oversikt over lokaliteter med tiltak og slik sett bidra med mer kunnskap om effekter av ulike tiltak for dragehode.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget kan brukes til å undersøke effekt av andre skjøtselstiltak for dragehode. Design for datainnsamling er overførbart til andre langlevde, habitatspesifikke karplantearter der lokaliteten kan avgrenses som egnet habitat. Designen brukes delvis i overvåking av honningblom.

Vi tror at tiltaket brenning er mindre aktuelt for andre handlingsplanarter, og at overføringsverdien av effektene av tiltaket fra dragehode til andre arter er begrenset.

2.2 Dvergålegras *Zostera noltei*

Odd Stabbetorp & Marianne Evju
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Dvergålegras (**Figur 2.2.1**) er sterkt truet (EN) i henhold til Rødlista for arter 2015 og ble en prioritert art i 2015 ([Forskrift om dvergålegras \(*Zostera noltei*\) som prioritert art - Lovdata](#)).



Figur 2.2.1. Dvergålegras. Foto: Jan Ingar Båtvik/Høgskolen i Østfold.

Artens utbredelse

Dvergålegras har en begrenset, sørlig utbredelse (boreonemoral sone) i Norge med få og spredte observasjoner fra fylkene Viken (kommunene Sarpsborg, Fredrikstad, Råde, Moss¹, Asker¹), Vestfold og Telemark (kommunene Holmestrand, Tønsberg og Larvik), Rogaland (kommunene Sola og Tysvær) og Vestland (kommunene Etne, Stord, Tysnes, Bømlo¹, Kvam og Kvinnherad¹). I alt er arten observert på 30-40 lokaliteter; de fleste fra nyere tid. Status for hver enkelt lokalitet er utførlig beskrevet i Lundberg (2020). Av de 31 lokalitetene Lundberg (2020) oppsummerer (noen av disse består av flere del-lokaliteter), regnes 10 som utdødde og 21 eksisterende. Av de eksisterende er ni innenfor naturreservat, mens to av de ti antatt utdødde ligger innenfor naturreservat.

¹ Kun eldre funn

Viktige naturtyper for arten

Dvergålegras er knyttet til mudderrike strender i brakkvannsområder. I Rogaland og Hordaland vokser arten oftest i hydrolittoral sone og kan forholdsvis enkelt observeres ved fjære sjø (Lundberg 2010a). I Oslofjorden er de fleste lokalitetene sublittorale, dvs. neddykket også ved normal fjære (Båtvik 2016, Båtvik pers. medd.). Om forekomsten i Tysnes skriver Fadnes (2016): «Litt avhengig av hvor i forekomsten en befinner seg, varierer avstanden inn til land på mellom 10 og 100 m. Ved normal flo vokser den på 0.5 til 1 m dyp». I kontrast til dette skriver Båtvik (2016): «Forekomstene i Østfold blottlegges normalt aldri ved fjære sjø... Med unntak av ekstremfjære innerst i Krogstadfjorden, hvor det ble sett tendenser til blottlagt dvergålegras i 2016, finnes våre bestander normalt på mellom en desimeter til nær en meters dyp, også ved lavvann.»

Dvergålegras synes overveiende å forekomme i bestand hvor få andre arter inngår. Den vokser grunnere enn de andre ålegrasartene, som kan vokse ned til 7 m dyp. En håndfull andre karplantearter synes å ha overlappende økologiske krav: stor vasskrans *Zannichellia major* (CR), småvasskrans *Z. palustris* (VU), busttjønnaks *Stuckenia pectinata*, trådtjønnaks *Stuckenia filiformis*, skruehavgras *Ruppia cirrhosa*, småhavgras *R. maritima* og stivt havfruegras *Najas marina* (EN).

Mens ålegrasengene på dypere vann inngår i marin overvåking, faller undervannsensengene på grunnere vann på mange måter mellom to stoler. De finnes på steder hvor det er for grunt for båtbaserte observasjonsmetoder, mens det gjerne er litt for dypt for komme til fra landsiden. I tillegg gjør det alltid finpartikulære substratet det umulig å vade/vasse, fordi det virvles opp så mye partikler, som gjør sikten dårlig.

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
M7-1 Brakk undervannsenseng i hydrolittoral	Levested	Liten	Kritisk (viktigste voksested i Rogaland og Vestland)	Neppe
M7-2 Brakk undervannsenseng i sublittoral	Levested	Liten	Kritisk (viktigste voksested i Oslofjorden)	Neppe, men Vasskrans (VU) og stor vasskrans (CR) kunne tenkes.

Eksisterende overvåking

Som oppfølging av handlingsplanen for dvergålegras har Anders Lundberg oppsøkt og samlet tidsseriedata på en rekke forekomster av arten.

Lundberg (2020) avgrensner forekomstareal som polygoner, der yttergrensene er gått opp med GPS. Spredte og små forekomster er avgrenset som punkter. Det gjøres kvalitative vurderinger av tilstand og påvirkninger for forekomstene og av trender for arten på de ulike forekomstene.

Viktige påvirkninger

Lundberg (2010a) nevner spesielt utbygging, utfylling og mudring. På noen av Vestlandslokalitetene er det observert en økende mengde slam. I følge Lundberg (2020) kan dette være «colored dissolved organic matter» (CDOM), og er bl.a. omtalt av Hoge mfl. (1995). CDOM opptreer i naturen som en følge av stoffer som frigjøres ved nedbryting av detritus, dødt organisk materiale som bl.a. dannes ved trærnes bladfelling og nedbryting av blader. Det kan ha en betydelig effekt på biologisk aktivitet i sjøen.

Trusler fra badende og kjøring med påhengsmotor på grunt vann er sannsynligvis av mindre betydning (Båtvik 2016), men alle forstyrrelser av det leirholdige substratet vil kunne ha betydning for bestandene. Endringer i strømforhold og endring i havnivå kan endre sedimentasjonsforholdene og ha stor betydning på lang sikt.

De norske forekomstene av dvergålegras er de nordligste i verden. Temperaturøkning i vann eller luft er derfor neppe av særlig negativ betydning for de norske forekomstene.

Beite av fugl: Dvergålegras er føde for svaner og gjess. I Rogaland nevnes særlig knoppsvane. «Tydelegvis riv svanene opp skota med rhizom, internodier, blad og det heile» (Lundberg 2010a). I Storbritannia er det rapportert at gjess kan beite sterkt på dvergålegras-enger og i stor grad redusere forekomsten av arten (Connor mfl. 2004).

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Utbygging-småbåthavner, brygger	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)	Flere planlagte anlegg stoppet pga. forekomst av arten	Erstatningsbiotoper (men foreløpig lite vellykket)
Utbygging – vei	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)		Erstatningsbiotoper (men foreløpig lite vellykket)
Utfylling i strandsonen, mudring	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)	RL2015: pågående, < 50 % av populasjonen påvirkes, langsom, men signifikant reduksjon	Erstatningsbiotoper (men foreløpig lite vellykket)
Eutrofiering	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)	RL2015: pågående, ukjent omfang og alvorlighetsgrad. Dannelse av CDOM	Reduksjon av lokale forurensningskilder
Forurensning	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)		Reduksjon av lokale forurensningskilder
Mudring, dumping og utfyllinger i strandsonen	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)	RL2015: pågående, < 50 % av populasjonen påvirkes, langsom, men signifikant reduksjon	
Utbygging infrastruktur	Undervannseng (sub- og hydrolittoralt)	RL2015: kun i framtiden, < 50 % av populasjonen, rask reduksjon	Erstatningsbiotoper (men foreløpig lite vellykket)

Gjennomføring av tiltak

Over tilskuddsordningen er det gitt tilskudd til kartlegging/leting etter nye områder med arten i Østfold.

Handlingsplanen for dvergålegras er fulgt opp med tilnærmet årlig inventering av kjente lokaliteter, samt supplerende kartlegging (Lundberg 2011, 2012, 2013a, 2015a, 2016, 2018, 2019, 2020). Feltarbeidet har skjedd til fots (særlig i Rogaland og Vestland), og med flatbunnet båt (særlig i Oslofjorden). Lokalitetene er registrert med GPS, og større sammenhengende forekomster er rapportert som polygoner til Artskart. Registreringene har vist store svingninger i observert areal fra år til år på enkeltlokaliteter. En detaljert oversikt over alle kjente norske forekomster er gitt i Lundberg (2020).

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Kartlegging	1		Leting etter nye områder i Østfold
Oppfølging handlingsplan		I alt 31 lokaliteter omtalt	Reinventering av kjente lokaliteter og supplerende kartlegging

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Handlingsplanen for dvergålegras (Lundberg 2010a) foreslår både *in situ* og *ex situ* bevarings tiltak. Av prioriterte tiltak er:

- kartlegging: nødvendig for å få oversikt over artens forekomster og tilstand og påvirkninger på forekomstene
- overvåking: handlingsplanen anbefaler årlig overvåking av alle kjente forekomster, med to ulike tilnærminger:
 - store, velutviklede forekomster: fotografering, GPS-referering, kartlegging i stor skala
 - små forekomster og forekomster i tilbakegang: kvantitative vurderinger av populasjonsstørrelse
- vern av leveområdene
- skjøtsel av eksisterende lokaliteter. Det er i liten grad spesifisert hva slags skjøtselstiltak som er aktuelle, men følgende tiltak nevnes
 - tiltak mot avrenning fra landbruk, nedslamming og annen forurensing

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Kartlegging	Undervannseng (sub- og hydro-littoralt)	Middels	Viser at det sannsynligvis finnes flere lokaliteter
Overvåking	Undervannseng (sub- og hydro-littoralt)	Dårlig	Bør utvikles mer eksakte former for mengdeangivelse
Beskyttelse mot beite	Undervannseng (sub- og hydro-littoralt)	Dårlig	Lite kunnskap om hvordan beite påvirker dvergålegras, men yndet føde for sjøfugl. Fluktuasjoner i fuglebestand er relevant

Oppsummering: Det virker å være få konkrete forvaltningstiltak som er aktuelle å gjennomføre for å bedre bevaringsstatus for arten. Imidlertid kan det være aktuelle mindre tiltak lokalt, som i så fall bør overvåkes for å vurdere effekt.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det synes som om det viktigste for bevaring av dvergålegras er en aktiv bruk av bestandsdata i forbindelse med arealplanlegging i strandsonen. Opprettelse eller utvidelse av naturreservat kan også være aktuelt. Fordi så vidt få aktive forvaltningstiltak er aktuelle, foreslår vi en generell bestandsovervåking med formål å fange opp eventuelle bestandsendringer og endringer i påvirkninger som i framtiden kan være aktuelle å imøtegå med tiltak.

På lokalitetsnivå kan satellitt/flyfoto eller drone benyttes til visuell vurdering av hvorvidt nye arealbruksendringer har skjedd. Alle kjente, tilstrekkelig presist stedfestede, lokaliteter kan enkelt overvåkes årlig ved hjelp av dette.

Innen den enkelte lokalitet vurderer bestandens størrelse og arealmessig omfang av egnet habitat, sammen med en vurdering av fordeling av dybde og substratets beskaffenhet.

Fortsatt kartlegging/ettersøking av arten kan gi forbedret informasjon om den reelle situasjonen for arten i Norge. Aktiv ettersøking de senere årene har ført til oppdagelse av arten på mange nye lokaliteter, og også gjenfunn på tidligere kjente lokaliteter. Dette må sees i sammenheng med at arten lever «et skjult liv» og er avhengig av aktivt søk for å bli oppdaget. Et nyttig hjelpemiddel for å avdekke potensielle lokaliteter er Kartverkets kartsymbol for tørrfall.

Overvåkingen de siste årene har avdekket store svingninger fra år til år, særlig i mengde, men også forekomstareal. Det bør utvikles bedre metoder for angivelse av mengder/arealmessig forekomst av arten. Registreringene bør utføres ved hjelp av undervannskamera. Valg av utstyr og metodikk bør prøves ut (Båtvik pers. medd., jf. Brkljadic mfl. 2018).

Dvergålegras kan dels registreres til fots på lavvann, men mange steder er det nødvendig med en flatbunnet båt. Observasjoner under vann vanskeligjøres ved at substratet gjerne virvles opp ved berøring.

En egnet overvåkingsmetode synes å være registrering av arten langs transekter som er permanent merket i endene. Transektene undersøkes til fots eller med båt og egnet fotoutstyr.

Lokaliteter: Stratifisert utvalg av kjente forekomster (stratifisere først og fremst på fylke)

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p>Kunnskap om status i kjente forekomster med dvergålegras.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å ha kunnskap om bruksendringer/inngrep med bruk av fjernanalyse i alle kjente forekomster.</p> <p>Formålet er videre å gi oversikt over bestandsareal og -mengde i et stratifisert tilfeldig utvalg av forekomster for slik å gi et grunnlag for å forstå endringer/variasjoner i bestander knyttet til påvirkninger og kunne vurdere behov for aktive forvaltningstiltak.</p>	<p>Kunnskap om status i kjente forekomster med dvergålegras.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å ha kunnskap om bruksendringer/inngrep med bruk av fjernanalyse i alle kjente forekomster.</p> <p>Formålet er videre å gi oversikt over bestandsareal i et utvalg av forekomster.</p>
<p>Tilnærming:</p> <p>Alle kjente forekomster: benyttes flyfoto/satellitt til visuell vurdering av hvorvidt nye arealbruksendringer har skjedd.</p> <p>Stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter for å dekke forekomster i hele artens utbredelsesområde.</p> <p>Registrering av indikatorer på en måte som gir grunnlag for kvantitative vurderinger av endringer/variasjon i artens bestandsareal-/mengde.</p>	<p>Alle kjente forekomster: benyttes flyfoto/satellitt til visuell vurdering av hvorvidt nye arealbruksendringer har skjedd.</p> <p>Stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter for å dekke forekomster i hele artens utbredelsesområde.</p> <p>Registrering av indikatorer på en måte som gir grunnlag for kvalitative vurderinger av endringer/variasjon i artens bestandsareal-/mengde.</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Dvergålegras er en habitatspesialist, knyttet til finpartikulære substrat i sublittoral og hydrolittoral sone. Disse habitatene er godt korrelert med arealtypen Tørrfall i standard topografiske kart. Denne kartsignaturen er også egnet for å planlegge søk etter forekomster som ennå ikke er registrert.

Optimal	Minimum
Habitatutstrekning knyttet til kjente forekomster slik det fremkommer som tørrfallsområde i kart.	Habitatutstrekning knyttet til kjente forekomster slik det fremkommer som tørrfallsområde

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Lundberg (2020) beskriver 31 lokaliteter for dvergålegras i Norge (hvorav 10 må antas utdødde), men noen av disse lokalitetene kan enkelt deles i flere uavhengige lokaliteter (f.eks. Viksfjorden i Larvik).

Optimal	Minimum
Stratifisert tilfeldig utvalg	Som for optimal.

Utvalget bør stratifiseres på fylke eller region (Oslofjordområdet, Sørlandet og Sørvestlandet) og gjøres på bakgrunn av lokalitetslisten i Lundberg (2020).

Antall overvåkingslokaliteter

Det kjente antallet lokaliteter er middels stort i den forstand at det er mulig å etablere en overvåking hvor alle kjente lokaliteter er inkludert. Imidlertid kan også et relativt stort utvalg av lokalitetene gi et godt bilde av artens tilstand. Det er liten variasjon i naturtypene arten forekommer i, bortsett fra at arten er vanligst hydrolittoralt på Sørvestlandet, mens tyngdepunktet synes å være sublittoralt i Oslofjorden. Arten er i stor grad knyttet til stor menneskelig aktivitet i strandsonen og marint, og risikoen for tiltak er ganske jevnt fordelt i hele artens norske utbredelse.

Optimal	Minimum
Både Sørvestlandet og Oslofjorden må være godt representert i utvalget. Utvalget må være stort nok til å ha statistisk utsagnskraft.	Både Sørvestlandet og Oslofjorden må være godt representert i utvalget. Utvalget må være stort nok til å ha statistisk utsagnskraft.
Vi anbefaler minimum 20 lokaliteter i optimalovervåkingen, for å skaffe et godt kunnskapsgrunnlag om utvikling for dvergålegras innenfor artens utbredelsesområde.	Vi anbefaler samme antall lokaliteter som i optimalovervåkingen, men mindre detaljert registrering på hver lokalitet (se under).
Lokaliteter må beholdes i utvalget selv om arten tilsynelatende har forsvunnet	

Valg av overvåkingsindikatorer

Habitatet til en gitt lokalitet kan teknisk avgrensnes som areal med tørrfall eller areal med finsubstrat på grunt vann. Lokaliteten beskrives med tanke på dybdefordeling og det foretas vurdering av substratet. Hvor stor del av dette arealet som utnyttes av arten er interessant, men det er ikke trivielt å definere gode metoder for å kartlegge det okkuperte arealet som et polygon. En sikrere måte å få sammenlignbare tall fra undersøkelser ved ulike tidspunkter er å jobbe med permanent merkede transekter. Langs transektet utvikles en metode for å registrere forekomst /fravær av arten i et (tilstrekkelig) stort antall tilfeldige punkter langs transektet.

Det er neppe mulig å gi et nasjonalt bilde av artens tilstand i Norge uten at man benytter flatbunnet båt, men for en del av de kjente lokalitetene på Vestlandet synes det mulig å utføre feltarbeid uten båt.

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Mengde dvergålegras	Arten har vegetativ formering og underjordisk jordstengel, og derfor vanskelig å telle. Registrering av forekomst/fravær langs et større antall tilfeldige punkter langs permanent merkede transekter er sannsynligvis den enkleste måten å standardisere registreringen	Registrering av forekomst/fravær langs et større antall tilfeldige punkter langs permanent merkede transekter	Subjektiv estimat av stor- liten eller svært liten forekomst på lokalitetsnivå
Substrat-kvalitet	Forekomst av CDOM er vist å redusere habitatkvalitet. Mål for partikkelstørrelse og kjemisk analyse. Saltholdighet.	Usikkert	Usikkert
Andre karplantearter, mengde alger, mengde fjæremark	Lundberg (2020) viser at fjæremark kan forstyrre sedimentet betydelig. Andre karplantearter er sannsynligvis få og raskt å registrere	Mengde langs transekt	Subjektiv estimat på lokalitetsnivå

Menneskelige spor	Løse gjenstander, inngrep, spor i sedimentet (mudring, tråkk...)	Visuell vurdering av påvirkningsgrad	Som for optimal
Beite-påvirkning	Det må prøves ut en metodikk for å registrere beitepåvirkning.	Mengde langs transekt	Subjektivt estimat på lokalitetsnivå

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Lokalitet	Grunnenhet i overvåkingen	<u>Indikatorer:</u> Menneskelige spor	<u>Indikatorer:</u> - mengde dvergålegras - mengde andre arter - menneskelige spor - beitepåvirkning
Transekt	Permanent merking kan relativt enkelt benyttes for å gjenfinne transektene med rimelig sikkerhet. Det er ikke mulig å merke punkter langs transektet, men et tilfeldig utvalg av punkter langs transektet kan gi tilstrekkelig informasjon om mengde/tetthet av arten langs dette. Video er en mulighet som bør prøves ut.	<u>Utlegging:</u> systematisk <u>Indikatorer:</u> - mengde dvergålegras - mengde andre arter - beitepåvirkning	-

Frekvens for datainnsamling

All erfaring tilsier at det er store svingninger i biomasse i bestandene fra år til år. Dvergålegras er vintergrønn, men de grønne delene er utsatt for beiting og isskuring, og mengden kan variere svært mye fra år til år. Det er derfor helt nødvendig at en tidsserie baseres på årlige observasjoner. Det anbefales også å etablere en fast tid på året, f.eks. august, for når registreringene gjøres. (Tilveksten er helt sikkert avhengig av vanntemperatur, og mengdesvingninger innen vekstsesongen er sannsynligvis avtatt mot slutten av vekstsesongen.)

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Forekomst/fravær	Stor	-	Årlig	
Mengde/tetthet	Meget stor	Årlig	-	
Habitatkvalitet/ menneskelige spor	Meget stor	Årlig	Årlig	
Beitepåvirkning		Årlig	Årlig	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u>	<u>Forarbeid: 4 timer</u> <u>Feltarbeid: 15 timer</u>	

	Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 6 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 6000 kr</u> 3000 3000	Undervannskamera Båtleie, GPS etc.
	Totalt	30–40 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 2 timer</u> <u>Feltarbeid: 10 timer</u> <u>Etterarbeid: 2 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 3000 kr</u>	Som over
	Totalt	20–30 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 2,5 timer</u> <u>Feltarbeid: 5 timer</u> <u>Etterarbeid: 2,5 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 1000 kr</u>	Båtleie, GPS m.m.
	Totalt	10–20 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 1 timer</u> <u>Feltarbeid: 5 timer</u> <u>Etterarbeid: 2 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 1000 kr</u>	
	Totalt	10–20 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	30–40 kkr	700–800 kkr	10–20 kkr	250–300 kkr
Årlige løpende kostnader	20–30 kkr	450–500 kkr	10–20 kkr	250–300 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	250–300 kkr	5 000–6 000 kkr	100–150 kkr	2 000–3 000 kkr

Synergier

Som nevnt er undervannsengene naturtyper som er svært dårlig undersøkt, og vi vet lite om disse fordi de alltid havner mellom to stoler (marint og terrestrisk). Samtidig finnes de i en sone hvor det er stor menneskelig aktivitet, både friluft- og næringsmessig, og substratet her er resipient for mange former for utslipp fra menneskelig aktivitet. En satsing på overvåking av dvergålegras bør sees i forhold til å etablere et overvåkingssystem for undervannsenger generelt, i hvert fall når det gjelder de mest sårbare områdene i Oslofjordområdet, Sørlandet og Sør-Vestlandet. Overvåkingen etter handlingsplanen (Lundberg 2020) gir godt grunnlag for å videreutvikle tidsserier for arten.

Overføringsverdi

Dvergålegras lever i hovedsak under havflaten og er derfor vanskelig å observere og å gjøre til gjenstand for vanlige, terrestriske overvåkingmetoder. En utvikling av et overvåkingssopplegg for denne arten og dens habitat vil derfor gi betydelig økt kunnskap når det gjelder å arbeide med slike våte habitater, og dette vil ha stor overføringsverdi til arbeid med andre marine og limniske fastsittende arter.

2.3 Honningblom *Herminium monorchis*

Marianne Evju
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Honningblom (**Figur 2.3.1**) er kritisk truet (CR) i henhold til Rødlista for arter 2015 og ble en prioritert art i 2011 ([Forskrift om honningblom \(*Herminium monorchis*\) som prioritert art - Lovdata](#)).



Figur 2.3.1. Honningblom. Foto: Siri Lie Olsen/NINA.

Artens utbredelse

Det er per 2020 bare fire kjente populasjoner på Hvaler (Viken): tre på Asmaløy (Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær) og en relativt nyoppdaget populasjon på øya Filletassen utenfor Asmaløy.

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Skjellvik: Semi-naturlig myr (kalkrik) og semi-naturlig eng (kalkrik fukteng, sterkt kalkrik eng) med slåttepreg	Voksested	Liten	Kritisk	På gjeldende lokalitet finnes bl.a. pusleblom, krusfrø, bukkebeinurt, vassskjeks, dverggylden og droningstarr
Teneskjær, Skipstadsand, Filletassen: Øvre semi-naturlig strandeng	Voksested	Liten	Kritisk	På gjeldende lokalitet(er) en rekke rødlistearter: jordbærkløver, tusengylden, dverggylden, strandrødtopp, ormetunge

De fire populasjonene av arten forekommer i tre ulike naturtyper: slåttemyr, slåtteenng og semi-naturlig strandeng. Fordi arten har så få forekomster, må tiltakene rettes direkte mot artens leveområder.

Eksisterende overvåking

Statsforvalteren observerer årlig populasjonene på Skipstadsand og Skjellvik gjennom telling av fertile individer, på Skipstadsand innenfor hele lokaliteten (totalkartlaggning) (ca. årlig fra 1995), og på Skjellvik i fire faste prøveflater (fra 2009) (Ekelund 2019a).

Kravdal (2015) etablerte faste prøveflater (0,5 × 0,5 m) for overvåking som del av masteroppgave i 2014, ti flater på Skipstadsand og Teneskjær, 20 på Skjellvik. Rutene er fulgt opp årlig (med unntak av 2018). Statsforvalteren/NINA etablerte ti flater på Filletassen i 2020. I de første årene (2014-2017) ble individer fulgt og størrelse, fertilitet og overlevelse registrert på individnivå. Fra 2019 er man gått over til å registrere antall individer i to klasser: vegetative og fertile. Statsforvalteren står for registreringene. NINA har bistått med feltprotokoll og utlegging av ruter. Alle ruter er merket med høypresisjons-GPS og med metallrør som kan gjenfinnes med metalldetektor. I tillegg er det dels benyttet plastpinner for lettere å lokalisere rutene.

I tillegg er det utarbeidet bevaringsmål for ulike soner i lokalitetene, som kan følges opp med NatStat-metodikk (Ekelund 2019b), men om dette er iverksatt, er usikkert.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphørt/reduert drift → gjengroing	Alle forekomster	Forekomstene er knyttet til semi-naturlige naturtyper som gror igjen med høyvokste arter med opphør av drift	Slått, beite, manuell rydding

Gjennomføring av tiltak

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	4	3	Kravdal (2015) og oppfølgende arbeid, se <u>eksisterende overvåking</u> . Også noe oppfølging av Jan Ingar Båtvik.
Biotopforbedring	1	1	Ble søkt om midler til å sette opp bur rundt honningblom for å hindre beite

			og se om det fremmet produksjon av frø, men usikkert om det ble gjennomført (og rapportert?)
--	--	--	--

I skjøtelsesplanen for honningblom (Ekelund 2019b) og statusrapport for honningblom (Ekelund 2019a) beskrives eksisterende tiltak og det anbefales nye tiltak på lokalitetene. En oppsummering gis her.

På Skipstadsand gjennomføres årlig slått og rydding av rynkerose ved behov. Det slås tidlig (juni, høyde over honningblom, før den er kommet opp), i tillegg til sein slått. Slått plantemateriale fjernes, og i tillegg lukes det rundt plantene.

Skjellvik: I perioden fra 1995 til 2009 pågikk det sporadiske skjøtselstiltak ved Skjellvik. Det ble ryddet svartorkratt med ryddesag i 2003 og 2004. Annen vegetasjon ble slått med tohjuls slåmaskin og plantematerialet ble fjernet fra området. I 2007 ble området slått og raket i siste halvdel av november. I 2009 inngitt Skjellvik i et større beite med storfe. Da ble et areal på rundt 600 m² inngjerdet for å hindre beite, og siden har det blitt slått årlig her i siste halvdel av juli/august. Fra 2009–2011 ble det etterbeitet innenfor gjerdet. Utenfor gjerdet har det siden 2009 blitt beitet med storfe hvert år fra mai til ut i august. Gjerdet ble flyttet til å dekke et større område (mer av honningblompopulasjonen) i 2014. I 2016 ble arealet som slås årlig, utvidet til 2 dekar, og siden da blir det slått 2 ganger i sesongen (juni og august) for å få bukt med gjengroing med bl.a. mjørdurt og duskstarr. I juni slås det med høyt skjær over honningblom og graset rakes sammen og fjernes med en gang. I august tørker graset på bakken et par dager før det rakes sammen og fjernes fra lokaliteten. I 2018 ble gjerdet flyttet slik at hele lokaliteten med honningblom er innenfor gjerdet (ca. 2,5 dekar). Det ble også vedlikeholdsryddet for oppslag av vierarter og svartor nordøst i lokaliteten. Siden marka ikke etterbeites, kan vegetasjonen ha en tendens til å fortettes og daugras fra etterveksten etter siste slått kan øke strølaget. Dette kan gjøre det vanskeligere for honningblom og andre små urter å spire. Markforstyrrelse i form av lusing, ekstra raking eller en ekstra (ev. utsatt) slått kan derfor være aktuelt å teste ut.

Tiltak som bør vurderes/aktuelt å teste ut

- Slå en ekstra gang på høsten (eller flytte slått seinare)
- Luke en gang i sesongen etter frøsetting (etterlikning av etterbeite) med bakgrunn i positive erfaringer fra Skipstadsand
- Annen type markforstyrrelse for å skape åpninger for frøspiring eller klonal spredning
- Etterbeite med kalv/lettere raser, må først testes ut i tilgrensende areal uten honningblom

Teneskjær: beites av frittgående Herefordkyr, men sannsynligvis i høyere tettheter enn historisk. Tiltak som fortsatt bør vurderes

- Dyreslag og/eller dyretetthet er trolig ikke optimalt i dag, lettere raser vil være bedre
- Bur over honningblom, ev. gjerde inne lokaliteten hele sesongen eller fram til frøsetting er ferdig
- Vurdere lusing som erstatning for beite (jf. positive erfaringer fra Skipstadsand)
- Markforstyrrelse slik som raking dersom lokaliteten gjerdes inne
- Rydde lokaliteten manuelt ved behov

Filletassen: jevnlig slått, fjerning av kratt, forsiktig lusing rundt honningblom. Tiltak som bør vurderes

- Fortsette sein slått i august, men hyppigheten bør vurderes jevnlig
- Vurdere markforstyrrelse ved raking og/eller lusing i mangel av beite, jf. positive erfaringer fra Skipstadsand
- Slå mjørdurt og duskstarr i juni, jf. gode erfaringer fra Skjellvik og Skipstadsand
- Informasjonsskilt dersom behov for større forståelse for å unngå slitasje og ev. telting

- Gjerding unngås så langt som mulig, men vurderes dersom bruk/slitasje øker

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Skjøtselsplanen vurderer at det er behov for mer kunnskap om de igangsatte tiltakenes effekt

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Slått	Alle	Middels	God erfaring, men lite systematisk evaluering
Markforstyrrelse/ manuell luking	Alle	Middels	God erfaring, men lite systematisk evaluering
Beskyttelse mot beite	Teneskjær	Dårlig	Det kan se ut som om beite (tråkk, beite) påvirker populasjonen på Teneskjær negativt.
Utsetting	Nye lok	Liten	Aktuelt forvaltningstiltak å sette ut honningblom på nye, nærliggende egnede lokaliteter. Enten pluggplanter eller oppformert fra frø.

Oppsummering: Tiltakene som gjennomføres per i dag følges opp på overordnet nivå, gjennom telling av individer og kvalitative vurderinger av tiltakene. Nye tiltak som vurderes, bør følges opp mer systematisk.

Dersom en bestemmer seg for å teste utsetting/introduksjon av honningblom til egnede habitater i nærområdet, bør en egen overvåkingsprotokoll utvikles for å følge med på overlevelse og nyrekruttering.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Honningblom er en art med få populasjoner og etablert overvåkingsinfrastruktur for oppfølging av tiltak. Vi har i optimalovervåkingen foreslått en individbasert overvåking for å få grunnlag for å estimere en «vekstrate» (λ) som sammenfatter de demografiske parameterne som en funksjon av vegetasjonsstruktur, ev. lokalitet og andre ting, som igjen danner et grunnlag for å evaluere tiltakene. Dette er tidkrevende og utsetter forekomstene for forstyrrelser (tråkk m.m.), men gir bedre grunnlag for å forstå effekten av forvaltningstiltak. Minimumsovervåkingen er en direkte videreføring av pågående overvåking. De oppleggene som skisseres her, er aktuelle for alle tiltak med unntak av *Utsetting av individer til nye lokaliteter*. Det krever en egen vurdering av aktuelt opplegg.

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p>Kunnskap om populasjonsdynamikk og demografiske parametere hos honningblom som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.</p> <p>Formålet med tiltakene er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet, overlevelse rekruttering av honningblom og øke populasjonsstørrelser lokalt.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av endringer i forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til rekruttering, overlevelse og populasjonsvekstrate (λ) hos honningblom.</p>	<p>Kunnskap om populasjonsstørrelse og -struktur hos honningblom som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.</p> <p>Formålet med tiltakene er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet, overlevelse rekruttering av honningblom og øke populasjonsstørrelser lokalt.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av endringer i forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til populasjonsstørrelser og -struktur hos honningblom.</p>

For å få til dette må tiltak spesifiseres og dokumenteres for hver lokalitet og ev. hvilke deler av lokaliteten tiltakene gjennomføres på.	For å få til dette må tiltak spesifiseres og dokumenteres for hver lokalitet og ev. hvilke deler av lokaliteten tiltakene gjennomføres på.
Tilnærming:	
Benytte overvåkingsruter som allerede er etablert og supplere med systematisk utlagte transekter på tre av lokalitetene.	Benytte overvåkingsruter som allerede er etablert og supplere med systematisk utlagte transekter på tre av lokalitetene.
Vurdere – dersom det er forsvarlig – å gjennomføre tiltak bare på halvparten av populasjonen (dvs. beholde noen overvåkingsruter uten tiltak).	Vurdere – dersom det er forsvarlig – å gjennomføre tiltak bare på halvparten av populasjonen (dvs. beholde noen overvåkingsruter uten tiltak).
Gjennomføre årlige registreringer av individer innenfor rutene der en noterer forekomst (overlevelse eller nyetablering), størrelse (vekst) og fertilitet.	Gjennomføre årlige registreringer der en teller antall individer fordelt på vegetative og fertile innenfor rutene.

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
Honningblom er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav og klumpet forekomst. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrensnes som registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten. De fire forekomstene som per nå er kjent, kan relativt greit avgrensnes mot andre arealtyper.	Som optimal

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Få kjente forekomster, sannsynligvis lave mørketall (arten har vært ettersøkt). Totalkartlegging er relevant.	Som optimal

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Totalkartlegging. Oppfølging av relevante tiltak på hver enkelt lokalitet	Som optimal

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltakene bør ha som målsetning å øke lokal populasjonsstørrelse	Telle antall individer/ramer	Som optimal
Populasjonsstruktur	Stor mellomårsvariasjon i blomstring, og rekruttering både fra frø og fra utløpere viktig å fange opp.	Fanges opp i demografi-indikatoren	Telle antall individer i størrelsesklassene fertile og vegetativ
Demografi	Viktig for å vurdere populasjonsdynamikk og hvordan eventuelle	- merking og oppfølging av enkeltindivider - måle størrelse/vekst	Utgår

	påvirkninger og tiltak virker på ulike livshistoriestadier/ størrelsesklasser	- blomstring og frøsetting - overlevelse - rekruttering	
Egenskaper ved habitat	Tiltakene som settes inn, har som formål å øke habitatkvaliteten.	Vegetasjonshøyde Dekning av problemarter Dekning av rødlistearter	Som optimal
	Tiltakene som settes inn, bør ikke øke negative påvirkninger	Dekning av slitasje Dekning - tråkk fra husdyr	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Bør benytte allerede etablerte permanente prøveflater. En kan vurdere å utvide dette settet: på Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær er rutene knyttet til forekomster av honningblom, og det fanges derfor ikke opp eventuell nyrekruttering til nye områder. Det bør etableres transekter for tilleggsregistrering av overvåkingsindikatorene. På Fillettassen er rutene lagt ut slik at de fanger opp både forekomst og ikke-forekomst, langs sektorielle transekter der forekomst/fravær av honningblom registreres langs hver 0,5 m av transektene og grundigere tellinger foregår på et utvalg av disse.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Allerede etablert	Bruke etablerte. Alle overvåkingsindikatorer	Som optimal
Transekter	Kan brukes for systematisk registrering av habitatvariabler og tilleggsregistrering av honningblom	Etablere transekter, f.eks. i rutenett Tilleggsregistrering av - problemarter - forekomst av honningblom - slitasje - tråkk fra husdyr	Som optimal

Frekvens for datainnsamling

Honningblom har stor mellomårsvariasjon i andelen individer som har overjordisk biomasse (Wells mfl. 1998, Kravdal mfl. 2016), som mange andre orkideer. Det er derfor viktig med årlige data for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse	Stor mellomårsvariasjon i andel av populasjonen som er over bakken.	Årlig	Årlig	I blomstring (tidligst sent i juni, optimalt første halvdel av juli)
Populasjonsstruktur	Stor mellomårsvariasjon i blomstring.	-	Årlig	I blomstring (tidligst sent i juni, optimalt første halvdel av juli)
Demografi	Stor mellomårsvariasjon i blomstring og andel av populasjon som er over baken	Årlig	-	I blomstring (tidligst sent i juni, optimalt første halvdel av juli)
Variabler for habitatkvalitet og påvirkninger	Kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig	Årlig	Gjennomføres best samtidig med reg. av honningblom

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking

(gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 30 timer <u>Etterarbeid</u> 75 timer	Lokaliteter er allerede etablert Det er 10 overvåkingsruter per lokalitet. Avhengig av tetthet av individer, tar det 1-3 timer å registrere en rute. I tillegg tid til etablering og registrering langs transektorer Data gir grunnlag for å estimere en «vekstrate» (I) som sammenfatter de demografiske parameterne som en funksjon av naboskapsforhold, ev. lokalitet og andre ting, som igjen danner et grunnlag for å evaluere tiltakene. Det må settes av omkring 2 månedesverk totalt til datanalyser når data er på plass (etter 3-4 år).
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 2000 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	100–150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 25 timer <u>Etterarbeid</u> 25 timer	
	<u>Driftutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1500 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	70–80 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u>	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u>	Lokaliteter er allerede etablert

	Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	6 timer <u>Etterarbeid</u> 5 timer	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1000 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	10–20 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 3 timer <u>Etterarbeid</u> 3 timer	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 750 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	10–20 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	100–150 kkr	500–600 kkr	10–20 kkr	60–70 kkr
Årlige løpende kostnader	70–80 kkr	300–400 kkr	10–20 kkr	40–50 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	900–1 000 kkr	3 500–4 000 kkr	100–150 kkr	500–600 kkr

Synergier

Det er etablert design for datainnsamling og tidsserier for overvåkingsindikatorerne på de ulike lokalitetene. Denne bør benyttes for videre effektovervåking. Dersom en etablerer demografisk overvåking av andre prioriterte karplantearter, kan en samordne dataanalyser/utvikling av modeller for estimering av populasjonsdynamikk.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget er relevant for alle skjøtselstiltak for arten, men for utsetting/transplantering bør det gjøres en separat vurdering. Design og datainnsamling er relevant for andre langlevde karplanter, se også opplegg for dragehode.

2.4 Rød skogfrue *Cephalanthera rubra*

Harald Bratli^{1,2} og Marianne Evju²

¹Naturhistorisk museum, UiO/²Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Rød skogfrue (**Figur 2.4.1**) er kategorisert som sterkt truet (EN) på Rødlista for arter 2015. Arten ble prioritert i 2011 (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-523>), og artens økologiske funksjonsområde er i forskriftens §4 definert som artens leveområder. Det er utarbeidet handlingsplan for arten (Direktoratet for naturforvaltning 2006).



Figur 2.4.1. Rød skogfrue. Foto: Harald Bratli/UiO.

Artens utbredelse

Rød skogfrue har regionalt begrenset utbredelse, men knyttet til spesielle naturtyper/miljøforhold. Den forekommer i lavlandet i Sørøst-Norge i kalkrik, oftest relativt lysåpen skogsmark. Per 2019 er det 61 kjente lokaliteter (Hanssen 2019) hvorav ti trolig er utgått, fem vurderes som usikre med ujevn forekomst av overjordsskudd, og de resterende 46 vurderes som intakte. Det er definert 28 økologiske funksjonsområder for arten per 2020 ([Økologiske grunnkart \(artsdatabanken.no\)](https://artsdatabanken.no)). Hvert økologiske funksjonsområde kan derfor antagelig inneholde en eller flere av de intakte lokalitetene og omfatter derfor all kjente individer av arten. Alle unntatt én av de intakte lokalitetene ligger på vestsiden av Oslofjorden, og de fleste ligger nokså nær kysten. Utbredelsen strekker seg fra Gjerstad i sør til Jevnaker i nord. De fleste lokalitetene ligger også på kalkrike

bergarter i Oslofeltet, med unntak av noen få som finnes på surere bergarter, men med lokalt kalkrike forhold (kalkrike soner eller skjellsand). Høyeste forekomst er på ca. 400 m o.h.

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Bærlyng-lågurtskog (T4-7)	Voksested	Liten	Viktig	Direktoratet for naturforvaltning (2006), Framstad mfl. 2020.
Bærlyng-kalklågurtskog (T4-8)	Voksested	Liten	Viktig	Direktoratet for naturforvaltning (2006), Framstad mfl. 2020.
Lyng-kalklågurtskog (T4-12)	Voksested	Liten	Viktig	Direktoratet for naturforvaltning (2006), Framstad mfl. 2020.

Eksisterende overvåking

Basisovervåking

Det foregår basisovervåking i seks overvåkingslokaliteter (Bratli 2016), som inneholder ni av de økologiske funksjonsområdene (**Tabell 2.4.1**). Basisovervåkingen omfatter alle kjente skudd av arten i lokalitetene, som følges årlig med detaljerte målinger av skuddstørrelse og fertilitet. I alt omfatter basisovervåkingen 408 skudd per 2020, inkludert tidligere observerte skudd og dvaleskudd. I 2020 omfattet basisovervåkingen 200 overjordsskudd. Lokalitetene Bjørkedokk, St.Hansberget, Hamrefjell, Kammerfossåsen og Bjørneknuten ble startet i 2008, mens overvåking i Solbergfjell startet i 2010.

Årlig observeres nye skudd, som merkes og måles og innlemmes i overvåkingen, som følgelig er en totalovervåking av alle observerte skudd i lokalitetene. Hvert skudd er merket slik at samme skudd følges år for år. Målinger omfatter skuddhøyde, høyde blomsterstand, antall blomster, antall blader og bredde og lengde på største blad for fertile planter, mens skuddhøyde, antall blader og bredde og lengde på største blad måles for de sterile skuddene. I tillegg registreres om skuddet er fertilt, sterilt, beitet, eller i dvale under bakken. Sistnevnte kategori kan inneholde døde planter, men over tid vil lengste sammenhengende dvaleperiode kunne observeres, og følgelig også antall døde. Basisovervåkingen omfatter de største populasjonene i Norge og derfor en høy andel av alle kjente skudd i Norge. Med unntak av Frognøya i Hole kommune (60 skudd i 2019), Heggenåsen i Modum (39 skudd i 2019) og Tollåsen i Øvre Eiker (16 skudd i 2019) er de øvrige lokalitetene individfattige med fra 0 – 6 skudd i 2019 (Hanssen 2019). I 2019 omfattet basisovervåkingen 185 overjordsskudd av totalt 318 observerte skudd. Basisovervåkingen omfattet derfor 58 % av alle overjordsskudd som ble observert det året.

Det foretas ingen konkrete tiltak i forbindelse med basisovervåkingen, men det er enkelt å knytte tiltak til den eller innlemme nye lokaliteter med samme metodikk. Overvåking av slitasje er aktuelt i hvert fall på et lite delområde av Bjørkedokk, mens rydding av busker og einstape *Pteridium aquilinum* er aktuelt flere steder. Tiltak knyttet til basisovervåkingen bør innledes med kartlegging av aktuelle arealer innen lokalitetene. Informasjon om utført skjøtsel av floravoktere bør også innhentes. Basisovervåkingen gir relevante data på variasjoner i populasjonsstørrelser i tid og rom. Basisovervåkingen finansieres av tilskuddsmidler.

Tabell 2.4.1. Fordeling av økologiske funksjonsområder (Øk funk-område), og antall skudd med rød skogfrue på overvåkingslokaliteter i basisovervåkingen. Fylke og kommune etter inndeling før 2020.

Overvåkingslok	Øk funk-område	Fylke	Kommune	Areal (daa)	Antall skudd
Kammerfossåsen	Kammerfossåsen	Te	Kragerø	2,2	3(4?)
Bjørneknuten	Bjørneknuten	Te	Kragerø	8,9	26
Hamrefjell	Hamrefjellveien	Te	Øvre Eiker	3,3	3
Hamrefjell	Markusbråten	Te	Øvre Eiker	10,8	15
Hamrefjell	Hamrefjell	Te	Øvre Eiker	18,3	35
Bjørkedokk	Bjørkedokk 1	Bu	Nedre Eiker	160,0	191
Bjørkedokk	Bjørkedokk 2	Bu	Nedre Eiker	23,7	28
St. Hansberget	St. Hansberget	Bu	Nedre Eiker	9,8	19
Solbergfjell	Solbergfjell	Bu	Nedre Eiker	18,0	87

Tiltaksovervåking

Pågående tiltaksovervåking omfatter oppfølging av arten på et antall lokaliteter i regi av Norsk botanisk forening. Vi har ikke detaljert informasjon om tiltakene, utover at det (basert på en gjennomgang av søknader om tilskudd) telles opp antall skudd, både sterile og blomstrende og utføres skjøtsel, dvs. fjerning av busker og einstape, på et antall lokaliteter i Øvre og Nedre Eiker, Hole og Modum kommuner i Viken og Kragerø og Bamble kommuner i Vestfold og Telemark. I lokaliteten i Aremark ønsker man å åpne opp skogen noe, men vi kjenner ikke til om dette er utført. Omfang og metoder benyttet i denne oppfølgingen er ukjent. Også denne tiltaksovervåkingen finansieres av tilskuddsmidler.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Fortetting av skog	Alle aktuelle naturtyper i hele regionen	Buskvekst og einstape	Rydding av busker og einstape
Slitasje	Alle aktuelle naturtyper i hele regionen	Spesielt i lokaliteter mye brukt til friluftsliv, forekomster nær stier, fotografering	Kanaliserings av ferdsel, informasjon, oppsyn
Plukking	Alle aktuelle naturtyper i hele regionen	Kan kanskje forekomme i lokaliteter mye brukt til friluftsliv og forekomster nær stier	Kanaliserings av ferdsel, informasjon, oppsyn
Beite	Alle aktuelle naturtyper i hele regionen	Hjortevilt, eventuelt husdyr i lokaliteter med utmarksbeite	Inngjerding
Hogst	Alle aktuelle naturtyper i hele regionen	I skogbruksplanlegging skal det tas hensyn til truede arter	Tilpasset hogst

I handlingsplanen for rød skogfrue pekes det særlig på effekten av fortetting av vegetasjon lokalt med einstape eller busker, som derfor anses mest relevant for tiltaksovervåking. I tillegg til påvirkninger i tabellen beskriver handlingsplanen for rød skogfrue (Direktoratet for naturforvaltning 2006) også arealutnytting (nedbygging, kalkbrudd mm.). Dette er omfattende endringer som neppe er aktuelle for tiltak i sammenheng med effektovervåking. Det samme gjelder tilpasset hogst. Inngjerding ble foretatt på Langesundstangen for å hindre beite av rådyr, men resulterte i fortetting av vegetasjon innenfor gjerdet. SNO har der foretatt rydding (Direktoratet for

naturforvaltning 2006). Plukking av blomster og oppgraving av planter har vært rapportert, men utgjør sannsynligvis lite omfang og vurderes som lite uaktuelt for tiltak. Basisovervåkingen har ingen observasjoner der plukking kan fastslås, og dessuten lite omfang av beitede individer. Ti skudd av totalt 185 overjordsskudd ble observert som beitet under basisovervåking i 2020. Utvidet basisovervåking vil kunne gi enda mer utfyllende svar på beiteomfang.

Gjennomføring av tiltak

I alt 10 tilskudd til tiltak ble bevilget over post 82 i perioden 2016-2019. Fire av disse omfatter skjøtsel som består av rydding av busker og einstape. De øvrige seks tilskuddene omfatter kartlegging og overvåking fordelt på fire innenfor basisovervåking og to for oppfølging av lokaliteten i Aremark. Skjøtselen utføres fortløpende av floravoktere etter behov når de besøker lokalitetene. Hanssen (2019) nevner rydding av einstape i én lokalitet (Tollåsen) og rydding av busker i en annen lokalitet (Geiteryggen) i 2019. I 2019 ble i alt 41 lokaliteter oppsøkt. Antall skudd, både sterile og fertile, ble talt opp, og det ble gjort vurderinger av tilstanden (Hanssen 2019).

Det er uklart om eller hvordan tiltak utføres, registreres og følges over tid, dvs. om det finnes indikatorer som kan utnyttes i tiltaksovervåking. Vi kjenner heller ikke til om enkeltskudd merkes og følges år for år eller om det er totalantall fertile og sterile som telles.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel	4	Ukjent	Antall lokaliteter og beskrivelse av tiltak er vanskelig å fastslå
Kartlegging og overvåking	6	41 oppsøkt i 2019, uklart i hvor mange det ble gjennomført tiltak	6 lokaliteter med basisovervåking, pluss oppfølging med ukjent omfang i et ukjent antall øvrige forekomster

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Rydding av busker og einstape	Alle aktuelle naturtyper	Dårlig	Vokser i relativt lyssåpen skogsmark og gjerne også i vegetasjon (både feltsjikt og bunnsjikt) som er relativt åpen. Anses som en halvskoggeart. Det antas også at (tidligere) utmarksbeite i kalkskoger har bidratt til en åpen skogstruktur med redusert busksjikt. Det er usikkert hvilken betydning dette har hatt på lokalitetene, men fortetting av busker og einstape antas negativt.
Kanalisering av ferdsel	Alle aktuelle naturtyper	Dårlig	Enkelte steder i populære friluftsområder er det observert slitasje med nedtråkking av vegetasjon. Det er stor interesse for arten lokalt, mange kjenner til den, ønsker å se den og ta bilder. På grunn av spredt vegetasjon med mye naken jord kan tråkk muligens føre til erosjon.

Oppsummering: Tiltak som gjennomføres, har som formål å bedre habitatkvalitet og opprettholde eller øke populasjonsstørrelsen til rød skogfrue. Kunnskapen om de ulike tiltakenes effekt på rød skogfrue er dårlig. Vi har ikke detaljert informasjon om omfanget av tiltak, det vil si antallet lokaliteter der det er utført tiltak over år, eller hva som utføres innen hver lokalitet. Vi kjenner heller ikke til om det benyttes metodikk for registrering av skuddene, og med det informasjon om populasjonsutvikling som kan knyttes til tiltaket. Betydningen av tett busksjikt og/eller einstape og

slitasje varierer både innen og mellom lokaliteter. Det er derfor usikkert hvor stort skjøtselsbehovet er på de ulike lokalitetene. Et første trinn vil derfor være å gjøre en kartlegging av skjøtselsbehov for å identifisere arealer aktuelle for tiltak. Dette bør omfatte tette bestander av einstape, og kratt som medfører utskygging av habitatet, særlig einer, men også andre busker og lave trær. Tydelig spor etter tråkkslitasje bør også kartlegges. Samtidig med kartleggingen bør det foretas en vurdering av lokalitetens egnethet for overvåking, og hvordan overvåkingsdesignet kan tilpasses.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Fordi det til enhver tid er en ganske stor andel av populasjonene som er uten overjordsskudd, og man ikke uten videre kan vite om disse er døde eller kun midlertidig i dvale, vil enkle tellinger ikke gi riktige populasjonsstørrelser. Populasjonsstørrelser må estimeres basert på antagelser, f.eks. om at ingen individer dør i dvale og at sannsynligheten for å komme tilbake med overjordsskudd fra dvale er konstant uavhengig av lengden på dvaleperioden. En optimalovervåking bør derfor baseres på populasjonsmodeller utviklet fra flerårige tellinger av individer, der en i stor grad kun fokuserer på hvordan plantenes naboskap (f.eks. med busker, med einstape, med busker som ryddes, med einstape som ryddes, åpen) påvirker de demografiske parameterne når man skal evaluere effektene av tiltakene. Etter noen år vil dette gi et grunnlag for å estimere en «vekstrate» (λ) som sammenfatter de demografiske parameterne som en funksjon av naboskapsforhold, eventuelt lokalitet og andre variabler, som igjen danner et grunnlag for å evaluere tiltakene. Forslaget til optimal effektovervåking tar dermed utgangspunkt i basisovervåkingen, men knytter den til tiltak rundt enkeltindivider.

Vi forutsetter her at man har oversikt over behov for vegetasjonsrydding rundt alle individer. I stedet for å bruke lokalitet som enhet for tiltaket, knyttes tiltaket til enkeltindivider. Da vi har liten oversikt over allerede gjennomførte skjøtselstiltak, hva som er utført, når og hvor, kan det være vanskelig å skille nye fra gamle skjøtselstiltak. Samarbeid eller innhenting av informasjon fra de som har gjennomført tiltak kan bøte på dette, og bør foretas i forbindelse med kartlegging av skjøtselsbehov, det vil si som en engangsaktivitet ved etablering av overvåkingen.

Også for minimumsovervåkingen bør tiltak knyttes til enkeltindivider, men på et begrenset antall lokaliteter, og settet av overvåkingsindikatorer og analyser av data er enklere.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om rydding av busker og einstape som forvaltningstiltak for rød skogfrue.	Kunnskap om rydding av busker og einstape som forvaltningstiltak for rød skogfrue.
Formålet med tiltaket er å fjerne konkurrerende vegetasjon som reduserer lystilgang for rød skogfrue.	Formålet med tiltaket er å fjerne konkurrerende vegetasjon som reduserer lystilgang for rød skogfrue.
Formålet med overvåkingen er å få kunnskap om rydding av einstape og busker påvirker populasjonsvekstraten (λ) hos rød skogfrue gjennom å øke overlevelse, vekst og rekruttering.	Formålet med overvåkingen er å få kunnskap om rydding av einstape og busker påvirker overjordiske populasjonsstørrelser av rød skogfrue.
Tilnærming:	
Overvåkingen knyttes til individer av rød skogfrue. Alle individer forutsettes kartlagt med hensyn til naboskapstype (dekning av busker og einstape).	Overvåkingen knyttes til individer av rød skogfrue i et utvalg lokaliteter. Alle individer forutsettes kartlagt med hensyn til naboskapstype (dekning av busker og einstape).
Eksperimentell tilnærming - Faktorielt eksperiment med rydding og tid som faktorer. Behandling er rydding og ikke-rydding er kontroll. Gjentatte målinger av respons både før og etter	Eksperimentell tilnærming - Faktorielt eksperiment med rydding og tid som faktorer. Behandling er rydding og ikke-rydding er kontroll. Gjentatte målinger av respons både før

<p>behandling rundt permanent merkede individer. Registrering av livsstadium (fertil, steril, dvale, beitet), størrelse og fruktsetting. Rekruttering (der en rekrutt defineres som et individ som opptrer med «overjordsskudd» for første gang) studeres i umiddelbar nærhet av individene som inngår i undersøkelsen</p> <p>Tilfeldig allokering av behandling basert på et forhåndsdefinert sett med naboskapsforhold (f.eks. høy dekning – fjerning, høy dekning – ikke fjerning, lav dekning – fjerning, lav dekning – ikke fjerning, ingen dekning).</p>	<p>og etter behandling rundt permanent merkede individer. Registrering av livsstadium (fertil, steril, dvale, beitet). Rekruttering (der en rekrutt defineres som et individ som opptrer med «overjordsskudd» for første gang) studeres i umiddelbar nærhet av individene som inngår i undersøkelsen</p> <p>Tilfeldig allokering av behandling basert på et forhåndsdefinert sett med naboskapsforhold (f.eks. høy dekning – fjerning, høy dekning – ikke fjerning, lav dekning – fjerning, lav dekning – ikke fjerning, ingen dekning) innenfor et subjektivt utvalgt sett av lokaliteter.</p>
--	---

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Rød skogfrue er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav og enten klumpet eller spredt forekomst. Innen flere, særlig større lokaliteter kan arten opptre både med flere skudd samlet i avgrensede delpopulasjoner og med enkeltskudd mer spredt. En del lokaliteter er små og har bare et fåtall skudd.</p> <p>For optimalovervåkingen avgrenses ikke overvåkingslokalitet som enhet for tiltak og datainn-samling (se over), men det tas utgangspunkt i merkede individer.</p>	<p>Som optimal.</p> <p>En praktisk tilnærming er å benytte de økologiske funksjonsområdene.</p> <p>Overvåkingen tar også her utgangspunkt i merkede individer, men knyttet til <i>noen</i> lokaliteter/økologiske funksjonsområder.</p>

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Rød skogfrue har relativt mange kjente og godt dokumenterte forekomster og et relativt lite mørketall.</p> <p>Skudd i samtlige populasjoner merkes og kartlegges med hensyn til naboskapsforhold.</p> <p>Behandlinger trekkes tilfeldig blant individer med ulike naboskapsforhold for å sikre at alle naboskapstyper er godt og jevnest mulig representert i utvalget.</p> <p>Det må også sikres grunneiertillatelser og tillatelser fra forvaltnings-myndigheter i naturreservater.</p>	<p>Minimumsovervåkingen knyttes til de lokalitetene som har pågående basisovervåking. Disse er subjektivt valgt for å dekke opp geografisk variasjon, men dekker både små og store populasjoner, og lange tidsserier gjør datasettet verdifullt å følge opp. Utvalget dekker også variasjon i naturtyper bra. Utvalget bør suppleres med noen flere små populasjoner.</p> <p>Skudd i utvalgte populasjoner merkes og kartlegges med hensyn til naboskapsforhold. Behandlinger trekkes tilfeldig blant individer med ulike naboskapsforhold for å sikre at alle naboskapstyper er godt og jevnest mulig representert i utvalget.</p> <p>Det må også sikres grunneiertillatelser og tillatelser fra forvaltnings-myndigheter i naturreservater.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
---------	---------

For di vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på populasjoner av r�d skogfrue trengs gjentak.	Som for optimal
Gjentak må sikres for hver forhåndsdefinerte nabo­skapskategori og tiltak (rydding vs. kontroll)	Som for optimal
Som minimum bør 200 skudd inngå i overvåkingen.	Redusere antall individer til færre lokaliteter.

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltaket har som formål å øke lokal populasjonsstørrelse	Telle antall permanent merkede skudd etter når­mere angitt metode og registrere nye skudd i n�r­heten av merkede.	Som for optimal
Populasjonsstruktur	Viktig indikator for populasjonens tilstand og levedyktighet. Tiltaket har som formål å øke overlevelse og rekruttering*.	Permanent merking av skudd. Registrering av - størrelse - livsstadium - antall blomster - modne frøkapsler	Permanent merking av skudd. Registrering av - livsstadium - antall blomster
Habitat­kvalitet	Tiltaket har som formål å fjerne busker og einstape. Tiltaket kan øke overlevelse og rekruttering ved å forbedre habitatet.	Vegetasjonsdekning registrert i prøveruter knyttet til enkeltindivider - bunnsjikt - feltsjikt - busksjikt - tresjikt - vedplanter i feltsjikt - dekning bar jord - dekning einstape	Som for optimal

*rekruttering er utfordrende å registrere for r d skogfrue, da små, vegetative individer er vanskelig å skille fra steril rødflangre. Rekruttering kan skje klonalt/vegetativt, og gjennom fr spling, men det siste tror vi skjer veldig sjelden. Nye skudd registreres der de forekommer. Det er også relevant å registrere fruktsetting. Livsstadium bør inneholde: fertil, vegetativ, dvale, dessuten om skuddet er beitet. Dersom fruktsetting skal inngå, kreves et tilleggsbes k på lokalitetene på ettersommeren – dette er kostnadsdrivende og kan kuttes. Permanent merking og oppfølging av skudd over flere år er nødvendig da arten kan ha underjordisk dvaletilstand. Dokumentert varighet 4 år, men vanligere med 1-2 år. Endring i habitatkvalitet overvåkes best i permanente prøveruter, som etableres rundt overvåkingsindivider.

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

I basisovervåkingen benyttes ikke prøveruter, men en totalovervåking av alle skudd (som på minst ett tidspunkt i løpet av tidsserien har hatt overjordisk skudd og er merket) med r d skogfrue i overvåkingslokalitetene. Dette har den fordel at alle skudd inngår, men ulempen er at skudd kan overses, noe som særlig gjelder vegetative skudd. Dette fordi disse ligner mye på sterile skudd av rødflangre, som forekommer hyppig på lokalitetene. Det kan også medføre skjevheter i resultatene, siden samme areal ikke nødvendigvis oppsøkes ved hvert gjentak. For eksempel kan i store, uoversiktlige lokaliteter en ny delpopulasjon oppdages i en del av lokaliteten som ikke tidligere er besøkt. Siden man ikke kjenner status for denne delpopulasjonen fra tidligere, vil dette gi falskt inntrykk av økt tilvekst til populasjonen.

Siden r d skogfrue bare forekommer med få enkeltskudd i flere lokaliteter, og både opptrer med spredte enkeltskudd og mer klumpet i større lokaliteter er risiko for at tilfeldig utlegging av prøveruter kun inkluderer få eller ingen skudd av arten stor. Prøveruter bør likevel benyttes for å

registrere habitategenskaper, men bør knyttes til utvalgte overvåkingsindivider. Størrelsen på disse (f.eks. 1 x 1 eller 2 x 2 m) må bestemmes etter at kartlegging av naboskap er gjort.

Potensialet for fjernmåling (LIDAR) bør vurderes for å registrere fortetting av vegetasjon i faste prøveruter.

Individer må permanent merkes med GPS (helst høypresisjon, hvis mulig) og små trepinner e.l. ved etablering av overvåkingen, slik at de kan gjenfinnes. Posisjoner bør tegnes inn på skisser og det er også gunstig å måle avstand mellom individer og til faste punkter for lettere gjenfinning. Individene og rutene må fotograferes etter standard oppsett.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Rød skogfrueskudd	Enhet for overvåking	- størrelse - livsstadium - antall blomster - modne frøcapsler	- livsstadium - antall blomster
Prøveruter	Trengs for å registrere habitategenskaper.	Knyttes til utvalgte overvåkingsindivider. <u>Indikatorer:</u> - dekning bunnsjikt - dekning feltsjikt - dekning busksjikt - tresjikt - dekning einstape - dekning vedplanter i feltsjikt - dekning bar jord	Som optimal

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse	En god del mellomårsvariasjon	Årlig	Årlig	Erfaring fra basisovervåking viser at skuddproduksjon varierer mye mellom år.
Populasjonsstruktur	En god del mellomårsvariasjon	Årlig, 2 ganger årlig hvis reg. av fruktsetting	Årlig	Erfaring fra basisovervåking viser at både blomstring, skudd i dvale og størrelse varierer mye mellom år.
Habitategenskaper	Liten, men kan være stor ved tiltak	Årlig	Årlig	Endrer seg mindre fra år til år, men kan registreres enkelt samtidig med rød skogfrueregistrering.
Tiltaksareal	Liten	Ved oppstart	Ved oppstart	Nødvendig for å avgrense tiltaksarealet

Kostnader

Årlige kostnader totalt for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere og floravoktere, planlegging	<u>Forarbeid: 20 t</u>	Kartarbeid, planlegging, kontakt med grunneiere og floravoktere.
	<u>Feltarbeid</u> Kartlegging av skjøtselsbehov. Oppmerking og registrering av individer, foto. Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 85 t</u>	Merking og registrering av alle individer og kartlegging av skjøtselsbehov (registrering av habitatkvalitet rundt individene) i samtlige lokaliteter.
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data, innlegging av alle data i database og organisering av foto, kartskisser, mm. Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 320 t</u>	Anslår 45 t for registrering, 20 t for skjøtselskartlegging, 20 t for fruktregistrering
			Data gir grunnlag for å estimere en «vekstrate» (λ) som sammenfatter de demografiske parametrene som en funksjon av naboskapsforhold, ev. lokalitet og andre ting, som igjen danner et grunnlag for å evaluere tiltakene. Det må settes av omkring 2 månedesverk totalt til datanalyser når data er på plass (etter 5 år). Dette legges inn i etableringskostnadene
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> <u>1000 kr.</u>	Noe feltutstyr (oppmerking, etc.).
	Totalt	500–600 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 8 t</u>	Etterarbeid forutsetter årlig innlegging og kort rapportering av data, mens dataanalyser er omfattet av etableringskostnader.
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av rød skogfrue og overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 65 t</u>	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data, innlegging av alle data i database og organisering av foto, kartskisser, mm. Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 25 t</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> <u>1000 kr.</u>	Noe feltutstyr (oppmerking, etc.).
	Totalt	150–200 000 kr	
Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter	<u>Forarbeid: 10 t</u>	Forarbeid for færre lokaliteter.

	Avtaler med grunneiere og flora-voktere, planlegging <u>Feltarbeid</u> Kartlegging av skjøtselsbehov. Oppmerking og registrering av individer, foto. Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data, innlegging av alle data i database og organisering av foto, kartskisser, mm. Rapportering av data	<u>Feltarbeid: 50 t</u> <u>Etterarbeid: 160 t</u>	Feltarbeid uten måling av størrelse og ikke ekstra tur for fruktregistrering Det må settes av omkring 1 månedsverk totalt til datanalyser når data er på plass (etter 5 år). Dette legges inn i etableringskostnadene
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader 1000 kr.</u>	Noe feltutstyr (oppmerking, etc.).
	Totalt	250–300 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av rød skogfrue og overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data, innlegging av alle data i database og organisering av foto, kartskisser, mm. Rapportering av data	<u>Forarbeid: 5 t</u> <u>Feltarbeid: 32 t</u> <u>Etterarbeid: 25 t</u>	Etterarbeid forutsetter årlig innlegging og kort rapportering av data, mens dataanalyser er omfattet av etableringskostnader.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader 1000 kr.</u>	Noe feltutstyr (oppmerking, etc.).
	Totalt	90–100 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig totalt og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Totalt		Totalt	
Etableringskostnader	500–600 kkr		250–300 kkr	
Årlige løpende kostnader	150–200 kkr		90–100 kkr	
Totalt etablering + 10 års overvåking	2 000–2500 kkr		1 000–1 500 kkr	

Synergier

Basisovervåkingen gir verdifull kunnskap om egenskaper ved arten, som livslengde og underjordisk dvaletilstand. Dette er grunnleggende kunnskap om arten som krever detaljerte registreringer over tid. Det er fullt mulig å utvide eller koordinere tiltaksovervåking med basisovervåkingen. Det vil øke kvaliteten på basisovervåkingen dersom den utvides med variabler for habitatkvalitet. Data fra basisovervåking vil uansett kunne benyttes som referansedata for tiltaksovervåking. Erfaringene fra basisovervåking er at permanent oppmerking av skudd fungerer. De fleste skudd gjenfinnes, men enkelte steder forsvinner oppmerkingen, derfor er bilder av voksested og kartskisser nødvendig. Det er trolig ulike årsaker til det: beitende dyr, erosjon i bratte, ustabile voksesteder, og kanskje menneskepåvirkning.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget kan benyttes ved overvåking av andre tiltak, for eksempel slitasje, men det antas at antall lokaliteter og arealer der dette er aktuelt er lite. Opplegget er også relevant for andre karplanter, for eksempel flueblom *Ophrys insectifera*.

2.5 Skredmjelt *Oxytropis campestris scotica*

Marianne Evju
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Skredmjelt (**Figur 2.5.1**) er vurdert som sterkt truet (EN) i Rødlista for arter 2015. Arten ble prioritert i 2015 ([Forskrift om skredmjelt \(*Oxytropis campestris* ssp. *scotica*\) som prioritert art - Lovdata](#)). Arten ble fredet i 2001 ([Forskrift om fredning av truede arter - Lovdata](#)), men fredningen ble opphevet da forskriften om skredmjelt som prioritert art trådte i kraft. Skredmjelt er en flerårig plante som formerer seg med frø, ikke vegetativt (Lundberg 2010b, 2012).



Figur 2.5.1. Skredmjelt. Foto: Anne-Cathrine Scheen/Stavanger botaniske hage.

Artens utbredelse

Skredmjelt er bare kjent fra to lokaliteter, i Førrejuvet og ved Austmannshovudet ved Ritland, begge i Hjelmeland i Rogaland. Arten ble først funnet i Norge i Førrejuvet i 1973 (Lye & Lima 1974), mens lokaliteten i Ritland ble oppdaget i 2006 (Miljødirektoratet 2013a). Det er gjort ettersøk etter arten i områdene rundt de eksisterende lokalitetene (Lundberg 2014), men uten å finne flere forekomster.

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
T3-5 og /eller 11 Intermediær eller sterkt kalkrik fjell-lynghei	Leveområde	Liten	Kritisk	-
T16-4 Sterkt kalkrik rasmareng og -hei og/eller T13-9 Sterkt kalkrik grus- og sanddominert rasmareng	Leveområde	Liten	Kritisk	-

Skredmjelt vokser i Førrejuvet i baserik rasmareng i et område med skifrig berggrunn, i en sørvendt skråning i den øvre delen av en stor ur (Miljødirektoratet 2013a). Populasjonen utsettes for ras av og til, som kan ødelegge rosetter, men skredmjelt er samtidig avhengig av åpen, grusholdig grunn, som rasene skaper.

I Ritland vokser skredmjelt i en reinsrosehei som er beitet (Miljødirektoratet 2013a), men populasjonen er svært fåtallig.

Eksisterende overvåking

Skredmjelt overvåkes som oppfølging av handlingsplanen (Miljødirektoratet 2013a, Lundberg 2015b).

I Førrejuvet ble arten først funnet i 1973. Lokaliteten har senere regelmessig blitt oppsøkt og antall individer eller tuer talt. Populasjonen består av seks delpopulasjoner. Antall individer/tuer er registrert i 2009, 2010, 2012, 2014 (Lundberg 2015b) og i 2019 (Scheen & Lundberg 2019), noen år i alle og noen år i et utvalg av delpopulasjonene. Scheen & Lundberg (2019) drøfter ulike metoder for å registrere systematisk innenfor lokaliteten, men både ruteanalyser, transekter og GPS-merking av individer er utfordrende pga. ustabil substrat, vanskelig topografi og dårlige GPS-signaler. De har derfor basert seg på kunnskap om de ulike delpopulasjonene, opparbeidet gjennom flere års besøk, og forsøksvis gjort totaltelling i de ulike delpopulasjonene. I 2019 ble også omkretsen av de største individene målt, og de talte antall sideskudd og blomsterstander i tuen, og juvenile individer ble registrert særskilt.

Antall individer per år er ikke nødvendigvis sammenlignbare, da ulike observatører kan telle individer på ulike måter, og det kan være utfordrende å avgrense tuer fra hverandre i tette delpopulasjoner (Lundberg 2015, Scheen & Lundberg 2019). I 2019 ble det kun observert 20 levende planter (tuer).

Det er analysert ti vegetasjonsruter i Førrejuvet og seks vegetasjonsruter i Ritland, alle med skredmjelt, for å få en oversikt over vegetasjonssamfunnene der arten vokser (Lundberg 2014).

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Klimatiske endringer – påvirkning fra stedegne arter	Rasmareng	Påvirkninger er ikke angitt i Rødlistebasen. Se beskrivelse under.	Usikkert.

Skredmjelt er en pionerart som etablerer seg på åpne, vegetasjonsløse flater med mineraljord etter ras (Lundberg 2014). Naturlig suksesjon fører til tettere vegetasjonsdekning, mindre lys, mer jordsmonnsdannelse og surere jordsmonn, med negative effekter på skredmjelt. Redusert rasaktivitet, som kan være en følge av endringer i klima (færre vekslinger mellom frysing og tining om høsten og våren), vil dermed kunne føre til at skredmjelt på sikt blir utkonkurrert. Lundberg (2014) påpeker også at rekrutteringspotensialet for bjørk har økt betraktelig de siste 50 årene, på grunn av lavere beitetrykk fra sau i dalbunnen, som har gitt tettere skogbestander i

dalbunnen og lisidene. Redusert rasaktivitet kombinert med økt frøspredning og etablering av bjørk kan dermed være en trussel mot Førrejuvet-populasjonene.

På Ritland kan det se ut som om beite er viktig for å holde einer nede, skape små erosjonsflater og bar mineraljord, som kan være viktig for skredmjelt på sikt (Lundberg 2014), og populasjonen er potensielt truet av vegetasjonsfortetning og gjengroing.

Gjennomføring av tiltak

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	1	1	Tilskudd til overvåking og innsamling av frø i 2019, se under.

Oppfølging av skredmjelt er i hovedsak utført over handlingsplanmidler. Det gjennomføres ikke aktive forvaltningstiltak for skredmjelt per 2020 (E. Heegaard, Statsforvalteren i Rogaland, pers medd.). Det ble hentet ut ca. 50 frø til Nasjonal frøbank for norske truede arter i 2019 (Scheen & Lundberg 2019). Liten blomstring begrenset antallet frø som ble samlet inn, og innsamlingen er ikke tilstrekkelig for *ex situ* bevaring av arten, men må følges opp.

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Skjøtsel av vegetasjon	Begge	Dårlig	Det er ingen undersøkelser av effekter av aktive vegetasjonsrydding/-skjøtsel på skredmjeltpopulasjonene.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Per nå er det ikke aktive forvaltningstiltak i de to lokalitetene. Imidlertid bør det gjennomføres overvåking av populasjonene og habitatkvalitet for å fange opp endringer og tilrettelegge for planlegging av tiltak ved behov. Særlige kunnskapsbehov er knyttet til (Lundberg 2014):

- mellomårsvariasjoner i populasjonsstørrelser
- populasjonsutvikling over tid
- blomstringsfrekvens
- vegetasjonsfortetning og ekspansjon av bjørk (Førrejuvet)

Forvaltningen ser behov for kunnskap om (E. Heegaard, Statsforvalteren i Rogaland, pers. medd.):

- Vil vegetasjonsrydding (fjerning av busker og trær) ha en positiv effekt på skredmjelt?
- Hvordan bør rydding gjennomføres (tynning, flatehogst?)
- Hvor bør rydding eventuelt settes inn?
- Vil det ha positiv effekt på skredmjelt å simulere steinsprang, eller kan en forsøke bare å åpne vegetasjonsdekket?
- Bør det settes inn oppformeringstiltak (*ex situ*) allerede nå?

Overvåkingen bør derfor innrettes som en tidlig varsling-overvåking med indikatorer rettet direkte mot potensielle trusler (vegetasjonsstruktur) (case II i **Figur 4** i Evju mfl. 2021a). Dette vil gi et kunnskapsgrunnlag for å vurdere iverksetting av tiltak, og overvåkingen bør i så fall utvides til å målrettes mot effektene av eventuelle tiltak.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om status for skredmjeltpopulasjonene (populasjonsstørrelse, overlevelse og	Kunnskap om status for skredmjeltpopulasjonene (populasjonsstørrelse) og om de

<p>rekruttering) og om de viktigste potensielle truslene mot populasjonene (gjengroing og fortetning av vegetasjon).</p> <p>Formålet med overvåkingen er å gi et kunnskapsgrunnlag for å eventuelt iverksette tiltak ved negativ populasjonsutvikling og økende gjengroing, gjennom å skaffe til veie kunnskap om populasjonsdynamikk (overlevelse, rekruttering) som grunnlag for å vurdere populasjonenes levedyktighet.</p> <p>Tilnærming:</p> <p>Gjennomføre årlige registreringer av individer der en noterer forekomst (overlevelse eller nyetablering), størrelse (vekst) og fertilitet.</p> <p>Registrere habitatkvalitet/vegetasjonsstruktur på et detaljeringsnivå (romlig skala, skala for mengdeangivelse) som er relevant for skredmjelt. Det vil være behov for metodeutprøving for å avgjøre design for datainnsamling i Førrejuvet, knyttet til logistikk, sikkerhet og datakvalitet. Dronefotografering kan testes ut for å gi data på vegetasjonsstruktur (dekning av tre- og busksjikt), men kan også tenkes å være nyttig for å telle blomstrende individer av skredmjelt.</p>	<p>viktigste potensielle truslene mot populasjonene (gjengroing og fortetning av vegetasjon).</p> <p>Formålet med overvåkingen er å gi et kunnskapsgrunnlag for å eventuelt iverksette tiltak ved negativ populasjonsutvikling og økende gjengroing.</p> <p>Gjennomføre årlige tellinger av individer.</p> <p>Registrere habitatkvalitet/vegetasjonsstruktur på et detaljeringsnivå (romlig skala, skala for mengdeangivelse) som er relevant for skredmjelt. Det vil være behov for metodeutprøving for å avgjøre design for datainnsamling i Førrejuvet, knyttet til logistikk, sikkerhet og datakvalitet. Dronefotografering kan testes ut for å gi data på vegetasjonsstruktur (dekning av tre- og busksjikt), men kan også tenkes å være nyttig for å telle blomstrende individer av skredmjelt.</p>
---	---

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Skredmjelt er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav, men forekomstene kan være spredt utover et større område (delpopulasjoner).</p> <p>Overvåkingslokalitetene bør derfor avgrenses som et område med egnet habitat rundt hver delpopulasjon.</p>	<p>Som for optimal.</p>

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Totalkartlegging: begge de to kjente populasjonene, og alle delpopulasjoner i Førrejuvet, inngår.</p>	<p>Som for optimal.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Totalkartlegging: begge de to kjente populasjonene, og alle delpopulasjoner i Førrejuvet, inngår.</p>	<p>Som for optimal.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Kritisk indikator for overvåkingen	Telle antall individer (tuer) etter nærmere angitt protokoll	Som for optimal.
Populasjonsstruktur	Viktig indikator for populasjonens tilstand og levedyktighet.	Fanges opp i demografi-indikatoren	- telle ant. individer i størrelsesklasser, eks. juvenile, store vegetative, fertile
Demografi	Viktig for å vurdere populasjonsdynamikk og hvordan eventuelle påvirkninger virker på ulike livshistoriestadier/ størrelsesklasser	- merking og oppfølging av enkeltindivider - måle størrelse/vekst - blomstring og frøsetting - overlevelse - rekruttering	Utgår
Egenskaper ved habitat	Gjengroing pga. naturlig suksesjon eller redusert beitetrykk kan potensielt true populasjonene.	- vegetasjonshøyde - dekning av tresjikt - dekning av busksjikt (ev. spesifisert for enkeltarter) - dekning av vedplanter i feltsjikt - dekning av mineraljord	Som for optimal.

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Per 2019 benyttes totalkartlegging, i den grad det er mulig i topografisk utfordrende terreng, og utlegging av prøveruter eller transekter anses vanskelig å gjennomføre rent praktisk (Scheen & Lundberg 2019). Det registreres imidlertid ikke systematisk indikatorer for habitatkvalitet.

Vi har her tatt som utgangspunkt at en delpopulasjon og egnet habitat rundt denne utgjør én overvåkingslokalitet. I et optimalt overvåkingsopplegg bør en forsøke å avgrense et areal der en gjennomfører demografiske studier, dvs. der alle individer merkes (fysisk, f.eks. med små pinner, med høypresisjons-GPS og tegnes inn på et feltkart over arealet). Dette kan være en delpopulasjon/overvåkingslokalitet, eller et mindre areal innenfor denne som kan avgrenses i felt. For Ritlandpopulasjonen vil dette være enklere.

Indikatorer for habitatkvalitet bør registreres innenfor det avgrensede arealet, men også for hele overvåkingslokaliteten, dersom disse ikke sammenfaller. Det er viktig å systematisk registrere endringer i disse variablene, som man antar bidrar til negativ populasjonsutvikling for skredmjelt, og datainnsamlingen må gjennomføres på et detaljeringsnivå (romlig skala, skala for mengdeangivelse) som er relevant for skredmjelt. Det vil være behov for metodeutprøving for å avgjøre design for datainnsamling i Førrejuvet, knyttet til logistikk, sikkerhet og datakvalitet. Dronefotografering kan testes ut for å gi data på vegetasjonsstruktur (dekning av tre- og busksjikt), men kan også tenkes å være nyttig for å telle blomstrende individer av skredmjelt (E. Heegaard, pers. medd.). Tabellen for datainnsamling må derfor forstås som tentativ.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Totalkartlegging	Gjennomføres per nå og vil gi sammenlignbare tall for populasjonsstørrelse.	<u>Indikatorer</u> Populasjonsstørrelse	<u>Indikatorer</u> Populasjonsstørrelse Populasjonsstruktur
Totalkartlegging (dronebilder?)		<u>Indikatorer (kun Førrejuvet):</u> Vegetasjonshøyde Dekning tresjikt Dekning busksjikt	

		Dekning vedplanter felt-sjikt Dekning bar mineraljord	
Prøveflater	<p>Bedre tilnærming for å gjøre demografiske studier, og knytte populasjonsdynamikk til habitategenskaper.</p> <p>Størrelsen kan variere, men i Ritland-populasjonen bør 1 m² brukes.</p>	<p><u>Utlegging</u> Sannsynligvis er subjektiv utlegging det som er praktisk gjennomførbart i Førrejuvet.</p> <p>I Ritland: Legg et rutenett over overvåkingslokaliteten og identifiser alle potensielle ruter (skjæringspunkter i rutenettet). Trekk tilfeldig 5 ruter fra hvert av to strata: ruter MED og ruter UTEN skredmjelt. På en slik måte kan en fange opp romlige endringer i populasjonen.</p> <p><u>Indikatorer:</u> Skredmjeltindivider: størrelse, blomstring, frøsetting Vegetasjonshøyde Dekning tresjikt Dekning busksjikt Dekning vedplanter felt-sjikt Dekning bar mineraljord</p>	<p><u>Indikatorer (Ritland):</u> Skredmjeltindivider; størrelse Vegetasjonshøyde Dekning tresjikt Dekning busksjikt Dekning vedplanter felt-sjikt Dekning bar mineraljord</p>

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse	Noe variabilitet innenfor en vekstsesong, sannsynligvis rekruttering i løpet av sommeren.	To ganger årlig (juni, august/september)	Årlig (juni)	Se Scheen & Lundberg (2019)
Populasjonsstruktur	Som over	-	Årlig	
Demografiske variabler	Som over	To ganger årlig	-	Dersom frøsetting skal registreres, er sensommerbesøk påkrevet.
Habitatkvalitet	Liten	Årlig	Årlig	Registreres sammen med skredmjelt

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking

(gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid</u> 1 time	Det er vanskelig å anslå hvor lang tid det vil ta uten å ha oppsøkt lokaliteten og vurdert logistiske hensyn og tetthet/mengde av skredmjelt. Det er også lagt opp til to feltrunder.
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid</u> 60 t	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid</u> 75 timer	Data gir grunnlag for å estimere en «vekstrate» (λ) som sammenfatter de demografiske parameterne som en funksjon av lokalitet m.m.. Det må settes av minst 1 månedsverk totalt til datanalyser når data er på plass (etter 3-4 år).
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 5000 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS 500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	150–200 kkr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid</u> 1 time	Usikre estimater
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid</u> 45 t	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid</u> 20 timer	Usikre estimater
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 3000 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS 500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	100–150 kkr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid</u> 1 time	Det er vanskelig å anslå hvor lang tid det vil ta uten å ha oppsøkt lokaliteten og vurdert logistiske hensyn og tetthet/
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid</u> 15 t	

	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid</u> 5 timer	mengde av skredmjelt.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 2500 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS 500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	20–30 kkr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 15 t <u>Etterarbeid</u> 3 timer	Usikre estimater Usikre estimater
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 2500 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS 500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	30–40 kkr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	150–200 kkr	350–400 kkr	20–30 kkr	50–60 kkr
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr	200–250 kkr	30–40 kkr	60–70 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 000–1 500 kkr	2 000–2500 kkr	300–350 kkr	600–700 kkr

Synergier

Gjennom oppfølging av handlingsplan finnes en slags tidsseriedata på skredmjeltpopulasjonene.

Overføringsverdi

Mindre relevant.

2.6 Svartkurle *Gymnadenia nigra*

Dag-Inge Øien
NTNU Vitenskapsmuseet

Bakgrunnsinformasjon

Svartkurle (**Figur 2.6.1**) er sterkt truet (EN) i henhold til Rødlista for arter 2015, fredet (2001) og en prioritert art (2011; [Forskrift om svartkurle \(*Nigritella nigra*\) som prioritert art - Lovdata](#)).



Figur 2.6.1. Svartkurle. Foto: Dag-Inge Øien/NTNU Vitenskapsmuseet.

Artens utbredelse

Svartkurle har regionalt begrenset utbredelse, men er knyttet til spesielle naturtyper/miljøforhold. Kjerneområdet for arten er sentrale deler av Sør-Norge, kommunene Oppdal, Tynset, Tolga, Os, Røros (Trøndelag og Innlandet). I tillegg er det kjent to utpostlokaliteter, en i Sør-Fron, Innlandet og en i Nordreisa, Troms og Finnmark. Arten er knyttet til lågvokst (ugjødsle) beite- og slåttemark i mellom-, nordboreal og lavalpin sone, og naturlig åpne baserike områder (rikhei, rikmyrkant/fukteng, rasmark) i nordboreal og lavalpin sone.

Det er i dag kjent 107 lokaliteter, der mange av lokalitetene består av flere delpopulasjoner (Moen & Øien 2009, Miljødirektoratet 2013b, Jordal 2019, Artskart 01.12.2020). Antallet forekomster er derfor sannsynligvis flere hundre. Det har blitt funnet flere nye lokaliteter de siste 10 årene, men samtlige ligger innen kjerneområdet i Sør-Norge. 61 av lokalitetene regnes som intakt (arten observert siste 20 år), 30 regnes som utgått, og for 16 av lokalitetene er status usikker/ukjent da det ikke er registrert observasjoner her på over 20 år.

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Semi-naturlig eng (baserik): T32-7,10, 19	Voksested	Middels	Viktig	Bakkesøte
Rik jordvannsmyr (myrkant og åpen fastmatte): V1-15, 16, 18, 19, 28	Voksested	Liten	Viktig	
Kalkrik semi-naturlig myr: V9-3	Voksested	Liten	Viktig	
Kalkrik fjellhei: T22-3	Voksested	Liten	Viktig	
Alpin kalkrik rasmarkhei og -eng: T16-3,4	Voksested	Liten	Middels	

Eksisterende overvåking

Det foregår basisovervåking i og omkring Sølendet naturreservat i Rørros, i Kvikne-fjella i Tynset, på kjente lokaliteter under skoggrensa i Oppdal og på Svanvolla i Sør-Fron (Øien 2015, 2020a, Jordal 2019). I tillegg blir en rekke lokaliteter i Tynset, Tolga, Os og Rørros fulgt opp årlig av frivillige floravoktere. I 2020 er det totalt 34 lokaliteter som følges opp årlig. Av disse er det kun forekomstene på Sølendet og Svanvolla som har vært fulgt i mer enn 10 år (hhv. 41 og 21 år). Overvåkingen i de fleste lokalitetene foregår som telling (og lokalisering med GPS) av blomstrende individer. Kun på Sølendet, Svanvolla og i Kvikne-fjella foregår overvåkingen ved hjelp av faste prøveflater.

Det gjøres skjøtselstiltak (rydding, slått, beite) i mange av lokalitetene som overvåkes, spesielt gjelder dette på Sølendet, på Svanvolla og i lokalitetene i Oppdal, der det er utarbeidet skjøtelsesplaner for flere av dem. Det er kun på Sølendet og Svanvolla det gjøres samtidige undersøkelser i referanseområder (uten tiltak) som gir grunnlag for vurdering av effekter av tiltak. Aktiviteten på Sølendet finansieres av naturforvaltningen (direktorat, statsforvalter, kommune) og NTNU. Aktiviteten i de andre områdene finansieres over post 1472 tilskudd til truede arter og naturtyper

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphør av slått og beite	Semi-naturlig eng i MB og NB	Gjengroing av utmarksarealer er den største trusselen for arten	Rydding av busker og kratt, slått og husdyrbeite
Gjødsling	Semi-naturlig eng i MB og NB	Oppgjødsling av beitemark	Opphør av gjødsling med påfølgende hyppig slått og fjerning av biomasse
Oppdyrking	Semi-naturlig eng, rik jordvannsmyr, kalkrik semi-naturlig myr i MB og NB	Nydyrking, for eksempel til kulturbeite og slåttemark.	-
Nedbygging av arealer	Alle leveområder	Oppdemming av arealer (vasskraftutbygging), vegbygging i utmark, hyttebygging	-
Klimaendring (gjengroing)	Alle leveområder	Klimaendringene fører til en raskere gjengroing av utmarksarealer som ikke lenger er i drift og til gjengroing av tidligere	Rydding av busker og kratt, slått og husdyrbeite

		åpne områder i NB og LA ved at skoggrensen kryper oppover.	
--	--	--	--

Gjennomføring av tiltak

Det er gitt i alt 36 tilskudd til tiltak over post 1472 i perioden 2016–2019, i all hovedsak til «Skjøtsel» og tiltak tilknyttet skjøtsel (34). Kun to tilskudd ble gitt til «Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak», ett i 2016 og ett i 2019.

Det er ulike tiltak som gjennomføres under tiltakstypen «Skjøtsel». I hovedsak er det snakk om inngjerding i forbindelse med beiting og rydding av kratt, i noen tilfeller også slått og oppfølging av skjøtselen i form av tilsyn eller overvåking. I ett tilfelle (2016) er også formidlingstiltak inkludert. Tiltakene er i all hovedsak knyttet til semi-naturlig eng, og de fleste lokalitetene har fått tilskudd i flere år.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel	32	15	Ca-tall. Litt uklart hvor mange lokaliteter som omfatter tiltaket som er omsøkt av Tynset kommune, men vi anslår det til minst tre. Tiltakene omfatter inngjerding ved beite, rydding av kratt og slått, og i noen tilfeller også telling/overvåking og formidling.
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	2	12	11 lokaliteter i Oppdal og en i Sør-Fron (Svanvolla)
Gjerding	1	1	Inngjerding i forbindelse med beiting
Annet	1	9	Revidering av skjøtselsplaner for lokaliteter i Oppdal

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Beite	Semi-naturlig eng	Middels	Effekten vil avhenge av beiter regime <ul style="list-style-type: none"> - type beitedyr - tetthet av beitedyr - varighet av beitesesong - tidspunkt for beite og av næringsforhold i jorda (produksjonsevnen). Det er ikke gjort utførlige studier av effekten av beite på svartkurler i Norge, men erfaringer fra Sverige viser at moderat beitetrykk fra storfe er gunstig (Stenar 1947, Björkbäck & Lundqvist 2005). Storfe har også vært prøvd ved Sølendet med positiv effekt (Moen & Øien 2009). Sau eller hest beiter mer selektivt og kan være negativt, i alle fall hvis det gjøres i blomstringstida. Effekt av geitebeite er ikke kjent.
Slått	Semi-naturlig eng Semi-naturlig myr	God	Effekten vil avhenge av slåtteregime <ul style="list-style-type: none"> - tidspunkt (under eller etter blomstring/frøsetting) - frekvens (intensiv 1-3 år eller ekstensiv 4-10 år mellom slått)

			<ul style="list-style-type: none"> - fjerning av høy eller ikke <p>og av næringsforhold i jorda (produksjonsevnen), samt regional tilhørighet (klima)</p> <p>Resultater fra Sølendet tyder på at slått med få års mellomrom har positiv effekt på blomstring og overlevelse, men trolig ikke på rekruttering (Øien 2020a). I svenske lokaliteter (i MB og SB) anbefales årlig slått, og slått sjeldnere enn 2-3 års mellomrom frarådes (Björkbäck & Lundqvist 2005).</p>
Rydding av kratt	Semi-naturlig eng Semi-naturlig myr	Dårlig	<p>Effekten vil avhenge av rydderegime</p> <ul style="list-style-type: none"> - arter som fjernes - frekvens - tidspunkt - omfang (tetthet av kratt og andel av lokaliteten) - fjerning av biomasse eller ikke <p>Det finnes lite data som spesifikt går på effekten av krattrydding på svartkurle, men erfaringer fra Sølendet og lokaliteter i Oppdal tyder på en umiddelbar økning i blomstring etter rydding. Erfaringer fra Sølendet tyder også på at spredte, låge kratt (einer, små vier-arter, dvergbjørk) har en positiv effekt på blomstring og overlevelse, ved at individer i kanten av kratt opplever mindre konkurranse fra høge urter og gras. Fjerning av kratt kan også frigi næringsstoffer og gi økt tetthet av hurtigvoksende arter, for eksempel storvokste urter og gras.</p>

Oppsummering: Alle tiltak som gjennomføres har som formål å bedre vekstforholdene (overlevelse, blomstring, rekruttering) for svartkurle og derigjennom øke (eller hindre nedgang i) populasjonsstørrelsen. Kunnskapen om effekten av de ulike tiltakene varierer, og kunnskapen er i stor grad knyttet til enkeltlokaliteter. Den kunnskapen som finnes, tyder på at en kombinasjon av krattrydding, regelmessig slått og moderat storfebeite gir best effekt. Også beite eller slått alene er positivt, men kun slått gir trolig mangelfull rekruttering. Effekten av rydding alene er for dårlig undersøkt til å fastslå om den positive effekten er varig. Dessuten kan kraftig rydding trolig være negativt.

Ved overvåking av effekter må tiltakene spesifiseres nøye (eks. type og tetthet av beitedyr, slåtte- og beitetidspunkt, hvilke arealer som ryddes/slås/beites osv.), slik at forskjeller i effekter av f.eks. beite, slått og rydding og kombinasjoner av disse kan vurderes.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er komplisert å lage et optimalt overvåkingsopplegg som gir kunnskap om variasjonsbredden av tiltak som gjennomføres for svartkurle, inkludert ulike tiltakstyper og regimer (f.eks. ulike beitedyr og slåttetidspunkt) for ulike tiltak. Det kompliseres ytterligere av at svartkurle forekommer i ulike naturtyper, med delvis ulike påvirkninger og relevante tiltak, og regioner (mellomboreal til lavalpin vegetasjonssone).

Felles for alle tiltakene er imidlertid at de har som formål å hindre eller reversere gjengroing, slik at de samme overvåkingsindikatorene kan benyttes, både direkte indikatorer (populasjonsstørrelse og -struktur) og indirekte indikatorer (vegetasjonssammensetning og -struktur).

Det tiltaket som antakelig gir best effekt i svartkurlelokaliteter, er slått og etterbeite i semi-naturlig eng (Moen & Øien 2009). Slike tiltak er gjennomført i flere lokaliteter de siste årene, men tiltakene er i liten grad (eller ikke i det hele tatt?) evaluert med systematisk overvåking. Vi har god kunnskap om hvilken effekt slått har, men kunnskapen om effekten av beite og ulike skjøtselsregimer der beite og slått kombineres, er mangelfull. Vi har derfor her fokusert på beite og slått som tiltak, men understreker at opplegget som presenteres, også bør brukes for andre tiltakstyper.

Optimal	Minimum
Formål:	
<p>Kunnskap om slått og beite (storfe eller sau) som forvaltningstiltak for svartkurle.</p> <p>Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse, hindre gjengroing med busker og kratt eller oppslag av høge urter og gras, samt skape åpninger i vegetasjonsdekket og derved øke habitatkvalitet (endret vegetasjonsstruktur, økt lystilgang, redusert strølag, flekker med bar jord), for å øke overlevelse, blomstring og rekruttering av svartkurle lokalt.</p> <p>Tiltaket forutsetter at området er ryddet for kratt eller tilstrekkelig åpent til å være egnet som slåttemark. Slått bør utføres etter frøsetting hos svartkurle, og med 2 års mellomrom. Beiting gjennomføres etter slått, eller etter frøsetting hos svartkurle.</p> <p>Formålet med overvåkingen er derfor å sammenligne effekten av kun beite og slått med etterbeite, samt hvilke beitedyr som brukes (sau eller storfe), på populasjoner av svartkurle.</p> <p>Tiltaket er kun aktuelt i lokaliteter med semi-naturlig eng i mellomboreal og nordboreal sone.</p>	<p>Kunnskap om slått og beite (storfe eller sau) som forvaltningstiltak for svartkurle.</p> <p>Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse, hindre gjengroing med busker og kratt eller oppslag av høge urter og gras, samt skape åpninger i vegetasjonsdekket og derved øke habitatkvalitet (endret vegetasjonsstruktur, økt lystilgang, redusert strølag, flekker med bar jord), for å øke overlevelse, blomstring og rekruttering av svartkurle lokalt.</p> <p>Tiltaket forutsetter at området er ryddet for kratt eller tilstrekkelig åpent til å være egnet som slåttemark. Slått bør utføres etter frøsetting hos svartkurle, og med 2 års mellomrom. Beiting gjennomføres etter slått, eller etter frøsetting hos svartkurle.</p> <p>Formålet med overvåkingen er derfor å sammenligne effekten av kun beite og slått med etterbeite, samt hvilke beitedyr som brukes (sau eller storfe), på populasjoner av svartkurle.</p> <p>Tiltaket er kun aktuelt i lokaliteter med semi-naturlig eng i mellomboreal og nordboreal sone.</p>
Tilnærming:	
<p>Eksperimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med skjøtsel (beite, slått og etterbeite, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Eksperimentet er organisert hierarkisk, med analyseruter nøstet innenfor lokaliteter med svartkurle, som et balansert split plot design der behandlinger allokeres tilfeldig til (del-)lokaliteter, med gjentak av behandlinger og med gjentak av analyseruter innenfor hver lokalitet.</p> <p>Tilfeldig utvalg av lokaliteter og tilfeldig utlegging av analyseruter innenfor lokaliteter.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbasert inferens.</p>	<p>Kvasi-eksperimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med skjøtsel (beite, slått og etterbeite, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Eksperimentet er organisert hierarkisk, med subjektivt utvalgte lokaliteter med svartkurle, som et balansert split plot design der behandlinger allokeres subjektivt eller tilfeldig (avh. av grunneiere) til lokalitetene, med færre gjentak av behandlinger.</p> <p>Enklere innsamling av data fra overvåkingslokalitetene.</p>

Det vil likevel være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og tilgang på beitedyr.

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
Svartkurle er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav og klumpet forekomst. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrensnes som registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten. Egnet habitat vil være ugjødsel baserik semi-naturlig eng og naturlig åpne baserike områder (rikhei, rikmyrkant/fukteng, rasmark) i nordbo-real og lavalpin sone. Dette er ofte små, klart avgrensede arealer (i alle fall under skoggrensa) som er hensiktsmessig for datainnsamling.	Som for optimal

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Svartkurle har mange kjente og godt dokumenterte forekomster og et relativt lite mørketall. Antallet lokaliteter der arten er observert de siste 20 år, anslås til 61, mange av disse består av semi-naturlig eng og flere har flere delforekomster/-bestander.</p> <p>Overvåkingslokalitetene velges mest mulig tilfeldig blant lokaliteter på semi-naturlig eng. Dette forutsetter at alle lokaliteter har tilstrekkelig informasjon om naturtype.</p> <p>Forekomstene som velges, må dessuten være store nok til at man kan bruke deler av forekomsten som referanse (uten tiltak).</p> <p>I tillegg bør lokalitetene som velges, ikke ligge for nær hverandre slik at de potensielt kan fungere som sink-source-populasjoner.</p>	En minimumsovervåking kan gjøres ved at man kun velger blant godt undersøkte lokaliteter med positive grunneiere.

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på populasjoner av svartkurle trengs gjentak.	Som for optimal
Gjentakene må sikres for hver av 3 behandlinger (tiltak og kontroll): slått annet hvert år og beite årlig, kun årlig beite, ingen tiltak	Som for optimal
Som en tommelfingerregel anbefaler vi 10 lokaliteter (gjentak) per tiltak. Med én behandling per lokalitet vil det kreve 30 lokaliteter. Ved å dele hver lokalitet i to deler som allokteres to ulike behandlinger tilfeldig, reduseres behovet til 15 lokaliteter.	Redusere antall lokaliteter (gjentak) til 5. Dette vil gi lavere utslagskraft; effektene av tiltakene må være større for å oppdages. Med én behandling per lokalitet kreves 10 lokaliteter, med to behandlinger per lokalitet kreves 5 lokaliteter.

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltaket har som målsetning å øke lokal populasjonsstørrelse	Telle og stedfeste (med GPS) alle individer	Telle antall blomstrende individer
Populasjonsstruktur	Viktig indikator for populasjonens tilstand og levedyktighet. Tiltaket har som formål å øke rekruttering.	<ul style="list-style-type: none"> • I faste prøveflater: angi om individene er blomstrende eller ikke-blomstrende • Angi størrelse • Angi om blomstrende individer har modne frø kapsler 	Utgår i minimumsovervåking
Areal egnet habitat	Store lokaliteter kan holde større populasjoner. Tiltaket kan øke lokalitetsstørrelse (potensielt habitat)	Avgrense arealet med potensielt voksested	Som for optimal
Habitat-tilstand/-egenskaper	Tiltaket har som formål å forbedre habitatkvalitet gjennom å fjerne biomasse (død og levende), øke lystilgang og redusere strølag. Mindre flekker med bar jord vil være positivt for rekruttering, for mye bar jord indikerer tråkkskader.	<p>I faste prøveflater</p> <ul style="list-style-type: none"> • Høyde feltsjikt • Dekning av tresjikt • Dekning av busksjikt • Dekning bar jord <p>I hele naturtypelokaliteten: dekning tre- og busksjikt</p>	Dekning tre- og busksjikt i hele naturtypelokaliteten

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

I optimalalternativet over foreslås bruk av faste prøveflater. I basisovervåking av svartkurle på Sølendet og i Kviknefjella brukes stort sett ruter på 1 m². Vi foreslår det samme her.

Et sett med faste prøveflater legges ut slik at variasjonen i vegetasjons-/naturtyper innenfor lokaliteten der det skal gjennomføres skjøtselstiltak fanges opp. Antallet ruter vil variere med størrelsen og variasjonen i naturtyper innenfor lokaliteten, men man må regne med minimum 5 flater per behandling per lokalitet.

Rutene plasseres tilfeldig innenfor arealet som på forhånd avgrenser lokaliteten. Man definerer et nullpunkt i lokaliteten (for eksempel lengst sørvest) som utgangspunkt for et koordinatsystem. Rutene legges så ut basert på trekning av par av tilfeldige tall som angir avstand (m) fra nullpunktet i østlig og nordlig retning. Koordinater forkastes dersom de er nærmere avgrensingen av lokaliteten eller behandlingen enn 5 m, og nærmere enn annen rute enn 2 m. De forkastes også dersom store deler av ruta kommer til å omfatte stein/bergvegg/bekkeløp eller andre arealer som ikke er representative for svartkurlas voksested. Som eksempel på slik utlegging se Øien & Davidsen (2019).

I minimumsovervåkingen foreslår vi et mye enklere design for datainnsamling, knyttet kun til arealet av lokaliteten/behandlingen. Dette gir dårligere grunnlag for å trekke slutninger om tiltakets effekt (større effektstørrelser), men det er usikkert hvor store forskjeller det er i effektstørrelser mellom optimal- og minimumsovervåking.

Prøveflater (og nullpunkt) må permanentmerkes med GPS (helst høypresisjon) og metallrør e.l. ved etablering av overvåkingen, slik at de kan gjenfinnes, gjerne også angitt med avstand og retning til faste punkter i terrenget. Vi anbefaler også at rutene legges med sidekanter i N-S-/Ø-V-retning slik at de lettere kan gjenfinnes om noen av merkene forsvinner.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Trengs for å fange opp ikke-blomstrende individer og registrere habitategenskaper	<u>Utlegging:</u> Legges ut tilfeldig ved hjelp av en todimensjonal koordinat fra et angitt nullpunkt (se beskrivelse over). Legg inn begrensinger på nærhet til kanten av lokaliteten og til andre prøveflater. <u>Indikatorer:</u> I tillegg til populasjonsstruktur hos svartkurle registreres: • Dekning tre-, busk-, felt- og bunnsjikt • Dekning alle karplantearter • Dekning bar jord	Utgår i minimumsovervåking
Totalkartlegging	Velegnet for å få et inntrykk av populasjonsstørrelsen	Hele lokaliteten (naturtypelokalitetens utstrekning) <u>Indikator:</u> Populasjonsstørrelse (antall individ)	Som optimal <u>Indikator:</u> <u>Populasjonsstørrelse</u> (antall blomstrende individ)
Fjernmåling	Habitatets tilstand (gjengroing)	Hele lokaliteten (naturtypelokalitetens utstrekning)	Som optimal

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse i prøveflater	Liten/stor	Årlig	Årlig	Det kan ta mange år fra nye individer spirer fra frø til de er synlige og blomstrer (Moen & Øien 2003). Årlige registreringer må derfor gjøres før tiltak igangsettes og årlig i mange år etterpå, minst 10 år. Den totale populasjonsstørrelsen (optimal overvåking) varierer lite mellom år, mens antallet blomstrende individer (minimumsovervåking) varierer stort mellom år
Populasjonsstruktur	Stor	Årlig	Årlig	Stor variasjon i andelen blomstrende individer og frøsetting mellom år
Populasjonsstørrelse i naturtype-lokaliteter	Liten/stor	Årlig	Årlig	Som øverst
Habitattilstand/-egenskaper	Middels	Hvert 5. år	Hvert 5. år	Optimalalternativet knyttes både til faste prøveflater og fjernmåling, minimumsalternativet gjøres med fjernmåling som knyttes til omløpsfotografering
Fjernmåling	Middels	Hvert 5. år	Hvert 10. år	Knyttes til omløpsfotografering

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 5 timer</u>	Utvalg og avtaler samlet
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 39 timer</u> 3 6 30	Estimert for 10 prøvflater per lokalitet
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 10 timer</u> 5 5	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 2500	Utgifter til oppmåling og merking vil neppe overstige kr 1000. Dersom man trenger å kjøpe inn høypresisjons GPS-utstyr vil dette fort koste > kr 20 000, i tillegg kommer abonnement på posisjonstjenester. Men fordelt på 15 lokaliteter vil kostnaden trolig være under kr 1500 per lokalitet.
	Totalt	70–80 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 5 timer</u> 5	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 30 timer</u> 30	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 10 timer</u> 5 5	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	100 200	Noe fornying av merking kan trengs, samt abonnement på posisjonstjenester
	Totalt	70–80 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 5 timer</u> 5	Utvalg og avtaler samlet
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	<u>Feltarbeid: 8 timer</u> 3 - 5	Estimert for 10 prøvflater per lokalitet

	Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 6 timer</u> 3 3	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 0 0	
	Totalt	20–30 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 5 timer</u> 5 <u>Feltarbeid: 5 timer</u> 5 <u>Etterarbeid: 6 timer</u> 3 3	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	0 0	
	Totalt	20–30 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	70–80 kkr	2 000–2 500 kkr	20–30 kkr	350–400 kkr
Årlige løpende kostnader	70–80 kkr	2 000–2 500 kkr	20–30 kkr	350–400 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	700–800 kkr	20 000–25 000 kkr	250–300 kkr	4 000–4500 kkr

Synergier

Det er mulige synergier med hensyn på overvåkingsopplegg med skjøtselsaktiviteten i Sølendet naturreservat i Røros (Øien 2020a) og noen lokaliteter i Oppdal (Jordal 2019), samt basisovervåking av svartkurle i Kviknefjella, Tynset (Øien 2015).

Overføringsverdi

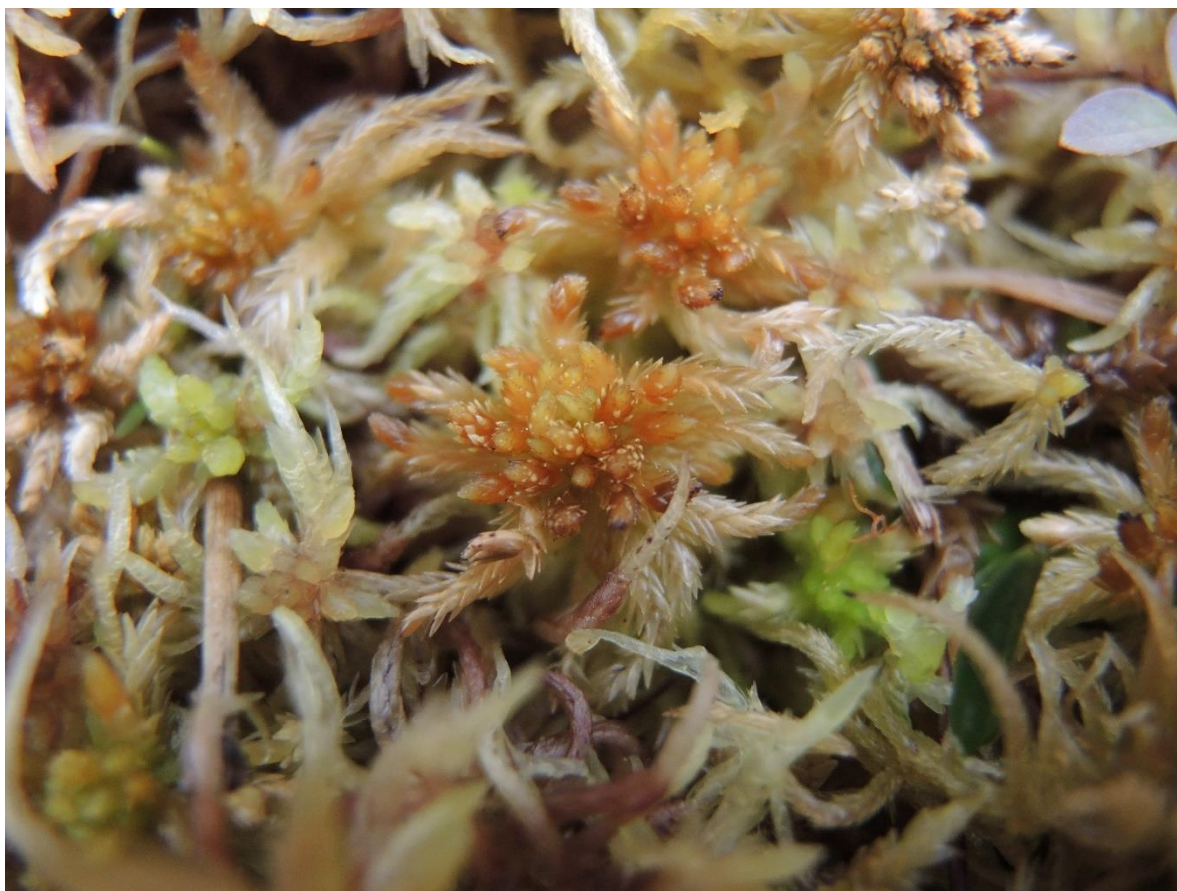
Overvåkingsopplegget, både design, utvalg og indikatorer, er overførbart til andre tiltak for arten i andre regioner og naturtyper. Design for datainnsamling er overførbart til andre langlevde, habitatspesifikke karplantearter der lokaliteten kan avgrenses som egnet habitat (for eksempel andre orkideer).

2.7 Trøndertorvmose *Sphagnum troendelagicum*

Kristian Hassel
NTNU Vitenskapsmuseet

Bakgrunnsinformasjon

Trøndertorvmose (**Figur 2.7.1**) er en av få endemiske planter i Norge. Trøndertorvmose er vurdert som sterkt truet (EN) på Norsk Rødliste for arter (Hassel mfl. 2015). På den europeiske rødlista for moser er trøndertorvmose også vurdert som sterkt truet EN (Hallingbäck mfl. 2019). I tillegg er trøndertorvmose en prioritert art (Klima- og miljødepartementet 2015a; [Forskrift om trøndertorvmose \(*Sphagnum troendelagicum*\) som prioritert art - Lovdata](#)).



Figur 2.7.1. Trøndertorvmose. Foto: Kristian Hassel/NTNU Vitenskapsmuseet.

Artens utbredelse

Arten har regionalt begrenset utbredelse, men knyttet til spesielle naturtyper/miljøforhold, trøndertorvmose er i verden kun kjent fra kommunene Steinkjer, Snåsa, Grong, Høylandet, Overhalla og Namsos (inkludert gamle Namdalseid og Fosnes kommuner) i Trøndelag. Det er 20 kjente populasjoner/lokaliteter (Hassel mfl. 2020).

Viktige naturtyper for arten

Trøndertorvmose vokser på åpen jordvassmyr (V1) og den kan finnes i alle de tre naturtypene nevnt i tabellen på den samme myra/myrkomplekset.

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Svært og temmelig kalkfattig mykmatte til øvre fastmatte (V1-1, 2, 3)	Voksested	Liten	Viktig	-
Litt kalkfattig og svakt intermediær mykmatte til øvre fastmatte (V1-6, 7, 8)	Voksested	Liten	Kritisk	-
Svært og temmelig kalkfattig mykmatte, nedre fastmatte og øvre fastmatte i myrkant (V1-21, 22)	Voksested	Liten	Viktig	-

Eksisterende overvåking

I forskrift om trøndertorvmose *Sphagnum troendelagicum* som prioritert art (Klima- og miljøverndepartementet 2015a) ble det listet opp flere forutsetninger som må på plass før en kan utarbeide handlingsplan for forvaltning, skjøtsel og andre typer tiltak som trengs for å ta vare på arten. I perioden 2016 til 2020 har Statsforvalteren i Nord-Trøndelag/Trøndelag i samarbeid med NTNU Vitenskapsmuseet arbeidet for å fremskaffe kunnskap om trøndertorvmose slik at handlingsplan for forvaltning, skjøtsel og andre tiltak kan utarbeides. Det har vært fokus på 1) detaljert kartlegging av kjente lokaliteter, 2) søk etter nye lokaliteter/forekomster (intensive og ekstensive undersøkelser), 3) måling av vekst, basert på overvåking i fastruter (utlegging analyse/reanalyse), 4) fertilitetsobservasjoner og 5) økt kunnskap om artens økologi basert på habitatstudier. Resultatene fra dette arbeidet er oppsummert i Hassel mfl. (2020). I tillegg ble det i 2020 tatt prøver fra ti kjente populasjoner for å undersøke genetisk variasjon innen arten, dette er pågående arbeid.

Viktige påvirkninger

Arten har en hybrid opprinnelse og er en såkalt allopolyploid art (Såstad mfl. 2001). Den er så langt ikke funnet med sporehus, men det antas at den sprer seg vegetativt gjennom skuddfragmenter over kortere distanser. Arten virker å være noe konkurransesvak. Feltefaring fra Namdalen tilsier at et stort antall myrområder er blitt grøftet de siste 100 år for skogreising, oppdyrking, torvtekt og annen arealutnyttelse. Dette kan ha ført til reduksjon i artens forekomstareal og egnede voksesteder. Grøfting til skogreising og nydyrking er ikke relevante påvirkningsfaktorer lenger, men utbygging av infrastruktur, hytter og lignende truer arten. Begrenset utbredelsesareal og liten evne til spredning og dermed nyetablering gjør at ytterligere drenering og/eller nedbygging av myr er den største trusselen mot arten. Effekter av endret klima i framtiden kan også være en trussel, fordi arten er lite tørketolerant og antakelig konkurransesvak sammenlignet med andre torvmosearter. Delpopulasjonen i Snåsa har gått tilbake fra 2009 til 2016, uten at årsaken til dette er kjent.

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Grøfting av myr for skogreising og nydyrking	Alle leveområder	Grøfting av myr for nydyrking og skogreising er først og fremst en historisk aktivitet.	-
Drenering av myr i forbindelse med hyttebygging, veibygging, etc	Alle leveområder	Pågående	-Tetting av dreneringsgrøfter
Klimaendringer	Alle leveområder	Kunnskap om effekt av klimaendringer på trøndertorvmose er mangelfull	-

Gjennomføring av tiltak

Det er gitt tilskudd til ett tiltak over post 82 i perioden 2016-2019, dette tiltaket var å lage og distribuere informasjonsmateriell om trøndertorvmose til kommunene i utbredelsesområdet

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Informasjon	1	-	

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Informasjon	Alle leveområder	Dårlig	Vi kjenner ikke til effekten av økt informasjon om trøndertorvmose. Men den er trolig svakt positiv.

Det har kun vært gjennomført ett tiltak og effekten av dette har ikke vært målt. Økt informasjon og oppmerksomhet rundt arten vil trolig ha en positiv effekt.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er så langt ikke satt i gang andre tiltak enn produksjon av informasjonsmaterieell og dette tiltaket egner seg ikke for overvåking.

Ett aktuelt tiltak å sette i gang er overvåking av populasjoner. Dette vil kunne øke kunnskap om hvilke faktorer som påvirker og fører til fluktasjoner i populasjonene. Overvåkingen bør innrettes som en tidlig varsling-overvåking med indikatorer rettet direkte mot potensielle trusler (vegetasjonsstruktur). Dette vil gi et kunnskapsgrunnlag for å vurdere iverksetting av tiltak, og overvåkingen bør i så fall utvides til å målrettes mot effektene av eventuelle tiltak.

Tetting av eksisterende grøfter er aktuelt på en lokalitet.

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p>Etablere overvåking på et utvalg av lokalitetene for å få kunnskap om populasjonsdynamikk over tid og relatere dette til lokale faktorer som påvirker vekst, etablering og utdøing.</p> <p>Dette vil gjøre det mulig å sette inn mer spesifikke tiltak for å bedre populasjoners vekst frem i tid. På grunn av svært begrenset utbredelse av trøndertorvmose og antatt dårlig spredningsevne er det viktig å få kunnskap om forholdet mellom utdøing og etablering på ulike skalaer.</p> <p>Vi antar at vi ikke kjenner alle lokalitetene for arten. For å få et bedre estimat på faktisk antall lokaliteter ville en kartlegging av potensielt habitat i utbredelsesområdet og tilgrensende områder være nyttig.</p>	<p>Etablere overvåking på et utvalg av lokalitetene for å fastslå om populasjonene vokser eller går ned i størrelse.</p> <p>Dette vil gjøre det mulig å sette i gang nye undersøkelser for å finne årsaken til endringene. På grunn av svært begrenset utbredelse av trøndertorvmose og antatt dårlig spredningsevne er det viktig å få kunnskap om forholdet mellom utdøing og etablering på ulike skalaer.</p> <p>Vi antar at vi ikke kjenner alle lokalitetene for arten. For å få et bedre estimat på faktisk antall lokaliteter ville en kartlegging av potensielt habitat i utbredelsesområdet og tilgrensende områder være nyttig, men dette nedskaleres noe ift. optimalovervåking.</p>
<p>Tilnærming:</p> <p>Etablering av fastruter 1 x 1 m for detaljert overvåking av rekruttering og utdøing på lokal skala (patch-nivå). Det etableres 5 ruter per lokalitet, rutene legges ut tilfeldig blant eksisterende patcher. Utdøing og etablering registreres på smårute nivå innen 1 x 1 m rutene. Samle lokale klimadata med klimaloggere (temperatur og relativ luftfuktighet) og vannstandsloggere.</p>	<p>Etablering av 5 fastruter på 1 x 1 m for detaljert overvåking av rekruttering og utdøing på lokal skala (patch-nivå).</p> <p>Detaljert kartlegging av forekomsten og størrelse av forekomster (patcher) av trøndertorvmoser for å se på etablering og utdøing på en større skala (populasjon/lokalitets-nivå).</p>

<p>Detaljkartlegging av forekomsten og størrelse av forekomster (patcher) av trøndertorvmoser for å se på etablering og utdøing på en større skala (populasjon/lokalitets-nivå).</p> <p>For kunne behandle data statistisk og trekke robuste konklusjoner bør overvåking etableres på 10 lokaliteter/populasjoner. Lokalitetene velges slik at de dekker opp viktig miljømessig variasjon (nedbør, torvdybde etc.) mellom lokaliteter.</p> <p>For å få et estimat på faktisk antall lokaliteter må en kartlegge potensielle lokaliteter ved flybildeanalyser og enkel modellering basert på kjente lokaliteter. Deretter må et utvalg lokaliteter som er klassifisert som potensielle besøkes og undersøkes for å se om trøndertorvmose er til stede.</p>	<p>Etablere overvåking på 5 lokaliteter/populasjoner og beskrive hva man observerer.</p> <p>For å estimere faktisk antall lokaliteter plukkes potensielle lokaliteter ut på kart basert på tidligere feltefaring. Et antall av disse besøkes og funnfrekvensen brukes til å estimere antall lokaliteter.</p>
---	--

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Trøndertorvmose er en stasjonær art med spesifikke habitatkrav og klumpet forekomst. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrensnes som registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten. Det som er fattig til intermedier åpen jordvassmyr kan ofte avgrensnes mot andre arealtyper. Dermed kan overvåkingslokaliteten avgrensnes som trøndertorvmosens potensielle voksested rundt patcher/individer. Dette er arealer av varierende størrelse hvor datainnsamling vil foregå.</p>	<p>Som for optimal.</p>

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Trøndertorvmose har få kjente lokaliteter (20), men disse er godt dokumentert. Mørkektallene vurderes å være relativt lave, basert på en ekspertvurdering av rødlistekomiteen er de satt til mellom 1,5 og 5.</p> <p>Totalovervåking ved tilfeldig utvalg av 10 lokaliteter. På grunn av få forekomster vil det være vanskelig å trekke generelle slutninger uavhengig av utvalgsmetodikk.</p> <p>Siden vi har god kunnskap om de kjente lokalitetene kan lokalitetene velges for å dekke opp miljømessig variasjon (nedbør, torvdybde etc.) mellom lokaliteter.</p>	<p>Overvåking ved selektivt utvalg av 5 lokaliteter. Velger ut viktige populasjoner og populasjoner som representerer noe av miljøvariasjonen.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Vi anbefaler 10 lokaliteter for å kunne trekke statistisk holdbare slutninger om de ulike miljøfaktorenes påvirkning på trøndertorvmose	Etablere overvåking på 5 lokaliteter/populasjoner og beskrive hva man observerer.

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltaket vil gjøre at vi får kunnskap om hvorfor populasjoner fluktuerer	Telle og fotografere antall rameter/skudd i fastruter. Telle antall og størrelse på kloner/patcher for hver populasjon	Telle og fotografere antall rameter/skudd i fastruter.
Populasjonsstruktur	Tiltaket vil gjøre at vi får kunnskap om etablering og utdøying på lokalitetsnivå	Måle og stedfeste kloner/patcher for hver populasjon	Som optimal.
Vegetasjonsstruktur	Det er viktig å avdekke endringer i vegetasjonen som indirekte (kovariabler) vil påvirke trøndertorvmose	Registrere tilstedeværelse av andre arter. Måle vegetasjonshøyde. Registrere dekning av dominante arter i busksjikt, feltsjikt og bunnsjikt	Som optimal
Forekomst av egnet habitat	Kartlegging og testing av hva som er egnet habitat vil bedre populasjonsestimatene	Ta utgangspunkt i flyfoto og terrengmodeller for finne potensielle voksesteder for trøndertorvmose. Deretter besøkes et utvalg (25) av de potensielle for å finne hvor mange lokaliteter som har arten og en kan estimere den faktiske populasjonsstørrelsen i det undersøkte området.	Som optimal, men kun 10 lokaliteter besøkes.

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Overvåking av trøndertorvmose bør etableres med bruk av prøveflater på 1 x 1m. For å sikre at trøndertorvmose fanges opp bør antall kloner/patcher per lokalitet først kartlegges før en trekker tilfeldig blant disse hvilke kloner/patcher som skal inngå i overvåkingen. Rutene markeres med rør og bambuspinner slik at de kan re-lokaliseres ved gjenanalyse. Innen hver prøveflate registreres arter og prosent dekning av dominante arter, i tillegg fotograferes og telles antall skudd/rameter av trøndertorvmose innen hver smårute. Totalt etableres fem prøveflater per lokalitet. For å få et bilde på populasjonsstrukturen og den totale populasjonsstørrelsen på lokaliteten måles og stedfestes alle kloner/patcher for hver enkelt populasjon.

Vi anbefaler at en ved etablering av minimumsovervåking også benytter design for datainnsamling som i optimalovervåking av trøndertorvmose. Dette sikrer at endringer i overvåkingsindikatorer kan fanges opp på en måte som gir grunnlag for å trekke slutninger med god statistisk sikkerhet om effekter på populasjonsutvikling på den enkelte lokalitet. Dette vil gi bedre grunnlag for å sette inn treffsikre tiltak i fremtiden.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Mindre tidkrevende enn totalkartlegging,	Utlegging etter tilfeldighetsmekanisme (se over). Rent tilfeldig	Som optimal

	og gir et godt bilde på finskala dynamikk	utlegging fanger ikke opp trøndertorvmose. Etablerer 5 prøveflater per lokalitet. Indikatorer: Antall rameter/individer trøndertorvmose Andre arter tilstede Vegetasjonshøyde Dekning dominante arter busksjikt Dekning dominante arter feltsjikt Dekning dominante arter bunnsjikt	
Kloner/patcher	Gir et god estimat på populasjonsstørrelse og struktur	Telle, måle og stedfeste kloner/patcher på hver lokalitet	Telle antall kloner/patcher
Flyfoto/modellering	Estimere populasjonsstørrelsen	Kontroll/undersøkelse av 25 potensielle lokaliteter for trøndertorvmose.	Kontroll/undersøkelse av 10 potensielle lokaliteter for trøndertorvmose.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse	Stor til middels	Årlig	Hvert 3. år	Det viktigste er å telle og fotografere antall rameter/skudd i fast-ruter. Da denne indikatoren har større variabilitet i tid enn antall og størrelse på kloner/patcher per populasjon
Populasjonsstruktur	Middels til lav	Hvert 3. år	Hvert 5. år	
Vegetasjonsstruktur	Middels til lav	Hvert 3. år	Hvert 5. år	
Forekomst av egnet habitat	Liten	Hvert 5. år	Hvert 10. år	Kan si noe om etableringsevne på en større skala

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid:</u> 1 t	Det er noe usikkerhet rundt dette estimatet, men det er tidkrevende
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet	<u>Feltarbeid:</u> 60 t	

	Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid:</u> 75 t	med vegetasjonsanalyser og merking og innmåling av permanente prøveflater Det må settes av minst 1 månedsverk totalt til datanalyser når alle data er på plass (etter 3-4 år).
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 10 000 kr?	Innkjøp av dataloggere for miljøvariabler. Leie GPS. Merkeutstyr
	Totalt	150–200 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid:</u> 1 t <u>Feltarbeid:</u> 40 t <u>Etterarbeid:</u> 40 t	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 3 000 kr	
	Totalt	100–150 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid:</u> 1 t <u>Feltarbeid:</u> 60 t <u>Etterarbeid:</u> 75 t	Slik dette er tenkt vil kostnaden per lokalitet bli den samme, men færre lokaliteter vil bli inkludert og undersøkelserne vil foregå med lavere frekvens. Det må settes av minst 1 månedsverk totalt til datanalyser når alle data er på plass (etter 3-4 år).
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 10 000 kr?	Innkjøp av dataloggere for miljøvariabler. Leie GPS. Merkeutstyr
	Totalt	150–200 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid:</u> 1 t <u>Feltarbeid:</u> 40 t <u>Etterarbeid:</u> 40 t	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 3 000 kr	
	Totalt	100–150 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	150–200 kkr	1 500–2 000 kkr	150–200 kkr	900–1 000 kkr
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr	1 000–1 500 kkr	100–150 kkr	600–700 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 000–1 500 kkr	10 000–15 000 kkr	1 000–1 500 kkr	3 000–3 500 kkr

Synergier

Det er de siste årene gjort kartlegging og etablert et lite antall fastruter for vekstmålinger (jf. Hassel mfl. 2020), slik at vi har erfaring med arten og arbeid i dens leveområde.

Overføringsverdi

Lite overføringsverdi. Trøndertorvmose er eneste mose inkludert, og det er ikke inkludert andre prioriterte arter knyttet til habitatet trøndertorvmose bruker.

2.8 Elvesandjeger *Cicindela maritima*

Oddvar Hanssen & Marianne Evju
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Elvesandjeger (**Figur 2.8.1**) er sterkt truet EN i henhold til Rødlista for arter 2015. Arten er prioritert siden 2011 ([Forskrift om elvesandjeger \(*Cicindela maritima*\) som prioritert art - Lovdata](#)).



Figur 2.8.1. Elvesandjeger. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Artens utbredelse

I Norge forekommer arten utelukkende ved fem større vassdrag: Tanavassdraget (Tana, Karasjohka og Anarjohka), Altaelva (nedre del), Gaula i Trøndelag (ett område), Gudbrandsdalslågen inkl. Ottavassdraget (to områder), Glomma inkl. sideelva Folla (to områder). Den er utgått fra Verdalselva, Surna og Drammenselva, samt delområder i Gaula, Gudbrandsdalslågen og Glomma.

Vi har i dag svært god oversikt over elvesandjegerens forekomst i Norge (se Artskart.no), selv om man ennå kan finne nye enkeltlokaliteter i nærheten av de kjente, særlig i Tanavassdraget, men trolig også ved Glomma (Våler-Kongsvinger) og kanskje ved Vågåvatnet. Etter mye søk rundt omkring i gamle og nye vassdrag er arten i dag ikke påvist i flere vassdrag enn hva som var kjent før 2. verdenskrig, men med langt bedre oversikt innen vassdragene i dag. Arten er i løpet av 2009–2020 påvist ved til sammen 84 lokaliteter, hvor den for tiden antas å ha bestander ved 65 (Hanssen in prep.).

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
T-18 Åpen flomfastmark, siltholdig grunn	Leveområde. Silt: larver og voksne. Silt og sand: voksne.	Liten	Kritisk	<i>Bembidion argenteolum</i> , <i>B. litorale</i> , <i>B. semipunctatum</i> , <i>Arctosa cinerea</i> , <i>Salix triandra</i> , <i>S. daphnoides</i>

På åpen flomfastmark vokser ofte mandelpil (*Salix triandra* NT) og påskepil (*S. daphnoides* VU). Av invertebrater forekommer ofte løpebillene *Bembidion argenteolum* (VU), *B. litorale* (EN) og *B. semipunctatum* (NT), samt stor elvebreddekkopp (*Arctosa cinerea* EN) (Andersen & Hanssen 1993, 1994, 2005, Hanssen & Åström 2017, Hanssen in prep., Lindroth 1945-49, 1985, Ødegaard mfl. 2014, Öberg 2013, Åström & Hanssen 2018, 2019). Naturtypen åpen flomfastmark er nær truet (NT) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Eksisterende overvåking

Etter 2009 har det i regi av Fylkesmannen vært foretatt søk, registreringer og tellinger i alle vassdrag med kjent bestand, samt i noen nye vassdrag (bl.a. i Etnavassdraget og flere vassdrag i Finnmark). Kartlegging fra handlingsplanperioden 2009–2013 er beskrevet i Ødegaard mfl. (2014). Tilsvarende kartlegging fra perioden 2015–2020 er i ferd med å bli rapportert (Hanssen in prep.).

I Gaula har det fra år 2009 foregått overvåking, ved at de eksisterende lokalitetene har vært telt flere ganger hver sesong, samt at utgåtte og potensielle lokaliteter har vært fulgt med. Fra de øvrige vassdragene har målet vært kartlegging og søk etter nye lokaliteter, med varierende antall besøk.

Erfaring fra de senere år tilsier at det er telling av larvehull som er den beste metoden for å påvise og kvantifisere arten. Larvene lever hovedsakelig i silt-finsand på høyereliggende og mer beskyttede flater/banker, hvor de lager 15–20 cm dype og loddrette sjakter, og sitter i åpningen og venter på forbipasserende byttedyr. De overvintrer etter alt å dømme i bunnen av sjakta, og oppholder seg også der under flom. Det mistenkes at larver kan forlate sine hull og vandre til et nytt sted for å grave seg et nytt hull, men sammenligning av tellinger tyder på at et stort antall ikke flytter mye på seg. Antall og stadier endrer seg imidlertid over tid og hull «forsvinner» i perioder, mest trolig i forbindelse med diapause og hudskifte. Dynamikken med flom som graver og flytter på artens substrat, både ødelegger og skaper nye levesteder for larvene. I de mer stabile miljøene kan arten opprettholde bestander på de samme flatene over mange år, dersom ikke suksesser med ulik vegetasjon overtar, jf. lupiner ved Gaula.

Registreringsmetode de senere år er som følger: Larvehull registreres hvor de er (**Figur 2.8.2**), med GPS (tar ny posisjon etter 2–5 m avhengig av antall og tetthet), hvor man kan sammenligne på flyfotos hvordan antall og arealbruk endrer seg over tid. Dvs. at alle egnete arealer med silt og finsand på en lokalitet går over, fortrinnsvis uten å trække på selve hullene (sko med lite mønster på sålen anbefales). Til GPS-punktene noteres antall og stadium (3 ulike), slik at de ulike generasjonene kan følges. Det krever minst 3 tellinger samme sesong for å følge de ulike larvestadiene sånn noenlunde. Det er ikke funnet noen optimale telletidspunkter som kan gjelde for alle norske vassdrag eller fra år til år innen samme vassdrag, bortsett fra at de høyeste antall larver normalt oppnås i august måned. Variasjon i flomtidspunkt og artens fenologi, samt kartleggingsvær, synes å påvirke resultatet. For eksempel er det ugunstig å telle larvehull i regnvær eller innen noen timer etter kraftig nedbør, da de tettes igjen og ikke blir vedlikeholdt før det begynner å tørke opp i sanden. Det er også viktig å bare telle hull som er helt runde og vedlikeholdte. Hull med aktive larver har nesten konstant en liten grad (fasett) rundt kanten, som larven lager ved å rotere med kjevene i skrå positur. Asymmetriske hull uten grad tyder på at larven enten er død, er i hudskifte eller har forlatt hullet.



Figur 2.8.2. Larvehull fra elvesandjeger. Foto: Oddvar Hanssen.

Første telling kan godt foretas før vårflo, men erfaringsvis kan antall hull være lavt på denne tiden. Overvintrende voksne biller svermer nå og legger egg, samtidig som overvintrende 2.stadiumslarver gradvis forsvinner og dukker opp igjen som 3.stadiumslarver. Det er uklart om noen 3.stadiumslarver som sees i mai, kan ha overvintret og er forsinket i sin syklus.

En telling like etter vårflo gir normalt høyere antall enn før flo, da har oftest de første eggene klekket og hullene til de små 1.st.-larvene opptrer sammen med et stadig større antall 3.st.-larver, samt noen forsinkede 2.st.-larver.

Sent i juli og i første halvdel av august får man oftest de høyeste totaltallene. Da har oftest 2.st.-larvene fra vår-forsommer skiftet til 3.st. og mange 1.st.-larver fra forsommeren skiftet til 2.st. Samtidig kan man ha et stort antall 1.st. larver fra voksne som har lagt egg sent på forsommeren. Senere i august avtar antall 3.st.-larver fordi de forpupper seg og skal overvintrere som voksne. Det mistenkes at ikke alle individer rekker dette om høsten (ved mye kaldt vær), og kan overvintrere både som 3.st.-larver og/eller pupper, hvilket kan forklare en forskyvning av normal syklus hos en andel av neste generasjon. Førstestadiumslarver kan f.eks. forekomme ut hele august.

Det er med andre ord et visst spenn i artens fenologi og tidspunkt for de ulike stadiene, samt variasjoner fra år til år og fra vassdrag til vassdrag, men man vil til tross for dette få gode data på artens bruk av området. Larvetelling som kartleggingsmetode vil dermed egne seg godt til å måle effekten av tiltak, som f.eks. rydding av lupiner, men det krever da at tiltakene relateres til arealer som behandles (kartfesting/polygoner).

Ved virkelig store arealer og store antall, som vi bl.a. har noen steder ved Tana, kan man vurdere å dele forekomst-området inn i representative sektorer eller ruter og telle en andel av dem. Utfordringen her blir å vite hva som er representativt, da siltarealene ofte er ujevnt fordelt og rene sandarealer ikke kan regnes som larvehabitat.

De voksne egner seg lite til bestandstillinger, da antallet som er aktive, varierer fra dag til dag. De er svært aktive i varmt vær og solskinn, men graver seg ned i løs sand ved temperaturfall eller når det skyer over. Man kunne tenke seg at merking-gjenfangst ville ha vært en god metode, men det krever mange dager fra vår og forsommer, da arten ikke er synkron mht. klekking og

kjønnsmodning. Dessuten, å fange dem med håv krever masse løping i sanda, som rett og slett vil trække ned substratet deres og ødelegge larvenes sjakter/hull. Også de voksne skyr sandflater som regelmessig blir utsatt for tråkk av mennesker og dyr.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Vassdragsregulering	Alle	Mindre flom og mindre nydanning av habitater.	Unngå slik regulering
Forbygning og kanalisering	Alle, særlig utfordring i Gaula og Glomma	Steinfyllinger, oppdyrking, vegbygging etc. i vannkant, fjerner ripare habitater og snevrer inn elver, som øker flomfare på omkringliggende arealer. Øker fragmenteringen i eksisterende bestander.	Flytte forbygninger tilbake og restaurere elvebredd
Masseuttak på elvebredd	Alle	Henting av støpesand og fyllmateriale (sand+grus)	Stoppe adgang for kjøretøy
Graving i elvestreng	Alle, noen lokaliteter mer utsatt	Senking av vannivå og gjengroing av elvebredder (bare Gaula). Opphørt (?), men ettervirkninger vedvarer	-
Tråkkslitasje	Alle	I forbindelse med friluftsliv (fiske, turgåing, lek med hund, bading)	Kanalisering av ferdsel
Kjøreslitasje	Alle	Nesten alle elvesandjeger-lokaliteter i Sør-Norge har kjørespor på elvebreddene (traktor, atv, personbil, lastebil og motorsykler)	Stoppe adgang for kjøretøy
Gjengroing	Gjelder først og fremst for vassdrag hvor habitatet er fragmentert pga. menneskelig aktivitet, der det ikke så lett dannes nye habitater samtidig som de gamle gror igjen.	Suksesjoner pga. mindre flom fører til gjengroing av habitat	Skjøtsel og krattrydding
Fremmede arter	alle, særlig Gaula	Hagelupin, balsampoppel	Lukes/fjernes

Gjennomføring av tiltak

Norsk institutt for naturforskning har fått midler til kartlegging og overvåkning siden 2009, samt til å forsøke reetablering og forsterkning av svake bestander. Oppdragene har i liten grad omfattet å måle effekter av lupinrydding. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og Melhus kommune har i løpet av 2009–2017 fått luket lupiner ved bl.a. de to viktigste lokalitetene ved Gaula, Storrønningen (**Figur 2.8.3**) og Kregnesøra. Arealene har ikke vært kartfestet, men det har flere ganger blitt observert larvehull på tidligere lukete flater, hvilket tyder på at dette gir en positiv effekt. Marte Aursand i Melhus kommune og Øya Videregående skole har utført ryddingen. NINA har videre kartlagt bestanden og bidratt med å lage opplysningsplakat på Rivieraen for Våler kommune (Solør) i 2016 og 2017. Midtnorsk Naturundersøkelse har sommeren og høsten 2020 luket ca. 5 tonn lupiner fra Storrønningen og kartlagt lupiner på de øvrige lokalitetene for elvesandjeger (Solberg 2020).



Figur 2.8.3. Begynnende kolonisering med lupiner på Storrønningen ved Gaula. Foto: Oddvar Hanssen.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Lupinrydding Informasjonsplakater	3	min. 6	Ingen oversikt foreligger Gaula (flere), Alta (plakat inkl. grind som stopper kjøring), Glomma (Våler, plakat inkl. flyttet friluftslivsaktiviteter)
Reetablering (flytting av individer)	1	1	Gaula, flytting av larver og voksne biller til området øst for Støren (arten forsvant fra Mosand i 1987, reetablering på Follstadøya 2019 og 2020), effekten vil kunne måles de kommende år.
Forsterkning (flytting av individer)	1	2	Gaula, flytting av individer til naturlig nykoloniserte lokaliteter med svake bestander (Fornes og Gravråk midtre 2019 og 2020), effekten vil kunne måles de kommende år.

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Reetablering av bestander	Dårlig	Det foreligger nesten ingen erfaring med å flytte elvesandjeger. Et forsøk i Sverige fikk negativt resultat. Vellykkede forsøk vedr. andre sandjegerarter er utført i USA

Forsterkning av bestander	Dårlig	Det foreligger nesten ingen erfaring med å flytte elvesandjeger. Et forsøk i Sverige fikk negativt resultat. Vellykkede forsøk vedr. andre sandjegerarter er utført i USA
Fjerning av fremmede arter	Middels	Lite systematisk oppfølging av lupinrydding, men tellinger i etterkant av rydding kan tyde på en positiv effekt ved at arten tar i bruk arealer som tidligere er ryddet for lupiner.
Flytting av forbygninger/ restaurering av habitat	Dårlig	Få eksempler på gjennomføring av tiltaket
Kanalisering av ferdsel	Dårlig	Få eksempler på gjennomføring av tiltaket

Oppsummering: Det er lite systematisk oppfølging av eksisterende tiltak. Det er gjort noe oppfølging av forsterkingstiltakene, men ikke i tilstrekkelig grad til å skille effekter av selve tiltakene og effekter av årlige flommer som flytter på sedimentene der tiltakene er gjennomført. Det er dermed behov for å undersøke virkningene av flere tiltak, særlig i relasjon til flomdynamikk. Også resultater fra Sverige er sparsomme (Berglund 2005, Anon. 2011).

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Overvåkingsopplegget som foreslås her, kan brukes til å undersøke effekter av ulike tiltak, både fjerning av fremmede arter, kanalisering av ferdsel, forsterking/reetablering og restaurering, da formålet med alle tiltakene er å øke lokale populasjonsstørrelser og areal med god habitatkvalitet. Man kan tenke seg ulike tilnærminger til optimalovervåking. Ideelt sett skulle kombinasjoner av tiltak undersøkes på flere lokaliteter (eks. fjerning av lupiner og kanalisering av ferdsel), men en slik flerfaktoriell design forutsetter et stort antall lokaliteter med samme tiltaksbehov. Vi foreslår derfor her overvåking for ett og ett tiltak.

Som eksempel bruker vi reetablering (introduksjon til tidligere kjente lokaliteter) som tiltak, da dette har vært forsøkt på enkeltlokaliteter og behovet for kunnskap om effekter og hvilke faktorer som påvirker suksess er stort. Samtidig understreker vi at andre tiltak er mer aktuelle på andre lokaliteter, som bør følges med samme tilnærming.

Selve tiltaket (flytting av individer) må planlegges godt for å sikre at vertspopulasjonene er store og levedyktige og at flytting ikke påvirker dem. Videre må flyttingen gjennomføres over flere år, og habitatforbedrende tiltak på mottakslokalitetene må planlegges og gjennomføres før reintroduksjon.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om reintroduksjon som forvaltningstiltak for elvesandjeger.	Kunnskap om reintroduksjon som forvaltningsiltak for elvesandjeger.
Formålet med tiltaket er å reintrodusere (etablere ny populasjon på lokalitet som tidligere hadde elvesandjeger) populasjoner av elvesandjeger.	Formålet med tiltaket er å reintrodusere (etablere ny populasjon på lokalitet som tidligere hadde elvesandjeger) populasjoner av elvesandjeger.
Flytting av larver er aktuelt der levedyktige populasjoner av arten finnes i nærheten (samme vassdrag).	Flytting av larver er aktuelt der levedyktige populasjoner av arten finnes i nærheten (samme vassdrag).
For å få etablert alle generasjoner og sikre deres overlevelse fordi variasjoner i flom og vannføring kan påvirke leveområdene, bør tiltaket gjennomføres årlig i minst tre år.	For å få etablert alle generasjoner og sikre deres overlevelse fordi variasjoner i flom og vannføring kan påvirke leveområdene, bør tiltaket gjennomføres årlig i tre år.

<p>Videre kan det være aktuelt med habitatforbedrende tiltak i forkant av utsetting.</p> <p>Fordi egenskaper ved habitatet (tråkkpåvirkning, vegetasjonsdekning) kan påvirke tiltakets effekt bør indikatorer for habitatkvalitet og -areal registreres.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om reetablering oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom behandling og måloppnåelse, om det er forskjeller i overlevelse som kan knyttes til mellomårsvariasjoner i flodynamikk eller habitatkvalitet og om flytting av individer er et hensiktsmessig og effektivt tiltak i forvaltningen av elvesandjeger.</p> <p>Tilnærming:</p> <p>Eksperimentell tilnærming –faktorielt design med behandling (tilførsel av larver, ingen tilførsel av larver) som faktorer, i tillegg til tid (gjentatte målinger av respons, både før og etter behandling).</p> <p>Balansert design der behandlinger (reintroduksjon/kontroll) allokteres tilfeldig til lokaliteter, med gjentak av behandlinger.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger.</p>	<p>Videre kan det være aktuelt med habitatforbedrende tiltak i forkant av utsetting.</p> <p>Fordi egenskaper ved habitatet (tråkkpåvirkning, vegetasjonsdekning) kan påvirke tiltakets effekt bør indikatorer for habitatkvalitet og -areal registreres.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om reetablering oppnås på lokaliteter som overvåkes, og om det er forskjeller i måloppnåelse som kan knyttes til mellomårsvariasjoner i flodynamikk eller habitatkvalitet.</p> <p>Før-etter- tilnærming –der behandling (tilførsel av larver) følges over tid (gjentatte målinger av respons, både før og etter behandling).</p> <p>Lokaliteter velges utfra en subjektiv vurdering av aktuelle lokaliteter.</p> <p>Færre gjentak og ingen kontroll-lokaliteter uten tiltak, slutninger om tiltakenes generelle effekt kvalitative.</p>
---	---

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
Elvesandjeger er en art knyttet til et dynamisk habitat, der habitatdynamikken styres av flom og vannføring. Overvåkingslokaliteter kan dermed være dynamiske, men er avgrenset til elvebredder med silt. Flyfoto kan brukes til å avgrense overvåkingslokaliteter/egnet habitat.	Som for optimal.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Arten har mange, godt kjente forekomster (lave mørketall). Tiltaket vil være aktuelt i et utvalg av lokaliteter med tidligere bestand i nærheten av store, levedyktige populasjoner/lokaliteter. Fra aktuelle lokaliteter kan et tilfeldig utvalg være mulig.	Selektivt utvalg av spesielt godt egnede lokaliteter.

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt trengs gjentak.	Minimumsovervåkingen skal fange opp effekter av tiltaket på tiltakslokalitetene og stiller dermed mindre krav til gjentak.
Gjentakene må sikres for behandling (reintroduksjon) og kontroll-lokaliteter uten behandling.	Flere lokaliteter med samme tiltak vil øke muligheten til å kvalitativt generalisere effektene

	av tiltaket og forstå sammenhengen mellom flodynamikk og tiltakenes effekt.
Som en tommelfingerregel anbefaler vi 10 lokaliteter per tiltak.	Vi anbefaler derfor at behandling utføres på 5 lokaliteter.
En optimalovervåking bør dermed inkludere 20 lokaliteter (10 tidligere lokaliteter med reintroduksjon + 10 tidligere lokaliteter uten reintroduksjon).	

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltaket har som formål å øke populasjonsstørrelsen.	telle antall larvehull	Som optimal
Populasjonsstruktur	God indikator for overlevelse og rekruttering.	telle antall larvehull i hvert stadium	Som optimal
Areal av egnet habitat	Siltflater er helt avgjørende for arten, og over tid ustabile pga. naturlige suksesjoner og varierende effekter av flom. Variabelen bør derfor registreres på to romlige skalaer.	2. Areal av overvåkingslokaliteten (der det gjennomføres tiltak) 2. Areal av alle dellokaliteter i et gitt område/konkret elvestrekning	Som optimal
Slitasje/tråkk	Arten skyr arealer med regelmessig tråkk, og habitatkvalitet kan være avgjørende for tiltakets effekt.	Registrere tråkk (arealer, mengde)	Som optimal
Forekomst av fremmede arter	Hagelupin forårsaker at siltflater gror ned i større omfang enn naturlig med stedegen vegetasjon, og habitatkvalitet kan være avgjørende for tiltakets effekt.	Registrere lupiner, eventuelt andre gjengroingsarter.	Som optimal
Vannføring	Vannføring har betydning for flodynamikk	Data fra NVEs databaser over hydrologiske data.	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Totalkartlegging	Brukes i pågående overvåking og er egnet som metodikk i et dynamisk habitat/overvåkingslokalitet, der permanentmerking er vanskelig.	<u>Indikatorer</u> - populasjonsstørrelse - populasjonsstruktur (merking av larvehull med GPS) - areal av overvåkingslokalitet - areal av alle dellokaliteter	Som optimal
Transekter*	Egnet metode for å estimere mengde av ulike påvirkninger - Slitasje/tråkk	Systematisk utlagte transekter med x meters mellomrom fra elvebredd til	Som optimal

	- Fremmede arter	vegetasjonsdekt sone. Fast antall transekter, plassering merkes med GPS men kan variere mellom år pga. naturlig dynamikk. Registrere forekomst av indikatorene for hver m av transektet.	
--	------------------	--	--

* Bruk av drone kan vurderes for å registrere areal og habitatkvalitetsvariabler, for å unngå tråkk på lokalitetene.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Areal av overvåkingslokalitet	Kan være stor mellomårsvariasjon i forbindelse med flom.	Årlig, ved larvetellinger	Årlig, ved larvetellinger	Kan suppleres med flyfotoregistreringer, men lite tidkrevende å registrere når en først er i felt
Areal av alle dellokaliteter	Som over.	Årlig, ved larvetellinger	Frekvens avh. av flyfoto-omløp	Lagt opp til flyfotoregistrering i minimum.
Populasjonsstørrelse og -struktur	Stor variasjon innen en sesong (se over) og mellom år	Årlig, tre ganger per år	Årlig, tre ganger per år	Tidspunkt må vurderes for hver lokalitet og ift. værforhold (se over)
Slitasje/tråkk	Kan være stor effekt av tiltak	Årlig	Årlig	Gjennomføres samtidig som en av larvetellingene
Forekomst av fremmede arter	Kan være stor effekt av tiltak	Årlig	Årlig	Gjennomføres samtidig som en av larvetellingene
Vannføring	Stor variasjon innen om mellom år	Årlig	Årlig	Bruk av NVEs databaser.

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 5 t</u> 4 1	Kart- og data-studier tiltakslokaliteter
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 10 t</u> 1t 3t x3 = 9t	Oppnås hovedsakelig i forarbeid Telle larvehull, reg. fremmedarter og måle tråkkslitasje
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 5 t</u> 1 4	Excel/database

	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 1500 kr</u>	2 stk. GPS, merke-pinner og bånd/snor Årlige flyfotos (ikke alle tilgjengelige på nett?) GIS-avd., kartfigurer, forsøksvis fordelt på 20 lok.
	Totalt	20–30 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 0,5 t</u> 0,5t	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 9 t</u> 3t x3	Telle larvehull, reg. fremmedarter og måle tråkkslitasje
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 3 t</u> 1 2	Excel/database
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 750 kr</u>	Batterier etc. Årlige flyfotos (ikke alle tilgjengelige på nett?) GIS-avd., kartfigurer
	Totalt	20–30 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 3 t</u> 2 1	Kart- og data-studier tiltakslokaliteter
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 10 t</u> 1t 3t x3	Oppnås hovedsakelig i forarbeid Telle larvehull, reg. fremmedarter og måle tråkkslitasje
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 5 t</u> 1 4	Excel/database
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 1500 kr</u>	2 stk. GPS, merke-pinner og bånd/snor Årlige flyfotos (ikke alle tilgjengelige på nett?) GIS-avd., kartfigurer
	Totalt	20–30 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 1,5 t</u>	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 9 t</u> 3t x3	

	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 3 t</u> 1 2	Telle larvehull, reg. fremmedarter og måle tråkkslitasje Excel/database
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 750 kr</u>	Batterier etc. Årlige flyfotos (ikke alle tilgjengelige på nett?) GIS-avd., kartfigurer
	Totalt	20–30 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	20–30 kkr	500–600 kkr	20–30 kkr	100–150 kkr
Årlige løpende kostnader	20–30 kkr	350–400 kkr	20–30 kkr	100–150 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	200–250 kkr	4 500–5 000 kkr	200–250 kkr	1 000–1 500 kkr

Synergier

Vi har utviklet en metodikk som fungerer for å følge med på elvesandjegerpopulasjoner, og har også tidsserier på en god del lokaliteter. Metodikken bør brukes i både optimal- og minimumsovervåking, men forskjell i utvalg (metodikk, størrelse) skiller de to oppleggene fra hverandre. I eksemplet har vi brukt reintroduksjon og forsterking, men opplegget bør brukes også knyttet til andre tiltak som gjennomføres. Kjennskap til lokalitetene og påvirkninger bør brukes til å velge lokaliteter der tiltak er nødvendig for å bedre bevaringsstatus lokalt.

Overføringsverdi

Metodikken som er foreslått her er ikke direkte relevant for andre rødlistede biller i åpen flomfastmark. De andre billene som lever i sand/silt har ikke larver i slike hull, de er mer underjordiske, alternativt nattaktive og skjult om dagen, men de voksne svermer (løper og flyer) på sanden i godt vær på forsommer (overvintrende ind. forplanter seg) og ettersommer (ny generasjon). *Bembidion*-artene er også mindre i størrelse (3–7,5 mm) og vanskeligere å registrere. Stor elvebreddederkopp foretrekker mer sand/grus, men finnes av og til sammen med elvesandjeger, og kartlegges best i september-oktober, når de lager seg hull for å overvintre i. Den finnes imidlertid bare ved vassdrag i Trøndelag (se Artskart), og har også lupiner som en ekstra trussel, jf. restaurering på Langøra N, Stjørdal.

2.9 Eremitt *Osmoderma eremita*

Anders Endrestøl
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Eremitt (**Figur 2.9.1**) er kritisk truet i henhold til Rødlista for arter 2015 (CR). Arten ble midlertidig fredet i 2008 og prioritert i 2011 ([Forskrift om eremitt \(*Osmoderma eremita*\) som prioritert art - Lovdata](#)), og da ble den midlertidige fredningen opphevet. Eremitt er listet som nær truet (NT) på IUCNs globale rødliste (Niето mfl. 2010), og den er også listet i Bernkonvensjonens liste II og EUs habitatdirektiv (II og IV). Det er utarbeidet en handlingsplan for arten (Direktoratet for naturforvaltning 2010c).



Figur 2.9.1. Eremitt. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

Artens utbredelse

Arten har trolig en historisk utbredelse fra Østfold langs kysten til Vestfold. Gamle funn finnes kun fra Rauer (Fredrikstad), Asker og Drammen. I dag finnes arten kun på to lokaliteter i Norge, begge i Tønsberg kommune. En av lokalitetene er et resultat av bevaringsutsetting.

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Tønsberg gamle kirkegård: Sterkt endret, varig fastmark med intensivt hevdpreg (T43)	Levested	Høy	Viktig	
Søndre Berg: Hagemark (T32)	Levested	Middels	Viktig	Bratli mfl. 2012, DN 2012 lister rødlistearter i hagemark

Begge de over nevnte naturtypene betinger tilstedeværelsen av gamle, grove og hule edelløvtrær, hovedsakelig ask og eik (sammensatt livsmediumobjekt i NiN). Artens eneste spontane lokalitet i Norge i dag er i en plantet allé av ask, mens den er satt ut i en hagemark hvor det er spredte grove og hule eiketrær, og hvor det er regulært beite.

Eksisterende overvåking

Bestandsovervåking: Siden arten ble gjenfunnet på Tønsberg gamle kirkegård i 2008 (Flåten & Fjellberg 2008) har det vært mer eller mindre regulær basisovervåking av bestanden og habitatet på Tønsberg gamle kirkegård hvert år frem til 2020 (Hanssen & Sverdrup-Thygeson 2009, Sverdrup-Thygeson mfl. 2011a, Endrestøl mfl. 2012, 2013, 2014, 2015a, 2016, 2017, 2018, 2019). Det er årlig søkt etter spor av eremitt i samtlige aske-trær innenfor alléen. Dette er derfor en totalovervåking av lokaliteten. Siden arten lever inni hule trær er det ikke mulig å gjennomføre en totalkartlegging av bestanden, siden hovedandelen av individene vil være skjult inni trærne. Gjennom overvåkingen har det stadig blitt oppdaget spor etter eremitt i nye trær på alléen. Når det gjelder utvidelse til nye lokaliteter, vil det være svært avhengig av lokalitetens struktur. På lokaliteten hvor arten er satt ut, vil det være mye mer krevende å gjøre en totalkartlegging tilsvarende som på Tønsberg gamle kirkegård. Årsaken er at eremitten også kan finnes i hulheter (ikke nødvendigvis hulrom, om det er fylt av vedmuld) høyt oppe i trærne, og det vil rett og slett være logistisk og fysisk krevende å gjøre en totalkartlegging der. Bestandsovervåkingen har vært finansiert av Statsforvalteren i Telemark og Vestfold over fagmidler som en oppfølging av handlingsplanen for eremitt.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Avvirkning av spesielle typer trær	T43 – T32	Fjerning av gamle og hule trær fra parker og hagemarker, blant annet på grunn av sikkerhetshensyn	Kupering/beskjæring
Opphørt/reduert drift	T32 (Hagemark)	Gjengroing av gamle hagemarker medfører at gamle store trær lukkes inne.	Fristilling

Gjennomføring av tiltak

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel	6	2	I all hovedsak beskjæring og sikring av trær innenfor de to lokalitetene for eremitt.
Kartlegging og overvåking	5	1	Knyttet til overvåking av et habitatforsterkende tiltak på Tønsberg gamle kirkegård (en «falsk»

			eikestokk). Pilotprosjekt video-overvåking.
Annet	1	?	Søk etter arten utenfor kjent utbredelse (historisk lokalitet)
Avl og introduksjon	1	1	Arten er flyttet til en ny lokalitet i løpet av perioden etter en periode med avl i forkant. Finansiert over fagmidler.

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Skjøtsel	T32 og T43	Middels	Beskjæring og sikring av de aktuelle levestedene (trærne) på lokalitetene er vesentlig for å sikre økt livslengde på trærne.
Avl og introduksjon	T32	Middels	Introduksjonen er i tidlig fase og gitt artens lange livssyklus tar det tid å få klarhet i effektene.

Tiltakene som er gjennomført for eremitt, har i all hovedsak to formål: 1) sikre enkelte objekter/levesteder (trær) for eremitt ved å øke livslengden på disse trærne og øke deres kvalitet som levested for eremitt gjennom beskjæring og fristilling, 2) få etablert arten på ny lokalitet. Hvilke effekter formål 1 over har på populasjonene av eremitt er vanskelig å måle. Basisovervåkingen er kun relativ, og knapt nok det, siden man kun kan registrere forekomst/fravær i den enkelte hulhet, med et gitt antall individer funnet. Effektene av denne type skjøtsel/biotopforbedring vil derfor vanskelig kunne oppfanges gjennom bestandsovervåking. Likevel tilsier all erfaring at denne type tiltak er viktig for å øke habitatets livslengde, spesielt av tidligere beskjærte trær i urbane rom (Olberg mfl. 2018). Avl og introduksjon er i prinsippet enkelt å overvåke effekter av – en overlevelse av utsatte individer vil bety en vellykket etablering. Men gitt den lange livssyklusen til arten vil overlevelsen til et individ et år, ikke garantere overlevelsen av dette det følgende år.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er vanskelig å lage et optimalt overvåkingsopplegg for eremitt. Dette skyldes for en stor del at eremitt har et kryptisk levevis der larver lever dypt inni muld i hule trær, og derfor er vanskelige å telle. Dessuten har de en lang livssyklus (3-4 år), som også gjør at effektene av tiltakene først vil kunne manifestere seg etter flere år. På den enkelte lokalitet vil effekten av tiltak knyttet til habitatet derfor i første rekke kun kunne baseres på en kvalitativ vurdering av indirekte indikatorer av tilstand, som eksempelvis antall trær med egnede hulheter, mengden solinnstråling på stammene, tettheten av trær, rekruttering av habitat, spredningsmuligheter osv. Erfaringer fra Tønsberg gamle kirkegård viser dessuten at det er en viss variasjon i oppdagbarheten av spor etter eremitt i en gitt hulhet over tid. Dette skyldes muligens artens lange livssyklus og variasjoner i årsklassestyrke.

Vi har i dette opplegget spesifisert en overvåking som i hovedsak er en videreføring av pågående basisovervåking av arten på de to lokalitetene den forekommer. Formålet med overvåkingen er (1) å fange opp eventuelle endringer i forekomst/kvalitet på leveområder i den opprinnelige lokaliteten på Tønsberg gamle kirkegård (rekruttering, overlevelse og relativ populasjonsstørrelser hos eremitt), og (2) vurdere overlevelse og eventuell populasjonsøkning (spredning) på utsetningslokaliteten ved Søndre Berg. Alle tiltak som gjennomføres på lokalitetene, må dokumenteres grundig, slik at overvåkingen kan brukes til å evaluere effektene av nye eller endrede tiltak.

Optimal	Minimum
<p>Formål: Kunnskap om status og utvikling for de to eremittpopulasjonene i Norge.</p> <p>Formålet med de ulike tiltakene som gjennomføres, er å kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til rekruttering, overlevelse og relativ populasjonsstørrelser (evnt. spredning) hos eremitt.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å sikre tidlig varsling om eventuelle endringer i populasjonene/habitatene og kunne tilpasse forvaltningstiltak for å møte slike endringer.</p>	Som for optimal.
<p>Tilnærming: Totalovervåking av lokaliteten Tønsberg gamle kirkegård, eventuelt med videoovervåking.</p> <p>Vurdering av habitatet ved Søndre Berg, samt årlig overvåking som en oppfølging av utsetting av individer.</p>	

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
Eremitt på anses å være en nokså stasjonær art på tross av at den kan spre seg med aktivt flukt. Den kan trolig leve flere generasjoner inne i en egnet hulhet uten å se dagslys. Vi kan også anse eremitt som en spesialist, gitt at den trenger gamle hule trær (for øvrig et spekter av arter, men hovedsakelig ask og eik). Siden aktuelle habitater er fåtallige, vil den ha en klumpet utbredelse. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrensnes som registrert populasjon eller område med egnet habitat rundt forekomsten.	Som for optimal.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Det finnes kun tre dokumenterte historiske lokaliteter for denne arten. I nyere tid er den kun påvist på en lokalitet og introdusert til en annen. I forbindelse med oppfølgingen av handlingsplanene for arten er en rekke områder undersøkt med tanke på denne arten langs kysten fra Agder til Østfold. Vi anser derfor at det er lave mørketall for denne arten. Derfor vil en totalkartlegging av lokaliteten være aktuell metodikk, hvor alle lokaliteter for arten inngår.	Som for optimal

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Alle lokaliteter, se over	Som optimal

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Forekomst	Tiltak som har som målsetning å etablere arten på nye lokaliteter. Det er umulig å telle alle individer, selv om man delvis kan få en relativ fordeling av stadier og antall individer	Registrere de man finner	Som optimal

Egenskaper ved habitat/økologisk funksjonsområde	Tiltaket har som formål å forbedre habitatkvaliteten gjennom å fjerne biomasse (levende), hovedsakelig for øke lystilgang evnt. å skape hulrom gjennom veteranisering (beskjæring).	Antall trær med egnede hulrom Rekruttering av egnede trær for å unngå «forgubbing» Solinnstrålig på trestammene måles på tilsvarende vis som i basisovervåking av hul eik; 0 = ingen 1 = busker 2 = trær	
--	---	---	--

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Slik overvåkingsmetodikken er på hovedlokaliteten i Norge i dag (Tønsberg gamle kirkegård) undersøkes hvert enkelt aktuelt objekt/levested for eremitt med tanke på forekomst-fravær. Det vil si at alle tilgjengelige hulheter i hvert enkelt tre undersøkes for spor etter eremitt. Spor kan være i form av voksne individer, larver, egg, ekskrementer eller kitinrester. Dette gjøres en gang per sesong i artens flyveperiode. For vanskelig tilgjengelige hulheter benyttes feierkamera.

Dette gjøres også på utsettingslokaliteten, men der undersøkes foreløpig kun treet hvor arten er satt ut, ikke de andre trærne på lokaliteten. Det har på et tidspunkt vært gjort en enkelt kartlegging av mengden potensielt habitat på utsettingslokaliteten, da de fleste trær ble undersøkt for å fastslå forekomst og kvalitet av hulheter i trærne.

Videre benyttes kontinuerlig videoovervåking på to hulheter; i en «falsk» eikestokk satt opp på Tønsberg gamle kirkegård, samt i treet hvor arten er satt ut på Tønsberg gamle kirkegård (f.eks. Endrestøl 2016).

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Hule trær	Brukes i basisovervåking	Antall hule trær på Tønsberg gamle kirkegård er såpass begrenset og tilgjengelige at samtlige kan overvåkes. For Søndre Berg er det flere hule trær som er vanskelige å overvåke. Her bør man ta et utvalg av fem trær hvor man anser potensialet for eremitt er høyt (hulheter), kombinert med at de er lett tilgjengelige for undersøkelser. Dette kan evnt. supplert med annen, mer kontinuerlig overvåkingsmetodikk for å fange opp spredning og etablering i nye andre trær (video/feller/feromoner)	Som optimal.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Forekomst	For å finne voksne individer må arten kartlegges innenfor flyveperioden. Andre spor etter arten kan finnes	Årlig	Hvert 2. år	Dersom man anser habitatet og populasjonen som relativt stabil (f.eks. etter utsetting) holder det å gå ned på etter søksfrekvens.

	hele den frostfrie delen av sesongen (delvis også i vinterhalvåret). Det er en viss variasjon i hvilke trær man finner arten i over år.			
Egenskaper ved habitat/økologisk funksjons-område	Gjengroing kan skje relativt raskt (for eksempel risdannelse hos ask), mens dannelse av hulheter i trær er en langsom prosess.	Hvert 3. år	Hvert 4. år	Deler av denne datainnsamlingen gjøres indirekte ved basisovervåking av forekomst. En mer spesifikk vurdering av dette kan derfor gjøres sjeldnere.

Kostnader

Årlige kostnader for to lokaliteter for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert. Årlige kostnader er like for optimal- og minimumsoppleggene, men de skiller seg på hyppighet i registreringer.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 2 timer</u>	Utvalg av overvåkingstrær ved Søndre Berg Gitt to lokaliteter
	Utvalg av overvåkingslokaliteter	1	
	Avtaler med grunneiere	1	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 57 timer</u>	
	Avgrensing av overvåkingslokalitet	5	
	Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	2	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	50	
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 32 timer</u>	
	Kvalitetssikring av data	2	
	Rapportering av data	30	
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	Aktuelt dersom man velger å benytte video, feller, feromoner i overvåking
	Utstyr	Ukjent, avhenger av metodikk	
	Kjøp av tjenester		
	Totalt	100–150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 2 timer</u>	
	Planlegging av feltarbeid		
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 50 timer</u>	
	Registrering av overvåkingsindikatorer		
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 32 timer</u>	
	Kvalitetssikring av data	2	
	Rapportering av data/resultater	30	
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	(se over)
	Utstyr	Ukjent, avhenger av metodikk	
	Kjøp av tjenester		
	Totalt	100–150 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig totalt og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader), for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Totalt		Totalt	
Etableringskostnader	100–150 kkr		100–150 kkr	
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr		100–150 kkr	
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 000–1500 kkr		700–800 kkr	

Synergier

Gjennom basisovervåkingen er det gjort årlige registreringer på lokalitetene. Dette bør benyttes for videre effektovervåking. Det er gjort feltforsøk med veteranisering av trær ved Søndre Berg. Resultater fra dette prosjektet vil kunne ha betydning for videre forvaltningstiltak på denne og andre lokaliteter. Flere av trærne som finnes på eremitt-lokalitetene vil være omfattet av forskriften om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven (hule-eiker). Det kan derfor være en synergi mot kartlegging og overvåking av hule eiker, og registreringer gjort her (av blant annet hulheter og solinnstråling) kan gi data til basisovervåkingen av hule eiker.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget er relevant for alle skjøtselstiltak for arten, inkludert utsetting/introduksjon.

Eremitt kan ansees som en paraply-art for denne typen habitater, lysåpne lokaliteter med spredt forekomst av store, gamle og hule trær. Det finnes en rekke rødlistede arter knyttet til hule eik, og kanskje spesielt i denne typen varme, lysåpne lokaliteter.

2.10 Klippeblåvinge *Scolitantides orion*

Anders Endrestøl
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Klippeblåvinge (**Figur 2.10.1**) er kritisk truet (CR) i henhold til Rødlista for arter (2015). Arten ble fredet i 2008 ([Forskrift om endring i forskrift om truede arter - Lovdata](#)) og denne fredningen ble opphevet da arten ble en prioritert art i 2011 ([Forskrift om klippeblåvinge \(*Scolitantides orion*\) som prioritert art - Lovdata](#)). På europeisk rødliste er arten listet som nær truet (NT) (van Swaay mfl. 2010).



Figur 2.10.1. Klippeblåvinge. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

Artens utbredelse

Klippeblåvinge har en historisk utbredelse langs kysten fra Halden til Arendal. Arten ble gjenfunnet i Tvedestrand i perioden 2009-2012, men er i senere tid kun påvist i Halden kommune. Der er arten funnet langs Iddefjorden fra Torpbukta ved Idd til Nokkedal. Siden 2017 er den også påvist i Sponvika.

Arten er knyttet til åpne svaberg der man finner vertsplanten smørbutikk (*Hylotelephium maximum*).

Viktige naturtyper for arten

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Halden: Åpen grunnlendt mark (T2)	Levested	Liten	Viktig	-

Eksisterende overvåking

Basisovervåking av klippeblåvinge: I oktober 2010 ble et faglig grunnlag for en handlingsplan for klippeblåvinge publisert (Endrestøl 2010). Siden 2009 har det vært årlig overvåking av arten i Halden kommune, og, med unntak av et par år, i Tvedestrand kommune (Endrestøl mfl. 2009, Endrestøl & Bengtson 2011, 2012a,b, 2014, 2017, 2018, 2019, 2020). Det er i tillegg søkt etter arten på samtlige historiske lokaliteter, og andre potensielle lokaliteter fra Halden til Agder.

Overvåkingen foregår ved at man totalkartlegger antall egg innenfor de aktuelle lokaliteten/dellokalitetene. Lokaliteter og dellokaliteter avgrenses av åpne arealer i områdene der hvor man finner vertsplanten og egg av arten. Dellokaliteter er mindre områder innenfor samme antatte populasjon avgrenset av skogsområder (se Endrestøl & Bengtson 2019). I tillegg er det i Halden forsøkt å gjøre kartlegging innenfor to ruter à 25 m². Dette har vist seg mindre hensiktsmessig fordi variasjonen av vertsplanter og da antall egg er stor mellom år på disse arealene, og korrelerer ikke med totalantallet. Videre er det benyttet temperaturloggere på lokalitetene for å få data på lokalklimatiske forhold, siden arten er varmekjær.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Gjengroing	Åpen grunnlendt mark	Oppslag av furu og osp. I historisk perspektiv har trolig endret arealbruk medført at kystnære områder gror igjen – dette kan skyldes opphør av lauving, vedsanking, uttak til båtbygging og muligens beite/slått enkelte steder.	Krattrydding, ev. brenning på nærliggende områder.
Utbygging – infrastruktur	Åpen grunnlendt mark	Særlig i Tvedestrand har det i historisk perspektiv vært en høy utbyggingsgrad av kystnære arealer innenfor artens lokalitet.	-
Beite	Åpen grunnlendt mark	Beite fra en økende rådyrstamme har trolig effekt for forekomsten av verts- og nektarplanter.	Inngjerding kan være et aktuelt tiltak på viktige lokaliteter

Gjennomføring av tiltak

I alt sju tilskudd til tiltak over post 82 i perioden 2016-2019, i hovedsak til «skjøtsel» og «habitatforbedring» (totalt 5). De resterende to er til «kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak» og «annet» (datainnlegging av lokaliteter for truede arter, Marker kommune, trolig irrelevant for klippeblåvinge).

I Halden har det ett år (2015) vært krattrydding utført av to grunneiere. To større områder ble ryddet for kratt og oppslag av busker. Avfallet ble brent på stedet. Områdene som ble ryddet var innenfor artens økologiske funksjonsområde, men på et areal som på det tidspunktet ble ansett som uegnet for klippeblåvinge (men i umiddelbar nærhet til dokumentert forekomst). Det har i

ettertid, i forbindelse med basisovervåkingen av arten, vært gjort en kvalitativ vurdering av effektene (fotodokumentert utviklingen av vegetasjonen, samt kartlagt for klippeblåvinge).

I Torpbukta har det vært gjort krattrydding innenfor flere mindre områder utført av grunneiere på stedet. Det har delvis blitt fulgt opp gjennom basisovervåkingen, men siden arten ikke har vært sett der siden 2012 har det ikke vært mulig å knytte eventuelle forekomster av arten opp mot tiltakene.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel	3	2	Hovedsakelig fjerning av kratt
Biotopforbedrende tiltak	2	1	Fjerning av vegetasjon, rydding
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	1	1	Kartlegging etter skjøtsel
Innlegging av viktige lokaliteter for truede arter i Naturbase og i Artskart	1	?	Trolig irrelevant for klippeblåvinge

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Fjerning av kratt og vegetasjon	Åpen grunnlendt mark	God	Siden gjengroing er en åpenbar trussel for arten vil fjerning av vegetasjon være et meget aktuelt og treffsikkert tiltak. Som eksempel ble det gjort et større ryddingsarbeid (hogst) i forbindelse med kulturhistoriske verdier i Halden (Monolittbruddet), og kort tid etter etablerte klippblåvinge seg der.
Utsetting	Åpen grunnlendt mark	Dårlig	Det er i 2020 gjort forsøk på avl av klippeblåvinge. For øvrig vet vi ingenting om hvordan en utsetting vil fungere, kanskje spesielt fordi vi ikke helt kan forklare hvorfor arten har forsvunnet fra en rekke lokaliteter.
Beskyttelse mot beite	Åpen grunnlendt mark	Dårlig	Beite fra en økende rådyrstamme har trolig effekt for forekomsten av verts- og nektarplanter, men det er ikke gjort forsøk per 2020 på innhegning for beskyttelse mot beite og eventuelle effekter av dette.
Utplanting av smørbukk	Åpen grunnlendt mark	Dårlig	Utplanting av smørbukk har vært diskutert som et habitatforsterkende tiltak. Det er ikke forsøkt, og det er også usikkert hvordan dette best kan gjøres (frø, småplanter, pottes etc.)

Oppsummering: Tiltak som gjennomføres har som formål å bedre habitatkvalitet og opprettholde eller øke populasjonsstørrelsene for klippeblåvinge. Effekter av tiltak vil gjennom basisovervåkingen kunne registreres som antall egg på de aktuelle områdene av klippeblåvinge. Det er i liten eller ingen grad overvåkingen av etablering og spredning av vertsplanten smørbukk og aktuelle nektarplanter.

Det er ingen oppfølging av tiltakene utover det som fanges opp gjennom basisovervåkingen. En del tilskudd er gitt til tiltak i Tvedestrand, hvor arten ikke har vært dokumentert siden 2012.

Storskala åpning av landskapet (som ved Monolittbruddet) har gjennom basisovervåkingen vist seg å ha god effekt.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Klippeblåvinge er en art med få populasjoner og en allerede ganske god basisovervåking. Prak-sisen i dagens basisovervåking kan ansees som et minimum, mens det i et optimalt opplegg også kan inkluderes kartlegging av voksne individer, vertsplanter og nektarplanter. De oppleg-gene som skisseres her, er aktuelle for alle tiltak med unntak av utsetting av individer til nye lokaliteter. Det krever en egen vurdering av aktuelt opplegg.

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til rekruttering, overlevelse og populasjonsstørrelser hos vertsplan-ten smørbukk og klippeblåvinge</p> <p>Formålet med tiltakene er å øke habitatkvalitet, overlevelse og rekruttering av klippeblåvinge og øke populasjonsstørrelser lokalt, gjennom fjerning av vegetasjon.</p>	Som optimal
<p>Tilnærming:</p> <p>Totalkartlegging av klippeblåvinge (egg og voksne) og smørbukk (egg per plante), samt vik-tige nektarplanter. Lokalitetene kan avgrensnes som minste konvekse polygon av stedfestede egg fra tidligere basisovervåking, og benyttes som referanse for overvåking av effekter av tiltak.</p>	Basisovervåkingen skjer i dag i form av telling av egg. Dette vil alene gi et svar på hvordan populasjonen av arten utvikler seg relativt over tid. Kartlegging av voksne individer kan i tillegg gi svar på om arten bruker arealet utover til egglegging. Sistnevnte kan derfor utelates i et minimum-opplegg. For øvrig vil voksne indivi-der trolig raskere respondere på tiltak ved å ta i bruk området, før eventuelle vertsplanter og nektarplanter har etablert seg. Kartlegging av vertsplanter og nektarplanter gjøre ikke i dag i basisovervåkingen, og er en ressurskrevende oppgave som kan utelates i et minimum opp-legg.

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Klippeblåvinge anses i denne sammenhengen som en spesialist siden den forekommer på kun få svært varme lokaliteter langs kysten hvor man har vertsplanten og nektarplanter til stede. Den har en klumpet fordeling, og finnes kun på et fåtall lokaliteter. Voksne individer bruker delvis andre deler av habitatet enn larvene, som er knyttet til smørbukk, men i denne sammenhengen kan det sees på som innenfor samme lokalitet/habitat. Lokalitetene vil dermed kunne avgrensnes som minste konvekse polygon basert på kart-festede egg. Oppdagbarheten på ulike stadier er ulik gjennom året. Dersom man ønsker å overvåke potensielle områder, eller områder med tiltak, kan man avgrense lokalitetene ved å bruke minste konvekse polygon av smør-bukk. Det er da en forutsetning at dette er i spredningsavstand til kjente po-pulasjoner av klippeblåvinge eller en utsettingslokalitet.</p>	Som optimal

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Få kjente forekomster, sannsynligvis lave mørketall (arten har vært ettersøkt). Totalkartlegging er relevant. Samtidig kan man overvåke nærliggende områder som etter skjøtsel kan bli aktuelle habitater for klippeblåvinge.	Velge ett eller to referanseområder i hver kommune der klippeblåvinge er påvist de siste årene, og benytte de som en referanse for hele populasjonen.

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Totalkartlegging	Oppfølging av relevante tiltak på hver enkelt lokalitet

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Populasjonsstørrelse	Tiltakene bør ha som målsetning å øke lokal populasjonsstørrelse	Telle antall egg på smørbukk	Som optimal
Mengde habitat/ økologisk funksjonsområde	Tiltakene bør ha som målsetning å øke mengden smørbukk og nektarplanter	Telle antall smørbukk/ nektarplanter	Som optimal
Egenskaper ved habitat/økologisk funksjonsområde	Tiltakene bør ha som målsetning å øke mengden egnet habitat	Vurdere vegetasjonsstrukturen og mengden åpent berg. Det bør trolig være 50% åpent berg, samt en høy andel vertsplanter og nektarplanter på det resterende arealet.	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Basisovervåkingen av klippeblåvinge foregikk ved at man totalkartlegger lokalitetene og teller antall egg man finner på smørbukk. Det gjøres ingen detaljert telling av smørbukk (vertsplante) eller vurdering av mengden nektarplanter. I basisovervåkingen har det også inngått en vurdering av ulike aktuelle tiltak og forslag til skjøtelsesplan for enkelte lokaliteter. Det har i tillegg vært gjort et omfattende søk etter arten på andre potensielle lokaliteter langs kysten fra Halden til Arendal.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Totalkartlegging av populasjonene innenfor lokalitetene	Brukes i basisovervåking, og gir en relativ variasjon i populasjon	Lokalitetene for klippeblåvinge er vel definert og avgrenset som minste konvekse polygon der man har kartfestede forekomster av egg. En totalkartlegging av egg innenfor lokalitetene gir derfor et nokså presist bilde av hvor arten finnes og en relativ utvikling av populasjonene over tid.	Som optimal

Totalkartlegging av egnet habitat innenfor lokalitetene	En overvåking av vegetasjonsstrukturen på grov skala, siden gjengroing er en av de viktigste negative påvirkningsfaktorene. Samt overvåking av mengden vertsplanter/nektarplanter. Dette kan gjøres gjennom totalkartlegging, eller anslag på grovere skala.	Vurdere habitatenes egnet og muligheten for tiltak for å utvide disse, samt hvordan vegetasjonene på områder hvor det har vært gjort tiltak utvikler seg. Dette vil hovedsakelig være oppslag av løvtrær som osp, og etablering av vertsplanter/nektarplanter.	Kun vurdere gjengroing av løvtrær.
---	--	--	------------------------------------

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Populasjonsstørrelse	Middels - Ingen klare trender, men mye tyder på at ekstrem værhendelser kan knekke ned populasjonen, som så bruker år på å bygge seg opp igjen (se Endrestøl & Bengtson 2019).	Årlig	Årlig	Noen av dellokalitetene er vanskeligere å totalkartlegge. Dermed vil også trolig resultatene derfra være mindre treffsikre med tanke på relativ populasjonsendring. Det kan derfor være naturlig å fokusere på de områdene som er enklere å kartlegge (minst 1 i hver kommune gitt at den dukker opp på nye lokaliteter)
Mengde habitat/økologisk funksjonsområde	Middels – smørbukk er en flerårig urt. Den årlig tilveksten varierer derimot en del med voksested og klima.	Hvert 3. år	Hvert 5. år	Arten beites av rådyr og andre beitedyr. Det er mye som tyder på at klippeblåvinge fortrekker solekspnerte mindre individer av vertsplanten enn større individer i skygge.
Egenskap habitat	Liten – Men gjengroing av osp etter tiltak kan erfaringsmessig skje i løpet av et par år. Det er derfor viktig å følge med på vegetasjonsutviklingen etter tiltak	Hvert 3. år	Hvert 5. år	Disse lokalitetene er i utgangspunktet relativt skrinne (i Halden, noe rikere i Tvedestrand). Likevel kan oppslag av osp komme ganske raskt. En overvåking bør sikre at en evt gjengroing blir registrert.

Kostnader

Årlige kostnader for alle lokaliteter for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 for løpende overvåking

(gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 4 timer</u>	
	Utvalg av overvåkingslokaliteter	2	
	Avtaler med grunneiere	2	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 41 timer</u>	
	Avgrensing av overvåkingslokalitet	1	
	Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	-	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	40	
<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 37,5 timer</u>		
Kvalitetssikring av data	7,5		
Rapportering av data	30		
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	
	Utstyr	-	
	Kjøp av tjenester	-	
	Totalt	100–150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 2 timer</u>	
	Planlegging av feltarbeid	2	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 40 timer</u>	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	40	
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 37,5 timer</u>	
	Kvalitetssikring av data	7,5	
	Rapportering av data/resultater	30	
	<u>Driftsutgifter</u>		
	Utstyr	-	
	Kjøp av tjenester	-	
	Totalt	100–150 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 4 timer</u>	
	Utvalg av overvåkingslokaliteter	2	
	Avtaler med grunneiere	2	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 21 timer</u>	
	Avgrensing av overvåkingslokalitet	1	
	Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter	-	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	20	
<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 30 timer</u>		
Kvalitetssikring av data	5		
Rapportering av data	25		
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader</u>	
	Utstyr	-	
	Kjøp av tjenester	-	
	Totalt	70–80 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u>	<u>Forarbeid: 2 timer</u>	
	Planlegging av feltarbeid	2	
	<u>Feltarbeid</u>	<u>Feltarbeid: 20 timer</u>	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	20	
	<u>Etterarbeid</u>	<u>Etterarbeid: 30 timer</u>	

	Kvalitetssikring av data	5	
	Rapportering av data/resultater	25	
	<u>Driftsutgifter</u>		
	Utstyr	-	
	Kjøp av tjenester	-	
	Totalt	70–80 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig totalt og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader), for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Totalt		Totalt	
Etableringskostnader	100–150 kkr		70–80 kkr	
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr		70–80 kkr	
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 000–1500 kkr		800–900 kkr	

Synergier

Det er etablert prosedyrer og metodikk for datainnsamling og tidsserier for overvåkingsindikatorer på de ulike lokalitetene. Denne bør benyttes for videre effektovervåking. Basisovervåking for klippeblåvinge har etablert før-kunnskap om klippeblåvingepopulasjoner, utbredelse og habitatkvalitet på alle kjente lokaliteter. Design for datainnsamling i basisovervåking er brukt direkte som design i minimumovervåking, mens et utvidet design (vertsplanter og nektarplanter) er brukt i optimumovervåkingen. Basisovervåkingen kan brukes for å vurdere status og utvikling i klippeblåvingepopulasjoner uten tiltak og gir relevante data på variasjoner i populasjonsstørrelser i tid og rom. Basisovervåkingen kan også utvides til å omfatte lokaliteter med tiltak.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget er relevant for alle skjøtselstiltak for arten, men for utsetting/reintroduksjon bør det gjøres en separat vurdering av relevant overvåkingsdesign. Designet vil kunne være overførbart for alle andre typer insekter der man kan kartlegge relativt statiske livsstadier (egg, larvespinn), eksempelvis for prikkroutevinge.

2.11 Svarthalespove *Limosa limosa islandica*

Bård G. Stokke
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

I Norge forekommer svarthalespoven med to underarter; *islandica* og *limosa*. På den norske Rødlista for arter fra 2015 ble *arten* vurdert som sterkt truet (EN) (Kålås mfl. 2015), og basert på oppdaterte bestandsestimater foreslås statusen endret til kritisk truet (CR) i den reviderte Rødlista for 2021 (Stokke mfl. 2021). Svarthalespoven er definert som prioritert art i Naturmangfoldloven (siden 2011; Klima- og miljødepartementet 2015b), og det er laget en egen forskrift for arten ([Forskrift om svarthalespove \(*Limosa limosa*\) som prioritert art - Lovdata](#)). I 2015 ble det gjort en «av-prioritering» basert på en konfliktsituasjon på Jæren, som har en liten hekkebestand av underarten *limosa*. Dette innebærer at forskriften nå kun omfatter underarten *islandica* (Klima- og miljødepartementet 2015b; [Forskrift om endringer i forskrift 20. mai 2011 nr. 524 om svarthalespove \(*Limosa limosa*\) som prioritert art - Lovdata](#)). I denne sammenstillingen behandles derfor kun denne underarten (**Figur 2.11.1**), med fokus på hekkeområder, da forskriften regner hekkeområdene som artens økologiske funksjonsområde.



Figur 2.11.1. Svarthalespove, underart *islandica*. Foto: Oddvar Heggøy/Norsk Ornitologisk Forening.

Første dokumenterte hekking av underarten *islandica* i Norge er fra Vesterålen i 1955, men underarten etablerte seg ikke som regelmessig hekkefugl i Nord-Norge før etter 1970 (Sæther 1994, Kålås mfl. 2015, Heggøy & Øien 2018). Svarthalespovens hovedføde består av invertebrater. Individuer av underarten *islandica* som hekker på Island tilbringer vinteren langs kysten av Vest-Europa (Heggøy & Øien 2018). Dette gjelder sannsynligvis også for individer som hekker i Norge, men dette er ikke godt kjent. Under trekk og overvintring er underarten *islandica*, i

motsetning til *limosa*, sterkt knyttet til marine områder. Fortrinnsvis benyttes områder med muderbunn for fødesøk. Overvintringsområdene er gjerne lokalisert rundt større elvedeltaer (Heggøy & Øien 2018, BirdLife International 2021).

Det ble i 2010 laget forslag til en norsk handlingsplan for svarthalespove (begge underarter; Direktoratet for naturforvaltning 2010b), men denne er foreløpig ikke ferdigstilt. Norsk ornitologisk forening (NOF) har på oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet en fagrapport (også for begge underarter) som er ment å utgjøre grunnlaget for en framtidig handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2010b, Heggøy & Øien 2018).

Utbredelse

Underarten *islandica* har en regionalt begrenset utbredelse, men er knyttet til spesielle naturtyper/miljøforhold. Den foretrekker myrer og naturlige våtmarker, og forekommer sjelden (under 10 % av bestanden) på dyrket mark (Lislevand mfl. *in press*). Underarten hekker nå i Nordland samt Troms og Finnmark, men det er tidligere også gjort noen få hekkefunn i Møre og Romsdal og Trøndelag. Tyngdepunktet for forekomsten er Lofoten og Vesterålen (Nordland) og Vannøya (Troms og Finnmark) (Eggen & Heggøy 2016; Heggøy & Eggen 2017, 2018, 2019), men det er svært få lokaliteter som synes å være faste hekkeplasser for arten (Heggøy & Øien 2018). I perioden 2016-2019 har bestanden i Nord-Norge blitt kartlagt og overvåket, og det er kun fire lokaliteter hvor arten har hekket tilnærmet regelmessig i denne perioden (**Tabell 2.11.1**).

Tabell 2.11.1. Lokaliteter som er kartlagt og overvåket av Norsk Ornitologisk Forening (NOF) i Nord-Norge i perioden 2016-2019. X = arten observert, men uten tegn til hekking; MH = par observert i passende hekkehabitat, mulig hekking; SH = varslende individer eller hekkeatferd observert, sannsynlig hekking; H = reir med egg eller unger registrert, hekking; - = lokalitet ikke undersøkt. Tabell hentet fra Heggøy & Eggen (2019).

Lokalitet	Kommune	Fylke	2016	2017	2018	2019
Røstlandet	Røst	Nordland	H	SH	MH	MH
Indresand/Øvrevalle	Flakstad	Nordland	X	X	X	X
Storeidvatnet	Vestvågøy	Nordland	X	X	X	X
Bollemyra	Vestvågøy	Nordland			X	
Saltisen/Rødsandmyra	Vestvågøy	Nordland	X	X	X	X
Farstadvatnet	Vestvågøy	Nordland				
Skjerpvatnet	Vestvågøy	Nordland			X	X
Gårdsvatnet	Vestvågøy	Nordland				-
Hankaneset/Bitterstad	Hadsel	Nordland		X	X	X
Rogsøy	Sortland	Nordland	X		-	
Rogsøymyran	Sortland	Nordland	-	-	-	
Langvatnet	Bø	Nordland	MH			X
Saltvatnet nord	Bø	Nordland	X			X
Saltvatnet sør	Bø	Nordland				
Førvatnet	Bø	Nordland				
Oshågen	Øksnes	Nordland	X	SH	X	H
Strengelvåg fjorden/Breifjorden	Øksnes	Nordland	X	X	X	
Strengelvågøya	Øksnes	Nordland	SH	X		
Langryggvatnet	Øksnes	Nordland				
Bruseelva	Øksnes	Nordland				-
Meløyvatnet, Alsvåg	Øksnes	Nordland				
Grunnfjorden NR	Øksnes	Nordland	X	MH		
Lovikmyran	Andøy	Nordland	-	-	-	
Kleivvatnet	Andøy	Nordland				
Andøya flystasjon	Andøy	Nordland	X	-		-
Sellevoll/Åholmbukta	Andøy	Nordland	H	X	X	X
Rognan	Andøy	Nordland	X			
Hestneset	Andøy	Nordland	-	-		
Risøyvatnet	Andøy	Nordland				
Åholmen	Andøy	Nordland			X	X
Dankarvågen	Tromsø	Troms		X		-
Tisnes	Tromsø	Troms	X	X	X	X
Dåfjorden	Karlsøy	Troms		X		
Vannareid	Karlsøy	Troms	X	X	H	
Skipsfjorddalen	Karlsøy	Troms	SH	SH	SH	2H
Slettnes	Karlsøy	Troms	-	SH	MH	H

Hekkebestanden i Nord-Norge ble estimert til 50–60 par i 2011 (Strann mfl. 2012). Dette estimatet var trolig for optimistisk, og det er derfor svært vanskelig å vurdere hvordan bestanden har utviklet seg over tid før omfattende kartlegging ble initiert i 2016 (Lislevand mfl. in press). Det er mye som tyder på at hekkebestanden ikke har vært større enn rundt 10 par etter 1990 (Heggøy & Øien 2018). Den norske hekkebestanden ble i 2018 estimert å være 4–12 par (Heggøy & Øien 2018). Oppdaterte estimater fra 2019 anslår 4–9 hekkende par (Heggøy & Eggen 2019).

Viktige naturtyper

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter
Større, åpne og flate gressbevokste myrer i lavlandet nær kysten. Gjerne med grunne myrdammer omkranset av starr og siv	Hekkeområde	Liten	Kritisk	?
Syreholdige, flate myrer og sumper med dvergbjørk i innlandet. Gjerne med grunne myrdammer omkranset av starr og siv	Hekkeområde	Liten	Ubetydelig	?
Mosaikk av kultureng og naturlige gressletter eller våtmarker	Hekkeområde	Liten	Viktig	?
Marine elvedeltaer	Overvintring ¹	Middels	Kritisk	?

¹ Underarten overvintrer i kystområder i Vest-Europa (utenfor Norge). Overvåking og tiltak i overvintringsområdene krever internasjonalt samarbeid (Heggøy & Øien 2018), og omtales ikke videre i den foreliggende rapporten. Det er imidlertid viktig at større områder med mudderflater på trekklokaliteter i Norge er tilgjengelig for arten.

Detaljer rundt hekkehabitater i Nord-Norge er beskrevet i Eggen & Heggøy (2016), og de oppsummerer det slik: «*Felles for lokalitetene hvor hekking ble bekreftet eller mistenkt i 2016 er at dette er relativt store, åpne og forholdsvis flate områder med fuktig mark og relativt kortvokst vegetasjon av ulike typer gress, siv og starr. Alle lokalitetene er lavtliggende, og flere ligger i nærheten av sjøen. Det finnes lite eller ingen mer høyvokst vegetasjon, som trær og busker, i eller i nærheten av lokalitetene. En annen fellesnevner er at lokalitetene består av relativt intakte naturområder, som er under lite eller ingen press fra menneskelig aktivitet, og hvor det foregår lite menneskelig ferdsel i hekkesesongen*».

Heggøy & Eggen (2019) beskriver i tillegg en del interessante detaljer rundt habitatbruk på Vannøya, Troms og Finnmark. Felles for hekkehabitater i dette området er «*ganske fast og ikke veldig fuktig torvmyr, dominert av torvmoser og planter som molte, krekling og ulike typer gress og starr. Sistnevnte var ikke veldig utbredt på noen av lokalitetene, men en fellesnevner for områdene ungene holdt seg i var en større vegetasjonshøyde og mer innslag av gress, starr og andre høyere planter enn i områdene rundt. Vegetasjonshøyden i disse områdene var i alle tilfeller tilstrekkelig til å skjule ungene helt, og de kom bare til syne når de gikk opp på tuer eller ut i kanten av den høyere vegetasjonen. Skjul for predatorer er nok en viktig årsak til at disse områdene er populære, men antakelig kan også næringstilgangen være bedre for ungene her*».

Forhold under trekk og overvintring anses som mindre viktige påvirkningsfaktorer for underarten *islandica* (Heggøy & Øien 2018). Den store bestanden på Island (ca. 25 000 par) har vært kraftig økende de siste tiårene (BirdLife International 2021), noe som kan tyde på at trusler i overvintringsområdene ikke har vært framtrepende. Naturtyper og andre forhold i forbindelse med dette behandles derfor ikke videre. Myrområder i innlandet (beskrevet som hekkehabitat på Island) synes ikke å være viktig for svarthalespoven i Norge (Heggøy & Øien 2018), og behandles derfor ikke videre.

Eksisterende overvåking

På grunn av mangelfull kunnskap om bestandsstørrelse og utbredelse, har det siden 2011 blitt gjennomført kartlegging av bestanden i Nord-Norge. Fra og med 2016 har dette arbeidet dekket potensielle lokaliteter for hele regionen. Dette arbeidet er utført med basis i bevilgninger gjennom artsforskriften fra 2011, samt fra Fylkesmannen i Nordland og Rogaland (Strann mfl. 2012; Olsen 2012, 2013, 2014; Strann & Frivoll 2014; Eggen & Heggøy 2016; Heggøy & Eggen 2017, 2018, 2019; Heggøy & Øien 2018). Kartleggingsarbeidet ble gjennomført i form av feltundersøkelser i utvalgte områder (31 i 2019) som på forhånd er blitt betraktet som passende hekkehabitat for svarthalespove og der arten er blitt påvist tidligere. I tillegg er det supplert med opplysninger fra lokale ornitologer og observasjoner lagt inn i www.artsobservasjoner.no (e.g. Heggøy & Eggen 2019). På hver besøkt lokalitet ble det avspilt lyd/sang for å framprovosere en respons hos eventuelle hekkende fugler. Større og uoversiktlige områder ble undersøkt til fots. Det ble også foretatt enkle habitatundersøkelser, og ved konstaterte hekkefunn ble antall unger registrert og forsoøkt individmerket (Eggen & Heggøy 2016).

Denne kartleggingen gir et grunnlag for å fange opp eventuelle endringer i bestand og utbredelse, gitt at den videreføres, både i områder hvor det utføres tiltak og i referanseområder.

Tiltaksovervåking: Det er så langt gjennomført få tiltak i hekkeområdene i Nord-Norge. Heggøy & Øien (2018) nevner skjøtselstiltak samt uttak av mink i et par naturreservater i Vesterålen (initiert av Fylkesmannen i Nordland), men så langt er det ikke foretatt noen tiltaksovervåking.

Viktige påvirkninger

Alle påvirkningsfaktorene gjelder for hekkeområdet, og er hentet fra Heggøy & Øien (2018).

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak
Habitatendring (Svært viktig)	Nordland, samt Troms og Finnmark. Større, åpne og flate gressbevakste myrer i lavlandet nær kysten. Gjerne med grunne myrdammer omkranset av starr og siv. Ev. mosaikk av kultureng og naturlige gressletter eller våtmarker	Grøfting, drenering og oppdemming kan være potensielle trusler. I tillegg er gjengroing av våtmarker med busker og trær ugunstig. Eutrofiering av våtmarker synes ugunstig	Unngå grøfting, drenering og oppdemming i viktige områder. Restaurering av våtmark kan være aktuelt og er planlagt på Røst. Fjerning av busker og trær. Tilpasset beite
Predasjon (ukjent)	Som over	Løshunder problematisk på Jæren (<i>limosa</i>). Lite undersøkt hos <i>islandica</i>	Unngå løshunder (og ev. forvilledede huskatter) i viktige hekkeområder. Uttak av mink
Klimaendringer (viktig)	Som over	Større plantevekst. Gjengroing av busker og trær	Fjerning av busker og trær. Tilpasset beite
Menneskelig forstyrrelse (ukjent)	Som over	Ferdsel kan potensielt virke forstyrrende i noen områder	Unngå turstier/ferdsel i eller tett inntil viktige hekkeområder
Urbanisering og fragmentering (mindre viktig)	Som over	Boligbygging og infrastruktur i viktige hekkeområder er ikke problematisk i dag	Fragmentering av viktige hekkeområder bør unngås

Gjennomføring av tiltak

Det er ikke innvilget støtte til tiltak for svarthalespove over post 1472 (tilskudd til truede arter og naturtyper). Heggøy & Øien (2018) nevner følgende iverksatte tiltak:

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar

Biotopforbedring	1	1	Grunnfjorden naturreservat i Øksnes, initiativ fra Fylkesmannen i Nordland: Fjerning av granplanter, «plugging» av dype grøfter
Biotopforbedring og predator kontroll	1	1	Straume naturreservat i Bø, Nordland: Beite for å begrense gjengroing, redusere utslipp til vassdrag for å begrense eutrofiering, fangst av mink (predator kontroll)

Heggøy & Øien (2018) foreslår følgende tiltak:

1. *Restaurering av hekkeområder.* På Ørlandet i Trøndelag, hvor svarthalespoven tidligere hekket, forsvant arten etter at leveområdet ble drenert og oppdyrket. Det anbefales at forvaltningsmyndigheter og grunneiere tar initiativ til restaurering, med basis i støtteordninger fra § 6 i *Forskrift om svarthalespove som prioritert art* (Klima- og miljødepartementet 2015). På Røst, Nordland har bl.a. grøfting og anleggelse av turstier forringet leveområdene for svarthalespove. Her pågår en prosess med restaurering ved hjelp av midler bevilget gjennom Miljødirektoratet. Konkrete tiltak kan være utbedring eller nyanlegging av bekker og dammer med kantsoner, samt økologiske rensetiltak (fangdammer).
2. *Skjøtsel i hekkeområdene.* Flere av de aktuelle hekkeområdene for svarthalespove trues på grunn av gjengroing. Det foreslås fjerning av trær og busker gjennom hogst, og vedlikehold av åpne arealer gjennom tilrettelagt beiting. Tiltak mot eutrofiering anbefales også i noen områder (for eksempel Straume i Bø, Nordland). Dette kan utføres ved hjelp av maskiner i kombinasjon med beiting.
3. *Predator kontroll – fremmede arter.* Mink og forvillede huskatter er potensielle predatorer på egg og unger. Det anbefales å aktivt bekjempe disse i viktige områder for svarthalespoven. I tillegg anbefales uttak av brunrotter på Røst.
4. *Kanalisering av ferdsel.* Generelt er hekkeområdene for underarten *islandica* lite utsatt for forstyrrelser fra ferdsel. Svarthalespoven er sensitiv for menneskelig forstyrrelse (inklusive løse hunder). Turstier og lignende bør derfor ikke anlegges i eller tett opptil reelt eller potensielt viktige hekkeområder. Ferdslsreguleringer, skilt og informasjonstavler kan være positivt i områder hvor det er kort avstand mellom ferdselsaktiviteter og leveområder for svarthalespove.
5. *Informasjon og tilskudd.* Kunnskap om bestandsstørrelse og -utvikling er fortsatt mangelfull for underarten *islandica*. Det er derfor viktig at det avsettes midler til slikt overvåkingsarbeid. Siden arten hekker svært spredt og fåtallig er det viktig med lokale informasjonskampanjer.
6. *Kartlegging og overvåking.* Som tidligere nevnt er kunnskapen rundt forekomst av underarten *islandica* mangelfull. Potensielle hekkeområder bør synliggjøres (basert på habitatpreferanser), kartlegges og overvåkes. Kommunale viltkart bør oppdateres basert på kunnskap om forekomst av arten. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes, Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark) framheves som viktige. Områder hvor arten er påvist i senere tid bør besøkes årlig, mens historiske lokaliteter bør besøkes med jevne mellomrom (for eksempel hvert femte år). En slik overvåking er svært viktig for å kunne si noe om effekten av iverksatte tiltak for å utbedre hekkeområdene.
7. *Forskning og utredning.* Det er behov for mer kunnskap om svarthalespoven, noe som kan frambringes ved hjelp av forskning. Rekruttering, stedstrohet samt trekkruter kan

undersøkes ved bruk av individmerking eller satellittelemetri. Ungenes habitatpreferanse kan undersøkes ved feltstudier.

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Som nevnt tidligere («Gjennomføring av tiltak») er det svært få tiltak som er satt i gang med hensyn til underarten *islandica*. Det foreligger foreløpig ingen publisert kunnskap om effekten av iverksatte tiltak. Det gjennomføres overvåking av hekkebestanden, og årlige rapporter blir publisert med resultater fra dette arbeidet (Strann mfl. 2012; Olsen 2012, 2013, 2014; Strann & Frivoll 2014; Eggen & Heggøy 2016; Heggøy & Eggen 2017, 2018, 2019). I tabellen under inkluderes tiltak som potensielt kan bidra til en positiv bestandsutvikling.

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Restaurering - nyanlegging av bekker og dammer med kantsoner	Større, åpne og flate gressbevokste myrer i lavlandet nær kysten. Gjerne med grunne myrdammer omkranset av starr og siv. Ev. mosaikk av kultureng og naturlige gressletter eller våtmarker	Dårlig	Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess
Restaurering - økologiske rensetiltak (fangdammer)	Som over	Dårlig	Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess
Skjøtsel - fjerning av trær og busker	Som over	Dårlig	Forhindre gjengroing gjennom hogst (og ev. beite). Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess
Skjøtsel – beite	Som over	Dårlig	Forhindre gjengroing. Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess
Skjøtsel – hindre eutrofiering	Som over	Dårlig	Ved bruk av maskiner og ev. beite. Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess
Predatorkontroll	Som over	Dårlig	Uttak av fremmede arter. Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Forbedret hekkesuksess
Kanaliserings av ferdsel	Som over	Dårlig	Ferdseisreguleringer, skilt og informasjonstavler. Få iverksatte tiltak. Effekt ukjent. Etablering, forbedret hekkesuksess

Kunnskapen om de ulike tiltakenes effekt på svarthalespove (underarten *islandica*) er generelt dårlig, noe som hovedsakelig skyldes svært få iverksatte tiltak.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Formålet med aktuelle tiltak vil være å øke bruken (etablering) av potensielle hekkelokaliteter og forbedre hekkesuksess på den enkelte hekkelokalitet (hvor arten hekker regelmessig per dags dato, se **Tabell 2.11.1**). Fordi svarthalespove (underart *islandica*) hekker svært fåtallig i Norge, og antallet potensielle hekkelokaliteter er stort, vil det imidlertid være krevende å få gode, kvantitative data på effekter av tiltak på potensielle hekkelokaliteter. I og med at hvert par krever store, egnede områder for å etablere seg, kan man forvente at kun ett eller noen få par vil hekke i et gitt område uansett habitatkvalitet. Mål for tiltaksoppnåelse vil derfor omfatte registrering av etablering (hekkefunn) i potensielle hekkeområder etter tiltaksutførelse, eller økt ungeproduksjon hos enkeltpar i områder hvor arten allerede er konstatert hekkende og etablert i de foregående sesongene (for eksempel gjennom redusert predasjon av egg og/eller unger).

Behovet for tiltak vil variere mellom lokaliteter og må spesifiseres først. I dette opplegget tar vi utgangspunkt i lokalitetsspesifikke tiltak på etablerte og potensielle hekkelokaliteter og skisserer generell overvåking som vil gi svar på bestandsstatus og eventuelle effekter av tiltak som settes i verk.

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p>Kunnskap om effekt av habitatforbedrende tiltak på etablering og hekkesuksess hos svarthalespove.</p> <p>Formålet med tiltaket vil være lokalitetsspesifikt og kan ikke formuleres generelt, men vil ha som målsetting å konsolidere etablerte hekkeplasser (sikre at de er i bruk over tid) og øke bruk av potensielle hekkelokaliteter.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne vurdere om målsettingen om økt etablering og forbedret hekkesuksess oppnås på lokaliteter som overvåkes.</p>	<p>Som for optimal</p>
<p>Tilnærming:</p> <p>Overvåke effekten av tiltak som gjennomføres, og som resulterer i oppnåelse av «formål». Disse tiltakene er rettet mot restaurering, skjøtsel, predatorkontroll og kanalisering av ferdsel som beskrevet i «Effekter av tiltak: kunnskapsstatus». Det vil være naturlig å benytte tilstanden i områder hvor arten er etablert og har god hekkesuksess som mål på «god tilstand». Her bør man registrere habitatkvalitet (for eksempel tredekning, størrelse, forekomst av beker og dammer, vegetasjonssammensetning, beitetrykk, predatoritetthet og grad av menneskelig ferdsel) og sammenligne dette med tilstanden i potensielle hekkeområder. Tiltak kan deretter utprøves i de sistnevnte områdene basert på kunnskap fra områder hvor arten er etablert.</p> <p>Alle potensielle og etablerte hekkelokaliteter i Nord-Norge inkluderes. Dette omfatter ca. 40 lokaliteter, men antall potensielle lokaliteter må endelig defineres ut fra en grundig gjennomgang av litteraturen og Artsobservasjoner, og i samråd med NOF.</p>	<p>Som for optimal</p> <p>Potensielle og etablerte hekkelokaliteter i de mest aktuelle områdene (Tabell 2.11.1) inkluderes</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Optimal	Minimum
<p>Svarthalespoven er en mobil art med spesifikke habitatkrav og spredt forekomst. Overvåkingslokaliteten kan dermed avgrensnes som et økologisk funksjonsområde (hekkeområde) med egnet habitat. Dette er større, åpne og</p>	<p>Som for optimal</p>

flate gressbevekste myrer i lavlandet nær kysten. Gjerne med grunne myrdammer omkranset av starr og siv. Ev. mosaikk av kultureng og naturlige gressletter eller våtmarker. Dette omfatter et større areal, hvor kun ett eller noen få par hekker

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Det er relativt få kjente forekomster av svarthalespove i Nord-Norge. Mange områder har imidlertid blitt overvåket, slik at mørketallet trolig er lavt. Totalovervåking er trolig mest relevant. På grunn av få forekomster vil det være vanskelig å trekke generelle slutninger uavhengig av utvalgsmetodikk. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes, Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark) framheves som viktige, og tiltaksovervåking bør i første omgang rettes mot disse områdene	Som for optimal, men med et snevrere utvalg av «forsøkskommuner»

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Totalkartlegging i Nordland, Troms og Finnmark. Oppfølging av relevante tiltak på hver enkelt lokalitet	Som for optimal, men med et snevrere utvalg av «forsøkskommuner»

Valg av overvåkingsindikatorer

I basisovervåkingen registreres om potensielle hekkeområder (**Tabell 2.11.1**) har forekomst av svarthalespove, og sannsynlighet for at arten hekker i området blir vurdert. Dersom konkrete hekkefunn blir gjort, telles antall unger samt at disse blir forsøkt individmerket. I tillegg foretas en kortfattet beskrivelse av habitatet. For å kunne foreslå tiltak for spesifikke områder er det viktig at beskrivelsen av habitat og forekomst av predatorer blir mer omfattende og systematisk (se «Formål og tilnærming» over). Grad av forstyrrelse varierer sannsynligvis markant mellom ulike lokaliteter. For å få et mål på dette, og vurdere om tiltak bør settes inn, er det viktig å innhente informasjon om denne påvirkningsfaktoren.

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Forekomst	Tiltakene må resultere i at arten bruker arealet som hekkeområde	Tilstedeværelse/ fravær	Som for optimal
Reproduksjon	Tiltakene må resultere i at arten har god hekkesuksess i området	Hekkesuksess (flygedyktige unger; suksess og antall)	Som for optimal
Egenskaper ved habitat	Tiltakene som settes inn har som formål å øke habitatkvaliteten	Tilgang til bekker, dammer, fravær av busker og kratt, områdestørrelse, beitetrykk, antall fremmede predatorer	Som for optimal
Forstyrrelser	Tiltakene som settes inn har som formål å redusere frekvensen av forstyrrelser	Mål på ferdsel	Som for optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Transekter og/eller lyd	Detektere tilstedeværelse og hekkeindikasjoner	I egnet habitat. Linjetaksering og/eller lydavspilling. Totalovervåking	I egnet habitat. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes,

	(sang/spill, varsling, unger)	<u>Indikatorer:</u> Tilstedeværelse og hekkein-dikasjoner Habitatkvalitet	Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark)
Spor etter predatører (sportegn, avføring, synsobservasjoner, lokal informasjon) Feller	Frekvens av fremmede predatører	I egnet habitat. Totalovervåking <u>Indikatorer:</u> Tilstedeværelse og tetthet av mink og rotter (og ev. katt) Antall fanget i feller	I egnet habitat. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes, Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark)
Individmerking	Detektere steds-trohet, spredning, trekk	I egnet habitat. Påsettes ungfugler. Totalovervåking	I egnet habitat. Påsettes ungfugler. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes, Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark)
Totaltkartlegging	Habitatkvalitet	I egnet habitat. Totalovervåking Dronefotografering eller flyfoto → vegetasjonsmosaikk	I egnet habitat. Kommunene Røst, Vestvågøy, Bø, Øksnes, Andøy (Nordland), Måsøy, Karlsøy og Tromsø (Troms og Finnmark)

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Forekomst	Liten	Årlig (mai)	Årlig (mai)	Området bør besøkes i mai (etablering av hekkepar)
Reproduksjon	Ukjent	Årlig (juli)	Årlig (juli)	Området bør besøkes i juli (ungeperioden). Eventuelle individmerker påsettes da
Egenskaper ved habitat	Kan være stor i forbindelse med tiltak	Oppstart og hvert femte år	Oppstart og hvert femte år	Gjennomføres sammen med registrering av forekomst eller reproduksjon, eller ev. utenfor hekkesesongen (for å unngå forstyrrelser for hekkende par) Flyfoto og/eller drone
Predatorkontroll	Ukjent	Kontinuerlig	Kontinuerlig	Feller for mink og eventuelt andre fremmede arter bør røktes kontinuerlig
Forstyrrelser	Varierer trolig mellom lokaliteter og	Kontinuerlig	Kontinuerlig	Ferdsestellere og/eller svarkasser

	avhengig av tilrettelegging			
--	-----------------------------	--	--	--

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokalitet Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid:</u> 2 timer	
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Feltarbeid:</u> 15 timer (1 dag i mai og 1 dag i juli) <u>Etterarbeid:</u> 7 timer	Feltarbeid to ganger i året (mai + juli). Evt en dag ekstra for dronekjøring osv (utenfor hekkesesong) for å unngå forstyrrelser
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester Ringmerkingsutstyr	<u>Kostnader:</u> 3000 kr	500 kr/døgn høypresisjons-GPS 500 kr/døgn drone, ringmerkingstenger osv. Dronekjøring en gang per år, hvert femte år
	Totalt	30–40 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid:</u> 1 time	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Feltarbeid:</u> 15 timer (1 dag i mai og 1 dag i juli) <u>Etterarbeid:</u> 7 timer	Feltarbeid to ganger i året (mai + juli)
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 1000 kr	500 kr/døgn høypresisjons-GPS 500 kr/døgn drone
	Totalt	30–40 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokalitet Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid:</u> 2 timer	
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Feltarbeid:</u> 15 timer (1 dag i mai og 1 dag i juli) <u>Etterarbeid:</u> 7 timer	Feltarbeid to ganger i året (mai + juli). Evt en dag ekstra for dronekjøring osv (utenfor hekkesesong) for å unngå forstyrrelser
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester Ringmerkingsutstyr	<u>Kostnader:</u> 3000 kr	500 kr/døgn høypresisjons-GPS 500 kr/døgn drone, ringmerkingstenger

			osv. Dronekjøring en gang per år, hvert femte år
	Totalt	30–40 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid:</u> 1 time	Feltarbeid to ganger i året (mai + juli)
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid:</u> 15 timer (1 dag i mai og 1 dag i juli)	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data	<u>Etterarbeid:</u> 7 timer	
	Rapportering av data/resultater		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 1000 kr	500 kr/døgn høypresisjons-GPS 500 kr/døgn drone
	Totalt	30–40 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr
Årlige løpende kostnader	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	350–400 kkr	15 000–20 000 kr	350–400 kkr	10 000–15 000 kkr

Synergier

Basisovervåking for svarthalespove (underart *islandica*) har etablert før-kunnskap om status som hekkeområde for ca. 30 lokaliteter i Nord-Norge (se Heggøy & Eggen 2019). Disse lokalitetene kan benyttes som utgangspunkt for tiltak og tiltaksovervåking. For å kunne foreslå tiltak for spesifikke områder må det tilegnes kunnskap om habitatkarakteristikker, forekomst av potensielle predatorer og risiko for ferdselsforstyrrelser.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget kan brukes til å undersøke effekt av skjøtselstiltak for andre fuglearter som kan hekke i samme eller lignende habitater som svarthalespoven. Det kan for eksempel foretas en komplett taksering av fuglefaunaen (eller for utvalgte arter) på de utvalgte lokalitetene, slik at man kan sammenligne artsdiversitet og tetthet i 1) områder som benyttes av svarthalespove som hekkeplass og områder som er potensielle hekkeplasser men som ikke benyttes av svarthalespoven i dag, og 2) områder før og etter at tiltak er utført.

2.12 Hul eik

Anne Sverdrup-Thygeson
Norsk institutt for naturforskning/Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Bakgrunnsinformasjon

Hule eiker (**Figur 2.12.1**) er en utvalgt naturtype, iht. [Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven \(2011\)](#).



Figur 2.12.1. Hul eik. Foto: Anne-Sverdrup-Thygeson.

Naturtypens utbredelse

Hule eiker finnes spredt innenfor eikas utbredelsesområde, som omfatter et bredt belte langs kysten fra svenskegrensa via Oslo og Sørlandet og mer spredt opp til Møre og Romsdal. Vi finner grove, hule eiker spredt både i skog og i kulturlandskap innenfor dette området. Hule eiker finnes også langs veier, og i parker og hager i det urbane miljø (Direktoratet for naturforvaltning 2012).

Totalt finnes anslagsvis 138 000 hule eiker i Norge (med et 95 % konfidensintervall på 73 000–229 000). Av disse er anslagsvis 60 500 eiketær omfattet av forskriften (95 % konfidensintervall 34 000–98 000), ca. 16 000 av disse forskriftseikene står i kantsonen til produktiv skog (95 % konfidensintervall: 5 000–33 000) (Sverdrup-Thygeson mfl. 2018).

Om lag 77 000 trær omfattes ikke av forskriften (95 % konfidensintervall 32 000–144 000). Av disse står om lag 2 300 hule eiker i verneområder (95 % konfidensintervall 230–6 000), mens de resterende hule eikene står i produktiv skog der de skal omfattes av skogbrukets miljöhensyn (Sverdrup-Thygeson mfl. 2018).

Ut over disse estimatene har vi mangelfull kunnskap om den presise forekomsten innenfor utbredelsesområdet for hule eiker. En kartframstilling over kjente forekomster finnes i [Økologiske grunnkart \(artsdatabanken.no\)](https://artsdatabanken.no).

Truede arter med forekomst i naturtypen

Tabellen under er hentet fra Framstad mfl. (2020). I denne rapporten går en gjennom dokumentasjon på naturtypenes betydning som leveområde for truede og nær truede arter.

Grad av tilknytning er vurdert som sterk, middels og svak, etter følgende kriterier:

- sterkt tilknyttet naturtypen: habitatspesialister med de aller fleste forekomstene i den aktuelle naturtypen eller har helt kritiske funksjonsområder tilknyttet naturtypen
- middels: forekommer ofte, men ikke eksklusivt i naturtypen, f.eks. ved at de er tilknyttet livsmedier som finnes spredt i ulike naturtyper
- svakt: forekommer mindre vanlig eller av og til i naturtypen

Art/artsgruppe	Antall/ artsnavn	Rødliste 2015	Grad av til- knytning	Kilde
Lav				
rimflekklav	<i>Arthonia cinereopruinosa</i>	EN	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
kastanjelundlav	<i>Bacidia biatorina</i>	VU	middels	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
breinål	<i>Calicium adspersum</i>	VU	middels	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikenål	<i>Calicium quercinum</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikeoransjelav	<i>Caloplaca lucifuga</i>	VU	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
stautnål	<i>Chaenotheca phaeocephala</i>	VU	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikedråpelav	<i>Cliostomum corrugatum</i>	EN	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
kjøttkraterlav	<i>Gyalecta carneola</i>	VU	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikeflekklav	<i>Inoderma byssaceum</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
stiftpulselav	<i>Micarea stipitata</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
gulløyelav	<i>Solitaria chrysophthalma</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
pokalnål	<i>Sphinctrina turbinata</i>	EN	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
blomsterstry	<i>Usnea florida</i>	VU	middels	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b

Sopp				
oksetungesopp	<i>Fistulina hepatica</i>	NT	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
stubbeflathatt	<i>Gymnopus fusipes</i>	NT	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
safrankjuka	<i>Hapalopilus croceus</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
piggsvinsopp	<i>Hericium erinaceus</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
tårekjuka	<i>Inonotus dryadeus</i>	CR	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
storkjuka	<i>Meripilus giganteus</i>	NT	middels	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikegreinkjuka	<i>Pachykytospora tuberculosa</i>	NT	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikedynekjuka	<i>Perenniporia medulla-panis</i>	VU	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
eikeknivkjuka	<i>Piptoporus quercinus</i>	EN	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
ruteskorpe	<i>Xylobolus frustulatus</i>	NT	sterk	Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b, 2011b
Insekter; biller				
84 billearter med sterk tilknytning til (hul) eik			sterk/ middels	Se liste Tabell 2 i Sverdrup-Thygeson mfl. 2011b, se også vedlegg i Sverdrup-Thygeson mfl. 2010b

Eksisterende overvåking

En første kartlegging med tanke på oppstart av overvåking ble gjennomført i årene 2012–2016 (Sverdrup-Thygeson mfl. 2018). Andre omløp, der de ca. 650 kartlagte forskriftseiketrærne ble gjenoppsøkt, ble gjennomført i 2019 (Hatlevoll mfl. 2019).

Den videre gangen i overvåkingsopplegget er under revisjon. En ting som vurderes er om også insektene skal inkluderes. Et forslag til komplett overvåkingsopplegg, for eikene og insektene, er beskrevet i MINA fagrappport 62 kap. 5 (Hatlevoll mfl. 2019). I 2020 ble det gjennomført et pilotprosjekt med tanke på feller og metodikk for insektovervåking (i nært samarbeid med det [nasjonale insektovervåkingsprosjektet i regi av NINA](#)). Både DNA-metoder og visuell ID testes og sammenlignes. Resultatene er i skrivende stund ikke klare.

Dersom skjøtselstiltak (som f.eks. fristilling) skjer rundt noen av disse drøyt 650 overvåkingseikene, er det mulig å designe effektovervåking for å undersøke hvilken effekt disse har på assosiert artsmangfold. Tiltaket må da varsles i god tid, slik at mer detaljerte undersøkelser av artsmangfold på den aktuelle forskriftseika kan kartlegges *før* tiltaket skjer.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Fjerning/hogst	Overalt	Mest åpenbare trussel	Mindre aktuelt for tiltak i denne sammenheng.
Manglende rekruttering	Overalt	Især viktig der det er gode, etablerte eikemiljø	Kan etablere forvaltningsplaner for viktigste eikemiljøer. Kan stimulere til raskere utvikling av hulrom etc. på

			halvgamle trær gjennom 'veteranisering'. Mindre aktuelt for tiltak i denne sammenheng.
Gjengroing	I tidligere åpent kulturlandskap	Ofte i overgang skog / jordbrukslandskap	Fristilling
Feil sikringstiltak eller skader	Mest i bymiljø	Beskjæring, bardunering, etc. Skader som følge av anleggsarbeid nær eika.	Informasjon. Bestillerkompetanse hos oppdragsgiver. Sette krav om tiltak og kompetanse ved anleggsarbeid. Mindre aktuelt for tiltak i denne sammenheng.
Forurensing og klimaendring	Overalt	Svakt kunnskapsgrunnlag	Mindre aktuelt for tiltak i denne sammenheng.

Oppsummering: Man kan skille mellom to faktorer som påvirker hule eiker og artsmangfoldet knyttet til dem, nemlig reduksjon i antall (kvantitet) og forringelse av miljøet i og rundt de hule eikene (kvalitet).

Fjerning/hogst

Til den første kategorien hører fjerning/hogst av gamle eiker, i forbindelse med endret arealbruk, effektivisering av landbruksareal, sikkerhetshensyn i parker etc. Dette er den mest åpenbare trusselen mot de hule eikene.

Fragmentering og flaskehalsar – mangel på rekruttering

Fordi de viktige habitatene for det biologiske mangfoldet oppstår først seint i eikas livsløp, er det helt avgjørende at forvaltningen av hule eiker har et langsiktig perspektiv. Det er ikke bare fjerning av dagens hule eiker som er problematisk, men også andre yngre eiker som på sikt skulle utvikle hulheter og overta for dagens hultrær, må ivaretas. Dersom artene som er avhengige av disse spesielle livsmiljøene skal ha mulighet for å opprettholde levedyktige populasjoner på sikt, er det helt vesentlig at vi klarer å tenke langsiktig og bygge opp stabile eikemiljøer der trær i ulike aldre finnes innen rimelige avstander.

Gjengroing

En rekke faktorer påvirker kvaliteten i eikemiljøene. En av de viktigste er gjengroing rundt eiker som har utviklet seg i et åpent, solrikt miljø. Mange hule eiker har vokst opp i et mer lysåpent kulturmiljø, og utviklet store, vide kroner som krever god tilgang på plass, lys og vann. Når disse trærne skygges ut av busker og trær, vil treets vitalitet påvirkes negativt. I skog har introduksjon og spredning av gran vært med på å endre miljøet rundt eikene, selv om tilplanting med gran ikke lenger skal gjennomføres i edellauvskog. Også mange av de rødlista artene knyttet til frittstående gammel eik mistrives når det vokser igjen rundt treet.

Mekaniske skader

Feil skjøtsel av hule eiketrær og mekaniske skader forårsaket av graving etc. nær hule eiker kan også forkorte livsløpet. Også hjortevilt kan gjøre stor skade på eikeskog, ved at ungskog av eik beites meget hardt.

Forurensing/klimaendringer

Luftforurensing kan påvirke hule eiker og deres innvånere på flere måter. Delvis kan forurensing påvirke jordas kjemiske egenskaper, og derigjennom eikas vekst og helse. Det er også velkjent

at luftforurensing utøver en direkte, negativ påvirkning av lavfloraen på gamle trær – mange lavararter er sårbare og forsvinner når trærnes miljø er forurenset, mens mer forurensingstolerante generalister overtar. Effekter av klimaendringer er ennå usikre, men vil sannsynligvis forsterkes framover.

Sykdom/fremmede arter

Ulike invasive fremmede arter, som den patogene sopp *Phytophthora* sp., kan forårsake brå eikedød, ifølge <https://artsdatabanken.no/Fremmedarter/2018/N/149>.

Gjennomføring av tiltak

De fleste tiltakene som gjennomføres, dreier seg om skjøtsel og vedlikehold, som f.eks. fristilling (se over). Det er utfordrende å få en oversikt over hvor mange lokaliteter det dreier seg om og akkurat hva de ulike tiltakene omfatter konkret, men både fristilling, beskjæring, sikringstiltak, inngjerding og rydding av søppel rundt eik er inkludert i den store posten «Skjøtsel og vedlikehold».

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Annet	4	?	
Gjerding	3	?	
Informasjon	10	?	
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	13	?	
Skjøtsel og vedlikehold	205	?	
Tilpasset drift på areal i landbruksforetak	3	?	

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Region/ miljøforhold	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Gjerding	Hele	Middels	Ikke eller i liten grad undersøkt
Skjøtsel og vedlikehold	Hele	Middels	Ikke eller i liten grad undersøkt
Tilpasset drift på areal i landbruksforetak	Hele	Middels	Ikke eller i liten grad undersøkt

Oppsummering: Generelt har vi lite konkret kunnskap om effekt av tiltak for å bedre forholdene for hule eiker og deres tilknyttede artsmangfold, fordi det knapt har vært gjennomført systematisk før-etter studier i forbindelse med skjøtselstiltak. Ser man antall tiltak de siste årene i sammenheng med effekter som kan være aktuelle å overvåke, peker ulike former for skjøtsel og vedlikehold seg klart ut.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Formålet med en effektovervåking er å få et bedre kunnskapsgrunnlag for å vurdere om tiltak som det bevilges midler til, primært fristilling, har den ønskede effekt på eikens tilhørende biomangfold, da med fokus på invertebrater. Det forutsettes at tiltaksovervåkingen gjennomføres som et kontrollert eksperiment (ikke som en konsekvens av enkelte grunneieres ønske om å gjøre tiltak).

Optimal	Minimum
Formål:	
Å øke kunnskap om effekter av fristilling av eiker i kulturlandskapet og i skogen på artssamfunn	Å få/øke kunnskap om effekter av fristilling av eiker i kulturlandskapet på artssamfunn og trua

<p>og trua arter av invertebrater i eikas utbredelsesområde.</p> <p>Formålet med tiltaket er å fjerne nærstående trær og busker og derved øke solinnstråling til eiketrærne.</p> <p>Dette er antatt å øke kvaliteten på leveområdene for eiketilknyttede invertebrater, slik at en ser en endring i artssamfunn og økning i trua arter, jf Gough mfl. (2014, 2015).</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om økt forekomst av trua eiketilknyttet artsmangfold oppnås på lokalitetene som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og naturtype (skog vs. kulturlandskap), om det er forskjell i måloppnåelse mellom regioner, og om fristilling generelt er et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen av hule eiker i hele eikas utbredelsesområde.</p>	<p>arter av biller i regionen med størst mangfold av eikeassosierte biller, dvs. indre deler av Vestfold-Telemark.</p> <p>Formålet med tiltaket er å fjerne nærstående trær og busker og derved øke solinnstråling til eiketrærne.</p> <p>Dette er antatt å øke kvaliteten på leveområdene for eiketilknyttede biller, slik at en ser en endring i artssamfunn og økning i trua arter, jf Gough mfl. (2014, 2015).</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om økt forekomst av trua eiketilknyttet artsmangfold oppnås på lokalitetene som overvåkes.</p>
<p>Tilnærming:</p> <p>Eksperimentell tilnærming – faktoriell design med fristilling/ikke fristilling og tid (gjentatte målinger før og etter tiltak) som faktorer.</p> <p>30 eiker som ligner hverandre (mht. tre-egenskaper, landskap/naturtype, grad av gjengroing trekkes for hver region. Disse eikene følges med insektfeller (med både visuell artsbestemming (ID) og DNA-basert artsbestemming (ID), i 5 år.</p> <p>Etter tilfeldig trekking fristilles så halvparten, mens ingenting gjøres rundt de øvrige. Datainnsamlingen gjentas så i nye 5 år. Ideelt sett bør det undersøkes både rett etter fristilling og en ny 5-årsperiode litt senere.</p> <p>Hele opplegget replikeres mellom regioner.</p>	<p>Minimumsovervåkingen knyttes tett til pågående basisovervåking av hule eiker og tilknyttet artsmangfold.</p> <p>Vi tar utgangspunkt i innvokste eiketrær som er en del av basisovervåkingen. Etter minst to år med eikebillesampling fristilles minst 15 slike eiketrær.</p> <p>Basisovervåkingen av eikebiller brukes som referanse, og er en betingelse for gjennomføring. Her kjenner vi gjengroingsgraden og har tilsvarende data på før- og etter-artssamfunn.</p> <p>(Ulempe: En slik tilnærming vil interferere med basisovervåkingen på en måte som må vurderes om er ønskelig.)</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

En overvåkingslokalitet i tilknytning til en hul eik kan variere i størrelse, avhengig av om det er en eller flere eiker på lokaliteten, og avhengig av selve tiltaket. Som et minimum bør overvåkingen dekke et areal som tilsvarer 2–3 ganger kroneradien dersom det kun er én enkelt eik som skal overvåkes. Se Olberg mfl. (2018) for mer informasjon rundt skjøtsel av hule eiker.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Det finnes en hel del forekomster av hul eik i Naturbase, men likevel er det store mørketall, især i skog. Basisovervåkingen av hule eiker bedømmes å være det beste grunnlaget for en effektovervåking. En optimal overvåking vil inkludere flere lokaliteter, i flere regioner, over flere år, og dermed gi et bedre grunnlag for å trekke generelle konklusjoner.	Datasettet i basisovervåkingen brukes som utgangspunkt, og det velges ut eiketrær herfra som har behov for fristilling, innenfor den angitte regionen og naturtypen (se under). Utvalget avgrenses til regionen med størst mangfold av eikeassosierte biller, dvs. indre deler av Vestfold-Telemark.
Et tilfeldig utvalg, stratifisert på region og naturtype, bør gjennomføres, men lokalitetene og eiketrærne må undersøkes og kvalitetssikres mht. tre-egenskaper og landskap.	
Tiltak og kontroll allokeres tilfeldig til lokalitetene innenfor hver kombinasjon av region og naturtype.	

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om effekten av fristilling på hule eiker i hele eikas utbredelsesområde og i de viktigste naturtypene for hul eik (skog og kulturlandskap), trengs gjentak.	Minimumsovervåkingen sikter på å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt for et mindre utvalg av hule eiker. Dette gjør at effektene må være større for å oppdages og kunne skilles fra mellomårsvariasjon og tilfeldig variasjon i insektpopulasjoner.
Gjentakene dekker hele eikas utbredelsesområde og begge naturtypene over utbredelsesområdet.	Det velges eiketrær som står i tidligere åpent kulturlandskap, ikke i omgivelser som antas å ha vært skog gjennom eikas levealder.
	Parvis design med kontroll-lokaliteter uten tiltak. Det må finnes før-etter data for både fristilte trær og kontrolltrær.
Som en tommelfingerregel anbefaler vi 15 lokaliteter per tiltak, region og naturtype. Minst tre regioner bør inkluderes; øst for Oslofjorden, vest for Oslofjorden og Vestlandet	Vi anbefaler 15 lokaliteter med tiltak for å sikre muligheten til å trekke statistisk holdbare slutninger.
Optimalovervåking av fristilling av hul eik bør dermed inkludere 3 regioner x 2 naturtyper x (15 tiltak +15 kontroll) = 120 lokaliteter.	Data fra basisovervåkingen av hule eiker brukes som referanse for artsmangfold i hule eiker uten tiltak.

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Antall rødlistearter av utvalgte invertebrat-grupper	Målgruppe for tiltaket	Framkommer gjennom artsidentifisering, både DNA og visuell	Framkommer gjennom artsidentifisering av biller (visuell ID)
Antall eike-spesialiserte biller	Målgruppe for tiltaket	Framkommer gjennom artsidentifisering, helst både DNA og visuell	Framkommer gjennom artsidentifisering av biller (visuell ID)
Tre-egenskaper-spesifiser	Viktig kovariabel	Eikenes diameter, hulromstatus, mengde død ved i kronen, vitalitet,	Eikenes diameter, hulromstatus, mengde død ved i kronen, vitalitet, barkeegenskaper

		barkegenskaper kartlegges etter standard metode	kartlegges etter standard metode
Antall hule eiker	Viktig kovariabel	Detaljert kartlegging i 1 km radius	Kartlegging innen 250 m radius

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Vindusfeller	Beste metode, i bruk ellers	2 feller per tre, etter standard metodikk	2 feller per tre, etter standard metodikk
Miljøregistreringer	Viktig for å få info om kovariater	Per tre, etter standard metodikk	Per tre, etter standard metodikk

Frekvens for datainnsamling

Ettersom artsrikdom og -sammensetning av vedlevende biller viser stor temporær variasjon (Sverdrup-Thygeson mfl. 2014a), må overvåkingen sikre gode før-data for å kunne evaluere effekten av tiltaket.

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Antall hule eiker	Liten	Sammen med oppstart artsregistrering og etter 5 år	Sammen med oppstart artsregistrering	
Antall rødlistearter av biller	Stor mellom år og trær	Årlig i 5 år før tiltak og årlig i 5 år etter	Årlig i 2 år før tiltak og årlig i 2 år etter	
Antall eike-spesialiserte biller	Stor mellom år og trær	Årlig i 5 år før tiltak og årlig i 5 år etter	Årlig i 2 år før tiltak og årlig i 2 år etter	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 15 timer</u> <u>Feltarbeid: 50 timer</u> <u>Etterarbeid: 50 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 10 000 kr	
	Totalt	150–200 000 kr	

Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 5 timer</u>	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 40 timer</u>	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 50 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 10 000 kr	
	Totalt	150–200 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 15 timer</u>	
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 50 timer</u>	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 10</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 5000 kr	
	Totalt	100–150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 5 timer</u>	
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 40 timer</u>	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 10 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 5000 kr	
	Totalt	80–90 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	150–200 kkr	15 000–20 000 kkr	100–150 kkr	1 500–2 000 kkr
Årlige løpende kostnader	150–200 kkr	15 000–20 000 kkr	80–90 kkr	1 000–1 500 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 500–2 000 kkr	> 200 000 kr	900–1 000 kkr	10 000–15 000 kkr

Synergier

Basisovervåkingen av hule eiker legger et viktig grunnlag for spesielt minimumsovervåkingen slik den er foreslått her. Opplegget forutsetter at overvåkingen av eiketilknyttet artsmangfold starter opp som foreslått. Design for datainnsamling i basisovervåkingen er brukt direkte både i optimal- og minimumsovervåkingen. Basisovervåkingen kan brukes som grunnlag for å vurdere status og utvikling i eiketilknyttet artsmangfold i lokaliteter uten tiltak og med ulik gjengroingsgrad.

Overføringsverdi

Det foreslåtte opplegget kan også benyttes til å overvåke effekter av fristilling på andre artsgrupper tilknyttet hule eiker, som vedboende sopp og lav, men vil da kreve noe justering. Opplegget kan også ha overføringsverdi for overvåking av artsmangfold i andre gamle/verdifulle trær.

2.13 Kalklindeskog

Tor Erik Brandrud
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Kalklindeskog (**Figur 2.13.1**) er rødlistet som sterkt truet (EN), som del av naturtypen kalkedell-lauvskog. Kalklindeskog er utvalgt naturtype fra 2011, med egen forskrift ([Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)). Det er utarbeidet en egen handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2011a), og eget overvåkingsprogram (Brandrud mfl. 2014, 2016, 2020).



Figur 2.13.1. Kalklindeskog. Foto: Tor Erik Brandrud/NINA.

Naturtypens utbredelse

Kalklindeskog har en meget begrenset utbredelse, knyttet til boreonemorale kalksteinrygger og plataår i Oslofeltet; særlig langs Oslofjorden, fra Bamble til Oslo, med utposter på Ringerike og nord til Mjøsa. Det er fragmenter av kalklindeskog også på marmorstriper i Sunnhordland (Huglo, Stord; Skorpo, Tysnes). Det er foretatt omfattende kartlegging i forbindelse med Handlingsplan for kalklindeskog, og det er nå dokumentert 167 lokaliteter i Naturbase (per 01.01.2021).

Truede arter med forekomst i naturtypen

Art/artsgruppe	Antall/ artsnavn	Rødliste 2015	Grad av til- knytning	Kilde
Karplanter				
hvitrot	<i>Laserpitium latifolium</i>	VU	svak	Brandrud mfl. 2011
ertevikke	<i>Vicia pisiformis</i>	EN	svak	Brandrud mfl. 2011
Moser				
myklundmose	<i>Brachythecium tom-masinii</i>	VU	middels	Blindheim mfl. 2015
stammesigd	<i>Dicranum viride</i>	NT	middels	Brandrud mfl. 2011, Blindheim mfl. 2015
bergmoldmose	<i>Plasteurhynchium striatulum</i>	EN	middels	Blindheim mfl. 2015
skorteagmose	<i>Rhynchostegiella tenella</i>	NT	middels	Blindheim mfl. 2015
Sopp				
76 rødlistearter av jordboende sopp med >50% av sine forekomster i kalklindeskog*			middels/ sterk	Se Vedlegg 1 i Brandrud mfl. 2016
lindekullsopp	<i>Biscogniauxia cinereolilacina</i>	NT	middels	Brandrud mfl. 2011
gullporeskinn	<i>Lindtneria trachyspora</i>	EN	middels	Brandrud mfl. 2011
knollstilkjuke	<i>Polyporus tuberaster</i>	NT	svak	Brandrud mfl. 2011

*per 2020 er dette antallet økt til >90

Kalklindeskog utmerker seg med særlig mange habitat-spesifikke rødlistearter av jordboende sopp (kalklindeskogsopper). I følge siste overvåkingsrapporter (Brandrud mfl. 2020) har vi nå >90 slike kalklindeskogsopper i Norge (dvs. med >50% av sine forekomster i kalklindeskog), hvorav >70 er truede. Kalklindeskogsoppene omfatter mange arter som ellers i Europa forekommer i andre skogtyper (som kalkbøkeskog, kalkeikeskog), men inkluderer også flere rene lindspecialister som nesten bare finnes i Norge, nærmere bestemt i Oslofjordsområdet, og er norske ansvarsarter som har fått sine egne tiltaksplaner under prosjektet Tiltak for å ta vare på truet natur (Kyrkjeeide mfl. 2018, Aalberg Haugen mfl. 2019).

Eksisterende overvåking

Overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper i Oslofjordområdet (Brandrud mfl. 2014, 2016, 2020):

I 2013 ble det igangsatt en overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper, finansiert av Miljødirektoratet. Denne basisovervåkingen kan deles i tre moduler, med innhenting av data på:

- i. økologisk tilstand og habitat-kvaliteter av skogtypen
- ii. fruktlegeme-utvikling av truede, habitat-spesifikke kalklindeskogsopper (og andre rødlistesopper)
- iii. soppenes forekomster i jordsmonnet, ved meta-barcoding av jordprøver.

Sistnevnte er så langt gjennomført som en pilot-studie i 2019-2020 (under avslutning). Registreringen av økologisk tilstand inkluderer bl.a. en omfattende registrering av forekomst av >1000 år gamle, flerstammete lindeindivider (samt andre linceforekomster). Overvåkingen har fokus på modul (ii), med overvåking av fruktlegemer av de habitatspesifikke kalklindeskogsoppene. Kalklindeskog er et av de aller viktigste hotspot-habitatene for truede sopparter, med en usedvanlig

stor tetthet av truede, jordboende sopparter (kalklindeskogsopper). Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å overvåke dette settet av mer eller mindre samlokaliserte, truede sopparter knyttet til kalklindeskog, inkludert flere norske ansvarsarter.

Overvåkingen går i korte trekk ut på å registrere fruktlegemer av habitat-spesifikke kalklindeskogsopper og andre rødlistearter som opptrer i kalklindeskogene. Det er trukket ut 30 tilfeldige kalklindeskogslokaliteter til overvåkingen som undersøkes gjennom to registreringsrunder i løpet av soppsesongen, som her i det alt vesentlige er i september. Et overvåkingsomløp er satt til 3 år, med påfølgende 3 års pause, og så et nytt omløp. Basert på tidligere erfaringer antas at man minst vil kunne fange opp én god soppsesong i løpet av tre registreringssesonger. Mange av overvåkingslokalitetene har en ekstrem høy tetthet av truede og nær truede sopparter, de rikeste med omkring 50 rødlistede sopper per lokalitet. Første omløp av soppovervåkingen ble gjennomført 2013–2015, og andre omløp er under gjennomføring (2019–2021).

Arealrepresentativ overvåking av naturtyper (ANO) (Tingstad mfl. 2019). Kalklindeskog har for få og små forekomster til å bli fanget opp i et slikt landsdekkende overvåkingsnettverk. Per 2020 er det ikke fanget opp noen forekomster av kalklindeskog i ANO.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphørt/reduert drift	Tidl. kulturlandskap/ beiteområder	Gjelder et mindre ant. lok. som tidligere var ha- gemark/beiteskog. Nå i gjengroing.	Krattrydding, skjøtselsplaner
Utbygging – infrastrukt- tur (veier, tunnel-inn- slag)	Hele	I dag en av viktigste fak- torer til arealtap.	-
Utbygging – kalkbrudd	Hele		-
Utbygging – boligutbyg- ging	Hele	Viktigste påvirkningsfak- tor (arealtap kalkskog >50 % i Grenland siden 1970); pågående utfordr. i villahager.	Avtaler med grunneiere (for å unngå inng- rep) [uttøm- mende kartleg- ging]
Menneskelig forstyr- relse – turisme/rekrea- sjon	Hele	Slitasjepåvirkning på noen lokaliteter	Kanaliserings av ferdsel
Fjerning/hogst («utsikts- hogst»)	Hele	Drives knapt noe skog- bruk i kalklindeskog i dag, men noe hogst for å bedre utsikt, eller av sik- kerhetshensyn	Grunneieravta- ler
Ekspansjon av problem- arter	Hele	Ekspansjon av gran, edelgran eller bøk kan være trussel mot habitat- kvaliteter og biomangfold i de reliktpregete kalklin- deskogene.	Fjerning av (oppslag av) av gran og bøk
Fremmede arter	Hele	Stedvis stor påvirkning fra fremmede arter (sær- lig platanlønn)	Fjerning av fremmede arter

Gjennomføring av tiltak

Kun to tiltak er gjennomført over de fylkesvise tilskuddsmidler 2016–2019. Dette gjelder begge tiltak i Oslo; (i) tilskudd til Bymiljøetaten i Oslo v/ Bård Bredesen (skjøtselsplan 2017) og

Generallunden vel (skjøtselstiltak 2019) for skjøtsel i Kalklindeskogslokaliteten Generallunden, Ullern, Oslo, og (ii) tilskudd til NOA ved Maria Andersen til skjøtsel av fire kalklindeskogslokaliiteter i Oslo (2016–2017; herunder tiltak mot fremmede arter). Videre er enkelte skjøtselstiltak utført i fm. handlingsplan for kalklindeskog eller kommune/fylkesmann-budsjetter, ofte basert på råd i faktaark for naturtype i Naturbase, eller egen skjøtelsesplan. De fleste tiltak er utført i verneområder, men også utenfor (f.eks. Generallunden).

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel; med fokus på fremmede arter og problemarter	2	1 + 4 (Oslo)	Tilskudd gitt over 2 år (hhv. 2017, 2019; 2016, 2017)

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Fjerning av fremmede arter (platanlønn)	Hele	Middels	Lite systematisk vurdering av tiltakenes effekt, frekvens som er nødvendig og effekt av fjerning på artssammensetning av kalklindeskogsopper. (God kjennskap til problemomfang (forekomst, mengde).)
Fjerning av bøk, edelgran og gran	(i) alle lok. med bøk, edelgran (ii) lok. m/ ekspanderende gran	Middels	God kjennskap til forekomst og ekspansjon. Relativt liten kunnskap om tiltakenes effekt.
Krattrydding	En del lokaliteter under tilgroing, som tidligere har vært mer åpen hagemark/beite-skog	Middels	Finnes lite systematisk vurdering av tiltakenes effekt, inkl. ulike metoder for ulike arter
Kanalisering av ferdsel	Hele	Dårlig	Vi tror at slitasje har en negativ effekt på deler av soppfunnet, men dette er svært lite undersøkt. I noen lokaliteter kan slitasje være utbredt.

De to prosjektene som har fått tilskuddsmidler, har konsentrert seg om fjerning av fremmede arter, problemarter og krattrydding, herunder fristilling av eldre (linde)trær.

Tre av de fire tiltakene listet i tabell over dreier seg om fjerning av uønskete trær og busker. Alle disse tiltakene er viktige for sikring og videreutvikling av habitat-kvaliteter for kalklindeskogen og tilhørende, spesielle biomangfold.

Det mangler i dag kunnskap om effekten av ekspansjon av fremmedarter og problemarter i kalklindeskog. Fremmede arter som har en nevneverdig ekspansjon i kalklindeskog, omfatter i dag kun platanlønn. Edelgran var tidligere regnet som fremmedart, men er nå tatt ut av fremmedartslista fordi de første introduksjoner av denne pågikk før 1800. Uansett, vi må til Midt-Tyskland for å finne nærmeste, naturlige edelgranskoger, og ekspansjon av denne arten i kalklindeskog kan føre til utarming av habitat-kvaliteter, og en del av mykorrhizasoppene som edelgrana kan føre med seg, representerer en direkte konkurranse med kalklindeskogsoppene knyttet til linderøttene. Både for platanlønn og edelgran må en anta at den negative effekten i dag er liten, men kan bli stor på lang sikt. Når det gjelder gran, vet vi imidlertid at stor forekomst av gran over lengre tid forringer habitatkvalitet i kalklindeskogen og det tilhørende, opprinnelige biomangfoldet, og det samme gjelder etter alt å dømme bøk, som ekspanderer særlig i enkelte kalklindeskoger i Bamble (jf. Direktoratet for naturforvaltning 2011a, Brandrud mfl. 2011).

Sammenstilling av kunnskap om effekten av ulike fjerningsmetoder synes også å mangle, f.eks. effekt av ulik 1. gangsfjerning, og hvor ofte rydding må gjentas. En generell erfaring synes å være at rydding med (rydde)sag av lauvkratt bare gjør «vondt verre»; at krattoppslaget fra de fleste lauvtrær og busker blir ti ganger større og tettere fra stubber ved kapping. Kapping kombinert med stubbebehandling med plantegiften Roundup, eventuelt å dra opp kratt med rot, eller ringbarking, gir her bedre resultat (jf. Direktoratet for naturforvaltning 2011a, Brandrud mfl. 2011). Små busker av bøk og platanlønn kan dras opp med håndholdt, maskinell vinsj, noe som nylig er utprøvd på fjerning av bøk i naturreservat med kalkskog i Telemark (Trond Eirik Silsand og Linda Myhre, pers. medd.). Etter føre-var-prinsippet, og hensyn til eventuelt negative effekter av Roundup på f.eks. mykorrhiza samfunn nede i bakken, anbefales manuell opprykking framfor kapping av kratt + stubbebehandling, selv om førstnevnte kan føre til noe opprotting av jordsmonn. Oppslag av gran og edelgran kan effektivt bekjempes ved kapping av mindre busker/trær og kapping eller ringbarking av større trær (gjelder gran), og for disse er det viktig med fjerning av kvist/unge trær fra bestandet for å unngå forsuring og humusoppbygging.

Ved overvåking av effekter må tiltakene spesifiseres nøye (tidspunkt for fjerning, ulike typer av fjerning/svekking, hvorvidt fjernet plantemateriale blir tatt ut av lokaliteten), slik at forskjeller i effekter av kan vurderes i lys av tiltaksmetodikken. Effekter av tiltak som fjerning av platanlønn/bøk/edelgran/gran kan i minimumsovervåking måles enkelt ved å telle antall trær/busker før/etter eller registrere prosentvis (krone)dekning. Men det er også et behov for å dokumentere nærmere effekten av fjerning på det biologiske mangfoldet, og særlig på de mange truede sopp-arterne.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Felles for aktuelle tiltak er at de har som formål å *fjerne arter/endre vegetasjonsstruktur*, pga. generell tilgroing/krattoppslag pga. opphørt hevd, eller framvekst av problemarter/fremmedarter. Tiltak mot problemarter og fremmedarter er igangsatt flere steder, og gis 1. prioritet.

Det direkte formålet med tiltaket er å fjerne eller redusere oppslag av kratt, herunder oppslag av fremmedarter/problemarter/ (platanlønn, bøk, edelgran, gran).

Det indirekte målet er fjerning for å hindre utarming av viktige habitatkvaliteter i kalklindeskog, herunder negative effekter på tilhørende biomangfold, og særlig biomangfoldet av truede kalklindeskogsopper.

En minimumsovervåking av effekter av tiltaket vil være designet for å fange opp direkte hvor mye av f.eks. platanlønn eller gran som er fjernet. *En optimal overvåking* vil fokusere også på kort- og langsiktige effekter på biomangfoldet.

Ande typer tiltak, f.eks. i form av grunneierinformasjon/grunneieravtaler som skal hindre endringer (f.eks. hindre hogst av svært gamle lindeindivider), har vi ikke gått nærmere inn på her. Ved inngrep/arealtap kan også erstatningsarealer og restaurering komme inn, og effektovervåking av restaurering kan være aktuelt. Overvåkingsindikatorer her vil være mål på habitatkvaliteter som forekomst av store lindetrær med omfattende rotsystem, kalkrik, grunn forvittringsjord, mv.

Det kan også være aktuelt i noen få lokaliteter med kanalisering av ferdsel eller andre slitasjereduserende tiltak, men dette er mindre sentralt, derfor ikke utdypet her. Vi har således i det følgende kun fokus på overvåking av «fjerningstiltak».

Her har vi tatt som utgangspunkt fjerning av den fremmede arten platanlønn, samt problemartene bøk, edelgran og gran. Bøk er ikke naturlig forekommende i noen kalklindeskogsområder, og spres gjerne fra nærliggende parker eller andre bøkeplantinger. Edelgran spres tilsvarende

fra nærliggende plantinger, og kan ha svært tett oppslag i kalklindeskogen (Brandrud & Bendiksen 2013). For platanlønn, bøk og edelgran er målsettingen å fjerne alle individer av disse uønskete artene fra lindeskogen. For gran gjelder målsetting at gran fjernes eller oppslag holdes nede på lokaliteter der gran ekspanderer og vurderes på sikt å være en trussel mot kalklindeskogen og tilhørende biomangfold.

Oppslag kan primært fjernes ved kapping med eller uten stubbebehandling, dra opp mindre busker med vinsj, samt ringbarking. Kvistavfall tas ut av lokaliteten eller brennes på stedet. Grove graner som er kuttet kan vurderes å la ligge igjen av hensyn til spesielle vedboende arter knyttet til grov død ved, men også på slike kan det være aktuelt å fjerne kvistavfall som ellers fører til uheldig humusoppbygging og forsurening.

Formålet med overvåkingen er dermed å teste effekter av fjerning av fremmed art (platanlønn), samt problemartene bøk, edelgran og gran. Fjerning gjennomføres ved (i) repeterende kapping (med f.eks. ryddesag), (ii) opprykking med rot av (lauv)busker med maskinell vinsj og/eller (iii) ringbarking. For edelgran gjelder kun pkt (i), og gran kun pkt (i) og eventuelt pkt (iii), for platanlønn og bøk gjelder pkt. (i-iii). Større trær av platanlønn og bøk bør uansett ringbarkes. Eldre, grove trær av gran/bøk kan vedtas å fases ut ved naturlig avgang.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om fjerning av fremmede arter og problemarter som forvaltningstiltak for kalklindeskog og dets biomangfold (kortsiktig og langsiktig).	Kunnskap om fjerning av fremmede arter og problemarter som forvaltningstiltak for kalklindeskog.
Formålet med tiltaket er å fjerne oppslag i busk- og tresjikt og bidra til økt lysinnstråling og redusert humusoppbygging og derved bidra til økt habitatkvalitet og stabile lokale populasjoner av kalklindeskogsopper. Tiltaket må videreføres over tid, dvs. helt til problemart er helt borte (ev. holdt helt nede ved jevnlig rydding).	Formålet med tiltaket er å fjerne problem- og fremmedarter i kalklindeskog og å sammenligne forskjeller i effekter av fire ulike fjerningsmetoder (kapping med og uten Roundup, opprykking av busker med vinsj og ringbarking).
Formålet med overvåkingen kan også inkludere å undersøke om effekter varierer med påvirkningsgrad, dvs. ulik utgangsdekning av problem- og fremmedartene. Det skilles mellom effektovervåking av fjerning av uønskede forekomster av (i) edellauvtrær (platanlønn og bøk) og av bartrær (edelgran og gran).	Formålet med overvåkingen er å undersøke de tre metodenes effektivitet ved å registrere nedgang og bortfall av fremmedarter/problemarter, herunder registrering av nytt oppslag av disse artene.
Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om stabile kalklindeskogsopp-populasjoner oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistisk analyse av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og behandlingene (fjerning vs. kontroll), og om fjerning av problem- og fremmedarter generelt er et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen av kalklindeskogsopper.	Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om å fjerne problem- og fremmedarter oppnås på lokaliteter som overvåkes, samt om det er forskjeller i måloppnåelse mellom ulike fjerningsmetoder.
Tilnærming:	
Eksperimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med fjerning, og tid (gjentatte målinger av respons, både før og etter behandling) som faktorer.	Kvasi-eksperimentell tilnærming med før-etter registrering av påvirkningsvariabler.

<p>Behandlinger allokteres tilfeldig til lokaliteter, inkludert kontroll-lokaliteter uten tiltak</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger: generelle slutninger om effekter av fjerning/kutting på kalklindeskogsmangfoldet for ulike fjerningsmetoder (dekning av aktuell fremmed/problemart).</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>	<p>Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for tiltak, der fjerningsmetode allokteres tilfeldig til lokaliteter.</p> <p>Begrenset gjentak og kvalitative vurderinger av de ulike fjerningsmetodenes effekt.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>
--	--

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Kalklindeskog er karakterisert ved dominans av lind, eventuelt lind sammen med hassel og eik på tørre kalkberg og i rasmarek med kalkknauser/blokker i dagen. Lindeindividene er ofte flerstammete (opptil 60 stammer per individ), gjerne svært gamle med et svært omfattende rotsystem. Kun en relativ kronedekning på 12,5 % (eller 6 lindeindivider per daa) kreves for å regne dette som kalklindeskog med tilhørende biomangfold. Vegetasjonen i feltsjiktet er ofte nokså sparsom, og ofte helt uten kalkplanter. Typen er derimot karakterisert ved forekomst av en rekke habitat-spesifikke kalklindeskogsopper (se over).

Grensen mellom kalklindeskog med $KA=4$ (NiN-variabel for kalkinnhold) og andre, rike (ofte rasmarekslindeskoger) med $KA=3$ kan være vanskelig å trekke, og i overgangstyper er vektlagt forekomsten av kravfulle kalklindeskogsopper. Således er bl.a. enkelte rasmarekutforminger på (kalkrik) rombeperfy (lavabergart) på Nes i Hole (Ringerike) vurdert som kalklindeskog pga. sitt biomangfold (jf. Brandrud mfl. 2018). Iblant er kalklindeskogsforekomstene ekstremt langsmale, kanskje bare med én trekke langs en kalkplatå/kalkrygg-kant. Her vil ofte linderøttene gå langt ned i rasmarek/forvittringsjord under kalkbergkanten, og det kan være naturlig å inkludere en stripe under kalkbergkanten, selv om denne kan ha mer preg av f.eks. kalkgranskog eller kalkaskeskog.

Beskrivelse av kalklindeskog etter NiN grunntyper og beskrivelsessystem: Kalklindeskog omfatter kun øverste trinn i kalkinnhold ($KA=4(h,i)$), men er sterkt mosaikk-preget med hensyn til uttørkingsfare, og dekker minst to trinn langs denne gradienten (UF-c-f), med grunntypene/kartleggingsenhetene T4-C-8,12, antagelig også fragmenter av C-4. Det siste er dog ikke inkludert i avgrensningen i Miljødirektoratets instruks for kartlegging av (forvaltningsviktig) natur for 2019, der C4 i edellauvskog er forbeholdt såkalt frisk kalkedellauvskog (kalkask-hasselskog). I grovblokket terreng eller på kalkberg med karst-former, kan denne variasjonen i UF opptre på mikroskala, over få meter. Forskriften for UN kalklindeskog krever 6 lindeindivider per daa. I Miljødirektoratets instruks er dette oversatt i henhold til NiNs beskrivelsessystem, til at lind skal ha en relativ kronedekning $>12,5\%$ ($1AE-A-TIco \geq 1$).

Der forekomster er avgrenset som naturtyper av kalklindeskog i Naturbase, tar avgrensingen utgangspunkt i denne, men avgrensningen må kvalitetssikres, og vurderes nærmere ut fra dagens tilstand for hver lokalitet. Det kan også være behov for å avgrense et mindre tiltaksområde innenfor en større lokalitet.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
De aller fleste eksisterende forekomster av kalklindeskog er fanget opp i Naturbase, med svært små mørketall. Kan brukes som utgangspunkt for uttrekk av lokaliteter, men disse må i så fall oppsøkes og kvalitetssikres. Dagens sett	Dagens overvåking gir grunnlag for å velge ut lokaliteter med behov for tiltak.

<p>med overvåkingslokaliteter (30 lok.) har vist et behov for grensejusteringer. Og det kan være behov for å skille ut mindre tiltaksområder – dvs. bare tiltak i deler av lokalitetene.</p> <p>Lokaliteter som inngår i basisovervåking har den fordel at de har gode biomangfold-data før tiltak, men man må unngå å bare velge lokaliteter for tiltak i overvåkingssettet, siden dette settet skal være representativt for påvirkning og tiltak i kalklindeskog.</p>	
---	--

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Vi forutsetter her at selve tiltaket (fjerning) er effektivt og gir lite/ingen gjenvækst.</p> <p>Overvåkingen skal fokusere på effekter av fjerning på kalklindeskogs-arts mangfoldet. Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på naturtypen under ulike utgangsførhold, trengs gjentak.</p> <p>Det foreslås to separate effekt-overvåkingsmoduler, én for platanlønn/bøk og én for edelgran/gran, da effekten av fjerning av edellauvtrær versus bartrær må forventes å være ganske forskjellig.</p>	<p>Det foregår tiltak (fjerning av uønskede arter) på flere lokaliteter. Effektovervåkingen her skal primært måle i hvilken grad fjerningen er vellykket.</p> <p>Minimumsovervåkingen sikter på å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på <u>lokaliteter av</u> kalklindeskog og stiller dermed mindre krav til gjentak av lokaliteter innenfor hver dekningsgrad.</p>
<p>Som en tommelfingerregel anbefaler vi minimum 10 lokaliteter med tiltak.</p>	<p>Som en tommelfingerregel anbefaler vi 5 lokaliteter per tiltak (for å vurdere generell effekt av fjerning).</p>
<p>Med andre ord trengs 20 lokaliteter pr modul (10 med tiltak, 10 kontroll).</p> <p>Mao., 20 lok. effektovervåking platanlønn/bøk, og 40 lok. edelgran/gran = 40 lokaliteter.</p>	<p>For gran/edelgran vurderes som tilstrekkelig med kun én kategori tiltak (kapping av yngre trær, felling/ringbarking av eldre), dvs. 5 lok. For platanlønn/bøk trengs 10 lokaliteter per modul:</p> <p>5 med repeterende kapping (+ringbarking av større trær)</p> <p>5 med opprykking av busker (+ringbarking)</p> <p>Dvs. tilsammen 15 lokaliteter</p>
<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å gjøre kvantitative vurderinger av fjerning av ulike typer av fremmede/problemarter for kalklindeskogsopparter.</p>	<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for kvalitative vurderinger av effektiviteten av ulike fjerningsmetoder av fremmede arter og problemarter.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

For optimalovervåkingen er formålet å undersøke effekter på kalklindeskogsopparter, og slike direkte indikatorer er sentrale for å vurdere måloppnåelse. Både for optimal- og minimumsovervåkingen er direkte indikatorer for gjenvækst av uønskede treslag etter tiltaket også sentrale for å vurdere måloppnåelse.

Overvåkingsindikatorer vil delvis være lik de objekter som ønskes fjernet. Ved tiltak for fjerning av f.eks. fremmedart platanlønn, vil direkte effekt måles som grad av reduksjon/bortfall av arten. Effekter på naturtypen kan måles ved indikatorer som (i) representerer viktig/habitat-spesifikt mangfold, og/eller (ii) viktige habitatkvaliteter for en velutviklet og artsrik kalklindeskog. Viktig habitatkvalitet for velutviklet og artsrik kalklindeskog kan være relatert til lindeindivider (alder,

stammeantall, grove sokler, vitalitet) og til jordsmonn (kornstørrelse, organisk innhold, kalkinnhold). Det foreligger data på flere parametere for habitat-kvalitet i basisovervåkingen.

For variabler som er relatert til artsmangfold og habitatkvalitet kreves innhenting av data over flere år før tiltak, for å kunne skille år-til-år variasjon grunnet klima ol., fra effekter av tiltak.

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Direkte indikatorer sentrale for måloppnåelse			
Antall og mengde av kalklindeskogsopper	Formålet med fjerning er å styrke populasjonene av kalklindeskogsopper, og på sikt artsrikdom gjennom å sikre gode vekstvilkår	Registrering av forekomster (individer) og fruktlegeme-produksjon av kalklindeskogsopper – som i basisovervåking	Utgår i minimumsovervåking.
Fremmede arter (platanlønn)	Tiltaket skal redusere dekning av fremmede arter.	Registrering av dekning av fremmede arter	Registrering av dekning av fremmede arter
Problemarter (bøk, edelgran, gran)	Tiltaket skal redusere dekning av problemarter.	Registrering av dekning av problem arter (med vekt på ekspansjon av unge trær)	Registrering av dekning av problem arter
Indirekte indikatorer/kovariabler			
Lokalitetsstørrelse	Viktig kovariabel	Avgrensning etter kartleggingskriterier, ev. begrenset til del-areal der tiltak utføres	Som optimal
Habitatkvalitet	Forbedret habitat-kvalitet (f.eks. forekomst av gamle, flerstemete, vitale lindeindivider, kalkrikt, mineralblandet jordsmonn) er i seg selv et mål for tiltaket, og kan også være indikator på forbedrete forhold for lindedemangfoldet. Dog forventes denne type endring i habitatkval. å gå langsomt.	Registrering av (i) vitalitet på lindeindivider (ant. stammer per ind.; ant stammer i god vekst, e.l.), (ii) oppbygging av surt strø/humussjikt	

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

For å vurdere hensiktsmessig metodikk for datainnsamling, har vi tatt utgangspunkt i metodikk i basisovervåking av kalklindeskog (Brandrud mfl. 2014, 2016, 2020, se for øvrig kap. om Bakgrunnsinfo):

Fruktlegemeregistrering av kalklindeskogsopper: 30 overvåkingslokaliteter er trukket ut tilfeldig, og representerer således universet av kalklindeskog i Norge (Oslofjord-Mjøs-området). (I tillegg er inkludert én overvåkingslokalitet der det foreligger lange tidsserier.) Det foretas to registreringer per lokalitet per år i tre etterfølgende år, med gjentak i en ny treårsperiode etter tre år. Alle individer/ fruktlegemegrupper/-hekseringer registreres og punktfestes. Det registreres også hvor mange fruktlegemer som produseres per individ. Erfaringen fra basisovervåkingen er at det er store år-til-år svingninger. Selv om hvert omløp gjerne fanger opp 1-2 gode soppesonger, tar det flere omløp for å kunne beskrive soppesamfunnet (fungaen) med naturlige svingninger før tiltak. Nesten alle de spesialiserte, truede og ytterst sjeldne kalklindeskogssoppene er dog fanget opp i overvåkingssettet, og på de rikeste lokalitetene er det registrert >50 slike rødlistearter. For lokaliteter som inngår i basisovervåkingen er år-til-år variasjonen allerede fanget opp, for andre lokaliteter bør det foretas registreringer flere år før tiltak settes inn.

Jordprøver/metabarcoding: Det er innhentet jordprøver fra transekter i 22 av overvåkings-lokalitetene i 2019, som en pilotstudie. Disse jordprøvene er nå ekstrahert for sopp-DNA, og er under analyse. Vår hypotese er at denne metodikken vil supplere fruktlegeme-registreringene, først og fremst ved å fange opp en rekke sopparter som lever reint underjordisk og ikke danner fruktlegemer, men metoden vil også gi data om sammenhengen mellom fruktlegeme-produksjonen og soppens underjordiske, vegetative stadier. Men de sjeldneste kalklindeskogsoppene (inkl. artsvarter som nå har egne tiltaksplaner) som har noen ytterst få forekomster per lokalitet, vil neppe fanges opp med denne metodikken, fordi jordprøvene kun er «blinde» stikkprøver, mens fruktlegemeregistrering dekker hele lokaliteten. For effektovervåking vil miljøDNA og metabarcoding bl.a. være særlig egnet for å fange opp effekter på sopp-samfunn på finskala/små arealer, f.eks. innen 5-10 m radius omkring en bøk/gran-forekomst som fjernes. På denne arealskalaen vil man kanskje ikke fange opp fruktlegeme-produserende arter i det hele tatt. Det trengs en evaluering av pilotstudien før vi kan vurdere i hvilken grad miljøDNA og metabarcoding kan supplere fruktlegeme-registrering.

Habitat-kvaliteter i kalklindeskog: I forbindelse med 1. omløp av basisovervåkingen ble det også registrert en rekke vegetasjons- og jordsmonnsparemetere i en radius på 20 m omkring hvert registreringspunkt for fruktlegemer. I tillegg er det gjort en punktfesting og registrering av alle lindeindivider i de 31 overvåkingslokalitetene. Det er registrert hvor mange stammer som er knyttet til de enkelte individer, samt dimensjon på de groveste stammene (jf. Brandrud mfl. 2016).

Indikatorerne Fremmede arter og Problemarter kan registreres som antall individer (busker/trær); ved telling over hele lokaliteten (totalkartlegging), eller langs transekter (utvalg). Det vil være hensiktsmessig å dele i trinn/kategorier etter alder/stammetykkelse/høyde ift. kronesjikt. F.eks. tredeling; (i) små kratt/buskoppslag i busksjiktet, (ii) busker/trær som når opp i tresjiktet med stammediam. <15 cm, (iii) store trær med >15 cm bhdiam).

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Totalkartlegging	Brukes i basisovervåking; registrering av fruktlegemer av kalklindeskogsopper. Bør registreres på hele areal, pga. meget sjeldne/truete arter med gjerne 1-5 individer per lok. Gir grunnlag for registrering av habitatkvalitet i sirkel omkring registreringspunkter. Også nøkkeltreslag, bør totalregistreres på hele lok. (antall lindeindivider er totalregistrert i basisovervåkingen).	<u>Registrering:</u> Habitat-spesifikke kalklindeskogsopper (KLSS); + også andre, jordboende rødlistesopper (i henhold til liste over overvåkingsarter) <u>Indikatorer:</u> KLSS; antall individ; ant. fruktlegemer [registreres i basisovervåkingen] Antall lindeindivid med punktfesting [registrert i basisovervåking 2015] Fremmedarter/problemarter (platanlønn, bøk, gran, edelgran): antall individer, punktfesting, størrelse, alder	
Registreringspunkter for kalklindeskogsopper med sirkel r=20m	Brukes i basisovervåking (parametere registrert i 1. omløp 2013-15)	Knyttet til punkter m/ KLSS-registrering. Indikatorer: Jordsmonntype (i registreringspunkt) Jord; Vegetasjon (forekomst i registreringspunkt) Topografi (innen sirkel r=20m) Treslag; arter, antall (innen sirkel r=20m)	-

Transekter	Pilot-studie ifm. basisovervåking; gjelder jordprøve-taking i meta-barcoding/miljø-DNA).	2 transekter med 20 m mellomrom. Jordprøver innhentet for hver 10. m; prøvepunkter koordinatfestet. Jordprøver innhentet på 22 lok. Metabarcoding må vurderes nærmere som parameter i effekt-overvåking.	
Totalkartlegging/ transekter	Hensiktsmessig metode for registrering av påvirkningsvariablene som tiltaket skal redusere	Utlegging: Systematisk (rutenett) med x m mellomrom. <u>Indikatorer:</u> Fremmedart (platanlønn): antall individer, med punktfasting, størrelse, alder Problemarter (bøk, gran, edelgran): ant./punktfasting, størrelse, alder	Som optimal.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Forekomst av kalklindeskogsopper (fruktlegemer)	Stor år-til-år variasjon (gjerne 1 god soppseong per 3-årig omløp) og stor variasjon gjennom sesongen.	Tre år m/ registreringer per omløp (m/ 2 registrerings tidspunkt per år/ soppseong). Så tre år uten registrering før nytt 3-årig omløp.	-	Frekvens som i dagens basisovervåking
Mengde fremmede arter (platanlønn) /problemarter (bøk, gran, edelgran)	Liten, men kan være stor ved tiltak	Hvert 6. år (første år i 3-årig omløp), etter hvert hvert 12. år	Årlig første 5 år, deretter hvert 6 år	
Habitat-kvalitet (lindeindivider; jordsmonn)	Svært liten	Hvert 5. år eller 10. år	-	Registreres samtidig med kalklindeskogsopper
Registr. av sopp i jordsmonn (metabarcoding)	Trolig liten/middels	Årlig første 6 år, Deretter hvert 6. år?	-	Må høste erfaring med pilot-studie 2019-21
Lokalitetsstørrelse		3 kategorier; <5 daa, 5-20 daa, >20 daa	3 kategorier	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	Forarbeid Utvalg av overvåkingslokaliteter	<u>Forarbeid: 2 timer</u>	Vil være større på nye lok. versus lok.

	Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Feltarbeid: 12 timer</u> <u>Etterarbeid: 6 timer</u>	etablert i basis-overvåking, da etablerings-kostnadene gitt her forutsetter at lokalitetene er valgt ut og kartlagt mht. tilstand. Feltarbeid: regnet med 2 personer og to besøk per år
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1500	Her er regnet inn utstyr/tjenester for metabarcoding.
	Totalt	20–30 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 2 time</u> <u>Feltarbeid: 12 timer</u> <u>Etterarbeid: 6 timer</u>	Etterarbeid vil øke hvis metabarcoding av jordprøver inkluderes, men felttid vil muligens reduseres noe, hvis metabarcoding kan erstatte deler av fruktlegeme-feltarbeidet
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1500 kr	Her er regnet inn utstyr/tjenester for metabarcoding.
	Totalt	30–40 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 1 time</u> <u>Feltarbeid: 1 time</u> <u>Etterarbeid: 1 time</u>	Etablerings-kostnadene forutsetter at lokalitetene er valgt ut og kartlagt mht. tilstand.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 100 kr	
	Totalt	< 10 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Antall timer: 2 timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 100 kr	

	Totalt	< 10 000 kkr	
--	---------------	------------------------	--

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	20–30 kkr	1 000–1 500 kkr	< 10 kkr	60–70 kkr
Årlige løpende kostnader	30–40 kkr	1 000–1 500 kkr	< 10 kkr	40–50 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	250–300 kkr	10 000–15 000 kkr	30–40 kkr	300–350 kkr

Synergier

Optimalovervåkingen av effekter slik skissert her, har store fellestrekk/synergier med basisovervåkingen. Denne basisovervåkingen er ikke bare en overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper, men representerer samtidig en arealrepresentativ overvåking av en rekke truede sopparter, herunder ansvarsarter, som vil være tilnærmet umulig å overvåke i separate overvåkingsprogram for hver enkelt art. Det at overvåkingsuniverset av kalklindeskog er så lite (kun ca. 150 lokaliteter er kjent), og så vidt mange truede arter bare eller nesten bare holder til her, gjør det mulig å designe et samlet, arealrepresentativt overvåkingsopplegg for disse artene, der både lokaliteter med kjente forekomster av arten overvåkes, men også lokaliteter der arten ikke forekommer i dag, men hvor den, etter habitat-krav, kan kunne forekomme.

Overføringsverdi

Samme opplegg kan brukes til å undersøke effekter av krattrydding (pga. tilgroing/fortetning etter opphørt hevd) i kalklindeskogen. Opplegget kan også brukes til å undersøke effekt av fjerning av fremmed arter/problemarter i andre skogtyper, f.eks. edellauvskog på Vestlandet, der ekspansjon av platanlønn og gran har et større omfang, og antagelig kan være et større problem enn i kalklindeskogen.

2.14 Kalksjø

Tor Erik Brandrud¹ & Marit Mjelde²

¹Norsk institutt for naturforskning, ²Norsk institutt for vannforskning

Bakgrunnsinformasjon

Kalksjøer (**Figur 2.14.1**) er kalkrike innsjøer og tjern med kalsiuminnhold større eller lik 20 mg Ca/l (DN 2011b). Kalksjø var selvstendig rødliste-vurderingsenhet i 2011, og ble da rødlistet som sterkt truet (EN) (Mjelde 2011). I rødliste 2018 ble kalksjøer behandlet som vurderingsenhet Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer og kategorisert som sårbar (VU) (Dervo mfl. 2018). Det er utarbeidet en egen handlingsplan for kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011b). Kalksjøer (kalkrike dammer og tjern) har også vært inkludert i prosjektet Tiltak for å ta vare på truet natur (Kyrkjeide mfl. 2018, Aalberg Haugen mfl. 2019), med egen tiltaksplan.



Figur 2.14.1. Kalksjø på Jevnaker. Foto: Tor Erik Brandrud/NINA.

Kalksjøer med forekomst av minst en av følgende arter; rødkrans *Chara tomentosa*, smaltaggkrans *C. rudis*, hårpiggkrans *C. polyacantha*, stinkkrans *C. vulgaris*, knippebustkrans *C. curta*, gråkrans *C. contraria*, blanktjønnaks *Potamogeton lucens*, sliretjønnaks *Stuckenia vaginata*, vasskrans *Zannichellia palustris*) eller andre truede kalkkrevende plante- eller dyrearter er definert som utvalgt naturtype (UN). I tillegg er lokaliteter med artskomplekset *Chara hispida/rudis* og *P. lucens*-hybriden *P. x zizii* foreslått inkludert som UN ved en eventuell revidering av forskriften (se forklaringer i Mjelde 2016a). Det er utarbeidet egen forskrift for Kalksjøer utvalgt naturtype ([Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)). Det er utarbeidet faktaark for alle kalksjøer som var definert som utvalgt naturtype per 2015 (Mjelde 2016a).

Naturtypens utbredelse

Kalksjøer har en vid utbredelse, og finnes i de fleste deler av Norge (se kart i Direktoratet for naturforvaltning 2011b, samt i faktaark fra prosjektet Tiltak for å ta vare på truet natur; Aalberg Haugen mfl. 2019, s. 267). Men forekomsten er svært klumpvis, med størst forekomst i kalkområdene i Oslofeltet (områdene omkring Oslofjorden og nord til Mjøsområdet), og i Nordland-Troms (Mjelde 2016a, Dervo mfl. 2020). Langs kysten er det noen forekomster knyttet til skjellsandforekomster. Per idag kjenner vi nesten 700 kalkrike vannforekomster, hvorav ca. 300 innsjøer. De mest kjente lokalitetene finnes på Hadeland, der det forekommer nærmere 50

kalksjøer, som ligger i små forsenkninger mellom Ø-V-gående kalkrygger (jf. bl.a. Mjelde 2008, 2016c, Mjelde mfl. 2012a, Borch 2012), men både i Nordland og Troms er det et betydelig antall predikerte kalksjølokaliteter (Dervo mfl. 2020). Det er foretatt omfattende kartlegginger av kalksjøer, særlig av Langangen (1991, 2004, 2007, 2010), men også i det seinere, som et ledd i oppfølgingen av Handlingsplan for kalksjøer Oppdatert litteratur (per 2016) for kalksjøer utvalgt naturtype er gitt av Mjelde 2016a; jf. også Miljødirektoratet 2015).

Truede arter med forekomst i naturtypen

Art/artsgruppe	Antall/ artsnavn	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde
Karplanter				
broddtjernaks	<i>Potamogeton friesii</i>	NT	sterk	DN 2011b
blanktjernaks	<i>Potamogeton lucens</i>	VU	sterk	DN 2011b
stivtjernaks	<i>Potamogeton rutilus</i>	NT	sterk	DN 2011b
sliretjernaks	<i>Stuckenia vaginata</i>	NT	sterk	DN 2011b
vasskrans	<i>Zannichelia palustris</i>	VU	middels*	DN 2011b
Kransalger:				
piggkrans	<i>Chara aculeolata</i>	NT	sterk	DN 2011b
bustkrans	<i>Chara aspera</i>	NT	sterk	DN 2011b
gråkrans	<i>Chara contraria</i>	NT	sterk	DN 2011b
bredtaggkrans	<i>Chara hispida</i>	NT	sterk	DN 2011b
hårpiggkrans	<i>Chara polyacantha</i>	VU	sterk	DN 2011b
smaltaggkrans	<i>Chara rudis</i>	VU	sterk	DN 2011b
stivkrans	<i>Chara strigosa</i>	NT	sterk	DN 2011b
rødkrans	<i>Chara tomentosa</i>	CR	sterk	DN 2011b
stinkkrans	<i>Chara vulgaris</i>	EN	middels*	DN 2011b
Snegl:				
Glatt skivesnegl	<i>Gyraulus laevis</i>	VU	sterk	DN 2011b
glansskivesnegl	<i>Segmentina nitida</i>	EN	sterk	DN 2011b

*også brakkvann

Kalksjøer huser mange, sjeldne kransalger som er habitat-spesifikke, dvs. sterkt tilknyttet denne naturtypen. I alt 9 slike habitat-spesifikke, sterkt kalkkrevende arter er i dag rødlistet som truet/nær truet, hvorav 4 som truet. Av disse er rødkrans *Chara tomentosa* vurdert som kritisk truet (CR; finnes nesten bare i kalksjøer på Hadeland). Disse kransalgene er avhengig av et høyt kalkinnhold, de skiller ut kalk på overflaten og danner sitt eget substrat – kalkmergel – som er et karaktertrekk ved alle godt utviklede, intakte kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011b). I følge handlingsplanen for kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011b) er det også 5 rødlistede karplanter (vannplanter) som er habitatspesifikke for kalksjøer (se tabell over). I tillegg kommer enkelte rødlistede ferskvannssnegl som også har sitt tyngdepunkt i kalksjøer. Kalksjøer er viktige også for småmuslinger og amfibier.

Eksisterende overvåking

En egen overvåking av kalksjøer er foreslått i handlingsplan for kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011b), men det foreligger per dags dato ikke noe eget basisovervåkingsprogram for kalksjøer. Noen få kalksjøer inngår imidlertid nå i «Økosystemovervåking i ferskvann (ØKOFERSK)», overvåking av vannforekomster iht. vannforskriften, se f.eks. Schartau mfl. 2020. Fra 2013 inngår 6 kalksjøer i «Lange tidsserier vannvegetasjon» (Mjelde, unpubl.). Det har imidlertid i en årrekke vært tatt vannprøver av ulike kalksjøer, og flere kalksjøer har vært involvert i lokale-regionale overvåkingsprogram av vannkvalitet. Dette gjelder særlig litt større innsjøer som har som har vært i fokus pga. dårlig vannkvalitet, slike som Jarenvannet på Hadeland (Mjelde mfl. 2012a). I forbindelse med vannprøvetaking har det vært registrert vannkjemiske parametere, og ofte også planteplankton, se f.eks. Stabell & Kiland (2018) som foretok registrering/overvåking av planteplankton i 34 kalksjøer på Hadeland. For flere av innsjøene på

Hadeland foreligger det også mer eller mindre regulære tidsserier i registrering av vannvegetasjon; fra tidlige registreringer av Anders Langangen (jf. Langangen 1991, 2007, 2010) (med fokus på kransalger) til seinere registreringer av Marit Mjelde mfl. i forbindelse med Handlingsplan (f.eks. Mjelde 2008, 2016b, Mjelde mfl. 2012b). For eksempel er vannvegetasjonen i Nyborgtjern, Lunner registrert 6 ulike år siden 1990-tallet, og her er foreslått et eget overvåkingsprogram med årlig registrering av vannkjemi og vannbotanikk (Mjelde 2016c). Også kalksjøer i Tårstadvassdraget ved Evenes i Nordland/Troms har hatt flere registreringer av vannvegetasjon, med forslag til en mer regelmessig overvåking (Mjelde & Dahl-Hansen 2018).

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Eutrofiering (forhøyete verdier av fosfor, nitrogen)	Kalksjøer i åkerlandskap/tettbygde strøk	Gjelder de fleste lokaliteter (bortsett fra de med nedbørfelt bare i skog).	Tiltak særlig mot landbruksavrenning (gjødselhåndtering, fangdammer)
Tilgroing helofytt-belter («sivbelter»)	Kalksjøer i åkerlandskap/tettbygde strøk	Gjelder de fleste lokaliteter. Følger av eutrofiering eller opphør av beite/slått	Repeterende slått med båt og vegetasjonskutter, eventuelt beite (maskinell mudring)
Igjenfylling, vannstandssenkning, grøfning, uttak til jordbruksvanning	Kalksjøer i åkerlandskap, kalkdammer i myr	Mange senkninger er gamle, og bør trolig ikke reverseres	Heving av vannstand. Plugging av grøfter i myr. Begrensning av jordbruksvanning.
Fremmedarter og andre, uønskede arter	Hele	Gjelder særlig vasspest; (eutrofierte lokaliteter; kjent fra 3 lok.). Mort er uønsket art (truer andre fiskeslag, planktonsamfunn og næringsbalanse; kjent fra få lok.)	Primært lage info for å hindre spredning til nye lokaliteter. (Vasspest kan ikke fjernes; mort kan holdes nede ved fangst)
Menneskelig forstyrrelse – badeplasser/brygger, fyllinger	Hele	Slitaspåvirkning omkring brygger ol. på noen lokaliteter	Redusert aktivitet ved forbud/henstilling

Kommentarer til påvirkning og mulige tiltak

Før tiltak vurderes og gjennomføres er det viktig at målsetningen med tiltakene er klar, hva ønsker man å oppnå og hvorfor. Det er dessuten viktig å ha god oversikt over tilstanden for den enkelte lokalitet for å kunne beskrive, prioritere og gjennomføre de riktige tiltakene og for å kunne evaluere effektene, samt for å kunne beregne kostnader.

Forhøyete næringsstofftilførsler fra jordbruk og bebyggelse (eutrofiering) er sannsynligvis en av de viktigste påvirkningene på kalksjøer. En fjerning av helofytter *kan* føre algeoppblomstring og dårlige lys- og oksygenforhold. Så lenge den forhøyete næringstilførselen ikke reduseres, bør det vurderes om det er formålstjenlig å opprettholde (deler av) et belte med helofytt- og kantvegetasjon rundt vannforekomsten. Disse beltene vil også redusere avrenning av partikler fra jorder og forsinke en eventuell tilgrunning. Fjerning av ytre deler av beltene kan i slike tilfeller vurderes. Gjeninnføring av beite kan føre til ytterligere næringsbelastning i små vannforekomster (se for øvrig vurdering av tiltak i Mjelde mfl. 2019).

Enkeltplanter av nylig innkommet vasspest kan forsøkes fjernet (plukkes), men når bestander er etablert, er det ikke mulig å fjerne denne (se Mjelde mfl. 2012b, Mjelde 2016b). Reduksjon av næringsinnholdet i innsjøen kan muligens redusere bestandene etter en tid.

Gjennomføring av tiltak

Kun et tiltak er gjennomført over de fylkesvise tilskuddsmidler 2016–2019. Dette gjelder tiltak i Jarenvannet, Gran på Hadeland. Her er gitt tilskudd til grunneierlaget i 2017 til tiltak for å redusere forekomsten av mort. Mort er etter alt å dømme satt ut i Jarenvannet, og ble oppdaget her ca. 2007. Det er foretatt fangst i storruser. Bestanden av mort i Jarenvannet er i dag svært stor, og tiltaket ser således ut til ikke å ha hatt noen begrensende effekt på den raskt økende bestanden (Even Dehli, pers. medd.). Det er for øvrig gjort betydelige tiltak de siste 20-30 årene for å forbedre vannkvaliteten i Jarenvannet med tilførselselv Vigga, pga. eutrofiering. Dette gjelder også andre kalksjøer på Hadeland. I 2012 ble det foreslått en rekke enkelttiltak mot landbruksforurensning (bl.a. gjødselshåndtering, fangdammer) i kalksjøer med dårlig tilstand på Hadeland (Borch 2012). Tilsvarende tiltak er foreslått også i andre områder der kalksjøer ligger i kulturlandskapet, men det finnes ingen oversikt over hva som er gjennomført av slike landbrukstiltak. Det foreligger også forslag i prosjektet Tiltak for å ta vare på truet natur (Kyrkjeeide mfl. 2018, Aalberg Haugen mfl. 2019).

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Tiltak for reduksjon av mort i Jarenvannet (problemart)	1	1 (Gran, Hadeland)	Tilskudd gitt over 1 år (2017)

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Region/ miljøforhold	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Reduksjon av eutrofiering (reduksjon av fosfor, nitrogentilførsler); tiltak særlig mot landbruksforurensning	Kalksjøer i åkerlandskap, tettsteder	Dårlig	God kjennskap til problemomfang (foreligger vannkjemidata og klassifisering i tilstandsklasser) for noen lokaliteter. Viser seg iblant vanskelig å spore forurensningskilder. Dårlig kunnskap om effekter i vannforekomsten (dvs. få etterundersøkelser av f.eks. gjødselhåndtering).
Fjerning av (ekspanderende) helofyttbelter («sivbelter»)	Kalksjøer i åkerlandskap, tettsteder	Dårlig	God kjennskap til forekomst og ekspansjon. Liten kunnskap om tiltakenes effekt i selve vannforekomsten, behov for repetisjon, etc..
Igjenfylling, vannstandsøkning, plugging av grøfter	Noen lokaliteter med mye senkning/mye jordbruksvanning = aktuelle. Ikke tiltak på andre lok. med gammel senkning. Grøfteplugging omkring kalk-myrputter.	Dårlig	Finnes lite kunnskap om grad av senkning og omfang av grøfting omkring kalk-myrputter, og effekter på biomangfold/kransalgevegetasjon

Fjerning av fremmedarter/problemarter (som vasspest, mort)	Hele landet aktuelt (men få lokaliteter har disse arter i dag)	Middels	God kunnskap om forekomst. Middels(-liten) kunnskap om effekt av tiltak.
Redusert aktivitet på badeplasser/brygger	Hele	Middels	Vann- og helofyttvegetasjon er ofte mer åpen omkring brygger/badeplasser, men relativt liten kunnskap om effekter av dette på biomangfold, og lite kunnskap om effekter av redusert aktivitet.

Oppsummering: Her er tatt med en vurdering av kunnskapsstatus for alle typer aktuelle tiltak. Det ene prosjektet som har fått tilskuddsmidler, har hatt fokus på å redusere bestanden av problemart mort.

De viktigste typene av tiltak faller inn i kategoriene tiltak mot *eutrofiering*, og *fjerning av fremmedarter/problemarter* med vekt på fjerning av *helofyttbelter*. Begge typer av tiltak er viktig for å bevare eller re-etablere en god økologisk tilstand i kalksjøene. Ifølge handlingsplanen for kalksjøer er sikring av god vannkvalitet den viktigste utfordringen for bevaring av kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011b). Tiltak for å hindre avrenning av nærings saltene fosfor og nitrogen er komplekse, og berører særlig tiltak i nedbørfeltet for å begrense landbruksforurensning. For mange kalksjøer vil altså det viktigste tiltaket være å begrense næringstilførselen. Vi vurderer at effektovervåking av tiltak mot landbruksforurensning er utenfor rammene av dette prosjektet. Vi vil her fokusere på tiltak i selve innsjøen. Andre tiltak som er nevnt i handlingsplanen er forsiktig *fjerning av helofyttbelter*. Framvekst av kraftige helofyttbelter særlig av takrør eller sjø-sivaks (gjerne som følge av eutrofiering og opphørt hevd), er en trussel mot kransalgevegetasjonen og tilhørende kalkmergel-banker.

Det mangler i dag kunnskap om effekten av tiltak for fjerning av helofyttbelter i/langs kalksjøer. Det er imidlertid noe kunnskap om fjerning i næringsrike innsjøer (Mjelde mfl. 2009, Hvoslef 1988). Det er videre gjort en del tiltak mot takrør ekspansjon i rikmyr i Buskerud, og det er høstet erfaringer med effekter av dette, bl.a. omkring kalksjøen Ultvedtjern (Hanssen 2011, se også Michelsen 2020). Men dette gjelder enkle metoder med repeterende slått/kutting på land og ikke med båt under vann. Uansett, en konklusjon som synes å ha overføringsverdi er at repeterende slått/kutting av takrørskudd fører til utarming av jordstengel og røtter, og etter hvert mer eller mindre bortfall fra felter som slås jevnlig (pers. obs.). Det er også tiltaksprosjekt med slått av takrør på havstrand, bl.a. Ruakerkilen i Grimstad (Svalheim 2011).

Tiltak for å redusere/fjerne fremmedarter som vasspest er også prøvd i Norge, men ikke i kalksjøer (Berge 1989, Brandrud & Mjelde 1999, Mjelde mfl. 2012b, Mjelde 2016b). Generelt viser det seg vanskelig å fjerne arten helt. Vasspest er sterkt begunstiget av næringsrike forhold, og reduksjon i næringstilførsel vil derfor antagelig være viktigste tiltak mot vasspest.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Tiltak for å redusere næringstilførsler anses som det viktigste tiltaket for å forbedre tilstanden i kalksjøer (se Direktoratet for naturforvaltning 2011b, Mjelde 2016a,c). Dette krever tiltak i nedbørfeltet og kan være kostnadskrevenende, men så lenge det ikke gjennomføres nærings saltreduksjoner vil andre tiltak kunne ha mindre effekt, eventuelt også negativ effekt.

Felles for tiltak nevnt her er at de har som formål å *fjerne arter/endre vegetasjonsstruktur*, pga. generell tilgroing/framvekst av problemarter pga. opphørt hevd og eutrofiering. Framvekst av helofyttbelter er omtalt som en negativ påvirkningsfaktor for kransalgefloraen i en del kalksjøer handlingsplan for kalksjøer, og er her fokusert som viktigste skjøtselstiltak innenfor innsjøen.

Andre typer tiltak, f.eks. i form av tiltak mot gjødsel-avrenning i tilliggende gårdsbruk, samt grunn-eierinformasjon mot spredning av fremmedarter, har vi ikke gått nærmere inn på her.

Det kan også være aktuelt i noen få lokaliteter med kanalisering av aktivitet knyttet til badeplas-ser og brygger, særlig der store kransalgebestander forekommer svært nær slike punkter. Men slike forhold er i liten grad påvist, og er derfor ikke utdypet her. Vi har således i det følgende kun fokus på overvåking av «fjerningstiltak».

Det direkte formålet med fjerning/reduksjon av helofyttbelter er å fjerne eller redusere tette be-stander av høyvokste helofytter (sivplanter), særlig takrør, dernest sjøsivaks. *Det indirekte målet* er fjerning for å hindre utarming av viktige habitatkvaliteter og biosamfunn i kalksjøene, særlig tap av biomangfoldet av truede kransalger, og tilhørende arter som lever i kalkmergelbankene som kransalgene bygger opp.

En minimumsovervåking av effekter av tiltaket vil være designet for å fange opp direkte hvor mye av f.eks. takrør eller sjøsivaks som er fjernet. *En optimal overvåking* vil fokusere også på kort- og langsiktige effekter på biomangfoldet, med vekt på re-etablering innenfor og rett utenfor are-alene som tidligere var tette helofytt-belter (uten kransalger). Overvåkingsindikatorer her vil være mål på habitat-kvaliteter som forekomst av bestandsdannende kransalger, og forekomst av lag med kalkmergel. Effekter på vannkvalitet, inkludert oksygen- og lysforhold vil her også være viktig.

Vi antar at det primært foretas tiltak i lokaliteter med stor helofyttdekning. Ideelt sett kan man tenke seg effekt-overvåking inndelt i to kategorier; lokaliteter der helofyttbelte dekker > 50 % av strandsonen innenfor lokaliteten og går ut til > 1 meters dybde, og lokaliteter der helofyttbeltet dekker < 50 % av strandsonen og går ut til < 1 m dybde. Men vi har ikke gått videre med en slik inndeling, som vil kreve betydelig mer ressurser (med flere gjentak).

Her har vi tatt som utgangspunkt fjerning av tett bestander med høyvokste helofyttbelter av problemarter som takrør, sjøsivaks og bredt dunkjevle som danner tette bestander ut til ca. 2 m dyp i mer eller mindre eutrofierte innsjøer. I naturtilstanden er de fleste kalksjøer i skog, særlig i Sør-Norge, preget av en smal bord med rikstarrsump langs breddene, ofte knyttet til en torvkant, og gjerne med sjeldnere starrarter som duskstarr *Carex disticha*. Denne vegetasjonen tilhører den rødlistede naturtypen kalkkrik helofyttsump (VU; Mjelde mfl. 2018), og er ikke ekspander-ende. I naturtilstanden har strandsonen i kalksjøer gjerne ingen forekomst av problemarter som takrør (men arten kan forekomme i små eksemplarer i tilliggende rikmyr). I kalksjøer i kultur-landskapet har imidlertid takrør og sjøsivaks ofte trolig vært tilstede over lang tid, men har vært holdt nede av beiting og slått ned til vannkanten, og det er først etter opphørt hevd at man har sett en omfattende ekspansjon av helofytter. Der det er helofyttbelter ut til 1,5-2 m dybde, forsvinner gjerne kransalgevegetasjonen i hele gradienten fra grunna og ut til dypere vann, dvs. også på arealer utenfor helofyttbeltene, dog avhengig av lysforholdene (Mjelde 2008, 2016a).

Helofyttbeltene opptrer i det alt vesentligste under median vannstand, dvs. plantene står med «beina i vann», og fjerning må i hovedsak skje med båt med vegetasjonskutter, og det er foreslått høsting to ganger i løpet av sesongen de første årene (Direktoratet for Naturforvaltning 2011b). Partier innerst mot strandkanten kan antagelig fjernes fra land, ved manuell kutting/kapping, tilsvarende det som er brukt ved myr-slått av takrør (Michelsen 2020).

Av hensyn til føre-var-prinsipp, har vi ikke vurdert mer drastiske metoder for vegetasjonsfjerning. Helofyttbelter kan i helt små tjern/dammer antagelig effektivt fjernes maskinelt ved oppmud-ring/fjerning av hele rotsjiktet av helofytter som takrør, men det vil innebære fjerning av svært mye sediment, inkludert kalkmergelbanker som kan ha restforekomster av kalkarter eller frøbank av slike. Det er foreslått slike tiltak i helt små, kalkrike dammer (jf. Kyrkjeeide mfl. 2018 og Aal-berg Haugen mfl. 2019). I den grad slike tiltak blir utført i framtiden, bør overvåkingsdesignen kunne være den samme.

Optimal	Minimum
<p>Formål: Kunnskap om effekter av fjerning av helofyttbelter på biomangfold og habitatkvalitet, herunder vannkvalitet i kalksjøer.</p> <p>Det direkte formålet med tiltaket er å fjerne eller redusere forekomst av høyvokste helofytter og derigjennom forbedre viktige habitatkvaliteter og biosamfunn i kalksjøene, særlig biomangfoldet av truede kransalger, og tilhørende arter som lever i kalkmergelbankene som kransalgene bygger opp.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om bedret habitatkvalitet og økt biomangfold oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og fjerning, og om fjerning av helofyttbelter generelt er et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen av kalksjøer.</p>	<p>Kunnskap om effekter av fjerning av helofyttbelter på habitatkvalitet, ved å registrere nedgang og bortfall av problemarter med vekt på takrør, sjøsivaks, herunder registrering av nytt oppslag av disse artene.</p> <p>Formålet med tiltaket er å fjerne eller redusere forekomst av høyvokste helofytter (sivplanter), særlig takrør, dernest sjøsivaks og bredt dunkjevle.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om fjerning oppnås på lokaliteter som overvåkes.</p>
<p>Tilnærming: Eksperimentell tilnærming – faktorielt design med fjerning (gjentatte målinger av respons, både før og etter behandling) som faktorer.</p> <p>Behandling og kontroll allokeres tilfeldig til lokaliteter.</p> <p>Design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger: generelle slutninger om effekter av fjerning/kutting på kalksjøemangfoldet under ulik frekvens og metode for kutting.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>	<p>Kvasi-eksperimentell tilnærming med før-etter registrering av påvirkningsvariabler</p> <p>Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for tiltak.</p> <p>Begrenset gjentak og kvalitative vurderinger av de ulike fjerningsmetodenes effekt.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Kalksjøer er definert som innsjøer, tjern og dammer med høyt kalkinnhold; med >20 mg Ca/l, dvs. med kalkutfellinger på alle objekter (som trepinner) i vannet. Velutviklede, intakte kalksjøer er karakterisert ved (stedvis) dominans av kalkutfellende kransalgevegetasjon, med tilhørende lag av kalkmergel i dybdesonen ca. 0,5-4 m. Kalkmergel opptreer som løse, gråhvite lag med blanding av kalk og gytje. Humusrike utforminger, gjerne med torvbredder, kan skilles ut som en egen type. I praksis opptreer kalksjøer der det er små nedbørfelter i kalkområder, gjerne i små forsengkninger mellom kalkrygger, ofte sterkt grunnvannspåvirket med manglende/lite innløp; dessuten små, kystnære forekomster på skjellsand.

Beskrivelse av kalksjøer etter NiN grunntyper og beskrivelsessystem: Kalksjøer omfatter i NiN 2.0 fire grunntyper med høyt kalkinnhold (KA=(g)hi), inndelt etter størrelse på vannforekomst (innsjø/dam) og humusinnhold: Klare, kalkrike innsjømasser i små og/eller grunne innsjøer (F2-6); Klare, kalkrike innsjømasser i dammer og pytter (F2-9); Humøse, kalkrike innsjømasser i små og/eller grunne innsjøer (F2-21); Humøse, kalkrike innsjømasser i dammer og pytter.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Mange eksisterende forekomster av kalksjøer er fanget opp i Naturbase, og det er gjort en vurdering av forekomst av kalksjøer og kalkdammer i Norge (Dervo mfl. 2020). Videre kan Mjelde 2016a brukes som utgangspunkt for uttrekk av lokaliteter, men disse må i så fall oppsøkes og kvalitetssikres og utstrekning av helofyttvegetasjon registreres.</p> <p>Hele sonen med helofyttvegetasjon, også der denne går på land, bør avgrenses i tiltaksområdet. I større innsjøer kan det være behov for å skille ut mindre tiltaksområder – dvs. bare tiltak i deler av lokalitetene. Lokaliteter som har eller har hatt kransalgevegetasjon i historisk tid, bør prioriteres for tiltak.</p>	<p>Subjektivt utvalg blant kjente lokaliteter med behov for tiltak.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Overvåkingen skal fokusere på effekter av helofyttfjerning på artsmangfoldet i kalksjøene (med vekt på kransalgevegetasjonen). Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på naturtypen under ulike utgangsforhold, trengs gjentak.</p> <p>(Det kan vurderes om en bør lage en modul for fjerning der helofyttsonen er dominert av takrør, og én for dominans av sjøsvaks/bredt dunkjevle. Disse bør i hvert fall registreres som kovariabler. Det bør også vurderes om overvåkingen skal stratifiseres på ulik vannkvalitet.)</p> <p>Tiltak (inkl. kontroller uten tiltak) må allokeres tilfeldig til lokalitetene</p>	<p>Effektovervåkingen her skal primært måle i hvilken grad fjerningen er vellykket.</p> <p>Minimumsovervåkingen sikter på å trekke slutninger om tiltakets effekt på lokaliteter av kalksjøer og stiller dermed mindre krav til gjentak av lokaliteter.</p> <p>Det benyttes før-etter-sammenligning framfor tiltak-kontroll for å vurdere tiltakets effekt.</p>
<p>Som en tommelfingerregel anbefaler vi minimum 10 lokaliteter per tiltak.</p>	<p>Som en tommelfingerregel anbefaler vi 5 lokaliteter per tiltak.</p>
<p>Med andre ord trengs 20 lokaliteter: 10 med tiltak, 10 kontroll</p> <p>Mao., 20 lokaliteter for effektovervåking av helofyttfjerning.</p>	<p>Med andre ord trengs 5 lokaliteter, - alle med tiltak.</p>
<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å gjøre kvantitative vurderinger av effektiviteten av fjerning av helofyttbelter på biosamfunn i kalksjøene.</p>	<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for kvalitative vurderinger av effektiviteten av selve fjerning av helofyttbelter.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

Overvåkingsindikatorer vil delvis være lik de objekter som ønskes fjernet. Ved tiltak for fjerning av helofyttbelte med problemart takrør vil direkte effekt måles som grad av reduksjon/bortfall av arten. Effekter på naturtypen kalksjø kan måles ved indikatorer som (i) representerer viktig/habitat-spesifikt mangfold (her: kransalger), og/eller (ii) viktige habitatkvaliteter for en velutviklet kalksjø. Viktig habitatkvalitet for velutviklet kalksjø med kransalger vil være vannkvalitet (nærings- og oksygenforhold) samt sedimentkvalitet og forekomst av lag med kalkmergel. Utfordringen her er at der kransalgene er forsvunnet (som utenfor grovvokste helofyttbelter), så er antagelig ofte mergelbanker vanskelig å påvise. Og etter re-etablering av kransalger vil det ta tid

for å bygge opp nye mergelbanker. Viktig habitatkvalitet i effektovervåkingen vil således være at innsjøbunnen er åpen, uten skudd av helofytter.

For parameterne som er relatert til arts mangfold og habitatkvalitet, kreves innhenting av data over flere år før tiltak, for å kunne skille år-til-år variasjon grunnet klima (isforhold/vanntemperatur), vannkvalitet/algeoppblomstringer ol., fra effekter av tiltak.

Hovedindikator(er) vil være knyttet til registrering av bredde og tetthet av helofyttbelte; ved registrering over hele lokaliteten, og langs transekter (med registrering av ant. skudd og dekningsgrad).

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Antall og mengde av kransalger og andre vannplanter	Formålet med fjerning er å styrke populasjonene av kransalger med tilhørende økologisk funksjon og følgearter, samt gode vekst/funksjonsvilkår for andre kalkarter	Registrering av forekomster (dekningsgrad eller semi-kvantitativ hyppighetsskala). Vekst-/vitalitetsregistrering i nedsendte teiner bør vurderes.	Utgår
Habitat-kvalitet	Forbedret habitat-kvalitet (økt åpent areal uten helofytter; økt areal med kalkmergelbanker)	Registrering av kalkmergel (sedimentprøver) kan kun forventes å gi effekter på lang sikt Registrering av dekning av helofytter/åpent areal	Registrering av dekning av helofytter/åpent areal
Dekning helofyttbelte/problemarter (takrør, sjø-sivaks, bredt dunkjevle)	Tiltaket skal redusere dekning av problemarter.	Registrering av dekning/utstrekning og tetthet av helofyttbelte/ problemarter (kvantitativ/semi-kvantitativ metodikk i transekter, registrert per art)	Registrering av dekning av problemarter, registrert per art
Vannkvalitet	Viktig kovariabel: en kan forvente at vannkvalitet kan påvirke tiltakets effekt, og at tiltaket kan påvirke vannkvaliteten	Registrering av vannkvalitets-parametere jf. Vannforskriften, etter standard metodikk.	Som optimal
Lokalitetsstørrelse	Viktig kovariabel	Avgrensning etter kartleggingskriterier, ev. begrenset til del-areal der tiltak utføres (innsjøer kan deles opp i mindre lok.)	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Total-registrering av hele innsjøen/del av innsjøen (=lokalitet)	Bør benyttes for flere indikatorer; (standard-metodikk), f.eks. utstrekning helofyttbelter kan også registreres tilbake i tid fra flybilder/satellitt-data. Kan også total-registrere vannvegetasjon ned til siktedypsgrense vha.	<u>Indikatorer helofyttbelter (artsnivå):</u> Arealdekning i % Utstrekning/yttergrense/ dybdegrense Vitalitetsmål (tetthet, plantestørrelse) <u>Indikatorer kransalgevegetasjon og annen vannvegetasjon:</u> Arealdekning i %	<u>Indikatorer helofyttbelter (artsnivå):</u> Arealdekning i %, yttergrense <u>Indikatorer kransalgevegetasjon og annen vannvegetasjon:</u> (arealdekning)

	vannkikkert/kasterive/båt	Artsregistrering med semi-kvantitativ mengdeskala. Punktfesting og omfang av små forekomster	
Transekter	Anbefalt overvåkingsmetodikk for akvatiske og semi-akvatiske (helofytt) planter; grunnlag for repeterende registreringer langs fikserte punkter/linjer	<u>Utlegging:</u> 5-10 transekter per lokalitet; fra land ut til ca. 10 m dyp. Registrering i radius omkring permanent merkede punkter eller ruter knyttet til punkter. Visuell registrering (%dekningsgrad), fotografering av ruter (dykker). Prøvetaging av vegetasjon under siktedypgrense. <u>Indikatorer:</u> Vannplanter (makrofytter)	-
Vannprøve	Standard metodikk for prøvetaking for vannkvalitet	Prøver fra ulike dyp flere ganger i sesongen vårsommer-høst	Én blandprøve per år.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Habitat-kvalitet (kalkmergel/sedimentprøver)	Svært liten	Hvert 10. år	-	Registreres samtidig med vann/helofyttvegetasjon
Ant./mengde av kransalger og andre vannplanter	Ofte liten, men avhengig av trofi-forholdene. Kan være stor ved tiltak	Årlig første 10 år (2 reg. per år), deretter hvert 2. eller 5. år (avhengig av variabilitet)	Årlig første 10 år, deretter hvert 5. år	Minimum: Kun grov-registrering, samtidig med helofytt-vegetasjon
Utbredelse helofyttbelter/mengde av helofytter	Oftest liten, stor ved tiltak	Årlig første 10 år, deretter hvert 5. år	Årlig første 10 år, deretter hvert 5. år	Optimal: Registrering på hele lok. + transekt/rute-registrering
Vannkvalitet/fytoplankton	Stor	4-6 ganger per år første 10 år, deretter hvert 5. år	Én prøve pr år, deretter hvert 5. år	
Lokalitetsstørrelse	Liten	Hvert 10. år	Hvert 10. år	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etable- rings- kostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokali- tet Utlegging og oppmerking av da- tainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 5 timer</u> <u>Feltarbeid: 40 timer</u> <u>Etterarbeid 25 timer</u>	Lavere tidsbruk hvis vannprøvetaging blir gjort uavhengig av ef- fekt-overvåking. Etableringskostnadene forutsetter at lokale- tene er valgt ut og kartlagt mht. tilstand.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 250 kr	
	Totalt	90–100 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Antall timer: 65 timer</u>	Felt- + etterarbeid
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 9000 kr	I hovedsak analyse- kostnader vannprøver
	Totalt	100–150 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etable- rings- kostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid ca. 4 timer</u> Avgrensing av overvåkingslokali- tet Utlegging og oppmerking av data- innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid ca 1 time</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 2 timer</u> <u>Feltarbeid: 10 timer</u> <u>Etterarbeid: 2 time</u>	Etableringskostna- dene forutsetter at lo- kalitetene er valgt ut og kartlagt mht. til- stand.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 250 kr	
	Totalt	10–20 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Antall timer: 12 timer</u>	Felt-+ etterarbeid

	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 1500 kr	Analysekonstanter vannprøver
	Totalt	20–30 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	90–100 kkr	1 500–2 000 kkr	10–20 kkr	90–100 kkr
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr	2 000–2 500 kkr	20–30 kkr	90–100 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	1 000–1 500 kkr	20 000–30 000 kkr	200–250 kkr	1 000–1 500 kkr

Synergier

Optimalovervåkingen av effekter slik skissert her, vil samtidig være en optimal overvåking av en rekke truete vannplanter, særlig kransalger i kalksjøer. Det at overvåkingsuniverset av kalksjøer er så lite (kun ca. 500 kjent, og langt færre med kransalgevegetasjon), og så vidt mange truete arter bare eller nesten bare holder til her, gjør det mulig å designe et samlet, arealrepresentativt overvåkingsopplegg for disse artene, der både lokaliteter med kjente forekomster av arten overvåkes, men også lokaliteter der arten ikke forekommer i dag, men hvor den, etter habitat-krav, kan kunne forekomme. Det er for øvrig laget en inventeringsveileder for kransalger/kalksjøer (Mjelde mfl. 2010).

Overføringsverdi

Opplegget kan også brukes til å undersøke effekt av fjerning/reduisering av ekspanderende helofyttbelter i andre typer innsjøer, der innsjøtype, vannkvalitet og biomangfold er truet av gjengroing. I andre innsjøtyper der habitat-kvaliteter i bunn-sediment (kalkmergel) ikke er så viktig, kan for øvrig også maskinell opp-mudring (der man fjerner hele rotsystemet til helofyttene) være mer aktuelt.

2.15 Kystlynghei

Liv Guri Velle¹ og Pål Thorvaldsen²

¹Møreforskning og ²Norsk institutt for bioøkonomi

Bakgrunnsinformasjon

Kystlynghei (**Figur 2.15.1**) har status som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper i 2018 (Hovstad mfl. 2018), og er en utvalgt naturtype etter Naturmangfoldloven (2015; [Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)). Kystlynghei defineres som en semi-naturlig, åpen og heipreget naturtype i et oseanisk klima, dominert av dvergbusker med røsslyng som en viktig art, formet gjennom rydding av kratt og skog, og betinget av langvarig hevd med beite, brenning, lyngslått eller en kombinasjon av disse. Antallet registrerte forekomster i ulike databaser er vist i **Tabell 2.15.1**.



Figur 2.15.1. Kystlynghei. Foto: Pål Thorvaldsen/NIBIO.

Tabell 2.15.1. Antall forekomster og areal registrert i Rødlistebasen for naturtyper (Hovstad mfl. 2018), etter NiN-kartlegging og i Naturbase.

	Forekomster	Areal
Rødlista for naturtyper	337	4260 km ² (estimert)
Antall forekomster i NiN	3406	162 km ²
Antall forekomster i Naturbase	1217	847 km ²

Naturtypens utbredelse

Utbredelsen til kystlynghei er godt kjent, og er knyttet til de oseaniske seksjonene (OC-O3), og strekker seg fra nemoral sone i sør til mellomboreal sone i nord. Dette vil si at naturtypen finnes i et belte langs kysten fra Kragerø i Telemark til Vesterålen i Nordland, og østover til Hvaler i Østfold. De norske kystlyngheiene er en del av det europeiske kystlyngheiområdet som strekker seg langs Atlanterhavskysten fra Portugal i sør til Vesterålen i nord, og Norge har om lag en tredel av den samlede nord-sør gradienten.

Truede arter med forekomst i naturtypen

Oversikten i tabellen viser alle truede arter (VU, EN, CR) for kategorien semi-naturlig eng og hei i Norsk Rødliste for arter 2015 (RL2015) og der vurderingsområdet er Norge i sin helhet. Det finnes ikke en vurdering av rødlistede arter i naturtypen alene, og grad av tilknytning er heller ikke vurdert.

Art/artsgruppe	Antall/artsnavn	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde
Biller	132	VU (69), EN (49), CR (14)	Ukjent	RL2015
Bløtdyr	1	VU (1)	Ukjent	RL2015
Edderkoppdyr	17	VU (15), EN (2)	Ukjent	RL2015
Fugler	9	VU (3), EN (3), CR (3)	Ukjent	RL2015
Karplanter	71	VU (31), EN (28), CR (12)	Ukjent	RL2015
Lav	45	VU (20), EN (12), CR (13)	Ukjent	RL2015
Moser	33	VU (8), EN (16), CR (9)	Ukjent	RL2015
Nebbmunner	24	VU (14), EN (7), CR (3)	Ukjent	RL2015
Pattedyr	1	VU (1)	Ukjent	RL2015
Sommerfuglarter	64	VU (33), EN (27), CR (4)	Ukjent	RL2015
Sopper	84	VU (58), EN (22), CR (4)	Ukjent	RL2015
Tovinger	34	VU (18), EN (15), CR (1)	Ukjent	RL2015
Vepser	58	VU (38), EN (12), CR (8)	Ukjent	RL2015

Eksisterende overvåking

Det finnes ikke basisovervåking av naturtypen kystlynghei. Unntaket er oppfølging av enkelte tiltak innen verneområder, der Statens Naturoppsyn har utviklet metodikk for å vurdere effekten av tiltak opp mot definerte bevaringsmål for norsk natur (NatStat: <https://natstat.miljodirektora-tet.no/>).

Kystlynghei inngår i likhet med annen norsk natur i arealrepresentativ overvåking av Norge (ANO). ANO bidrar med relativt lite data fra truede naturtyper slik som kystlynghei.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/ miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphørt eller redusert drift	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90%)	Bidrar til stor andel av degenererende fase av lyngheia samt gjengroing av naturtypen.	Igangsetting av hevdregimer som inkluderer beiting og lyngsviing, og hvor hevdintensiteten er ekstensiv. Krattrydding må til i områder hvor gjengroing har skjedd.
Skogreisning og plantefelt	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Skogreisning og plantefelt sprer frø inn i kystlynghei. Dette kan være fremmede treslag.	Unngå skogreisning og fjerne plantefelt som utgjør en trussel for spredning av problemarter eller fremmedarter inn i kystlynghei.

Atmosfærisk forurensing	Minoriteten av arealet påvirkes (<50 %)	Nitrogennedfall bidrar til økt andel av nitrofile arter i kystlyngheia, særlig gress.	Nitrogenforurensing er den største trusselen. Uttak av næringsstoffer (husdyr samles om natta og husdyrgjødsel samles opp) samt reduksjon av lokal nitrogenforurensing er mulige med krevende tiltak.
Fremmede arter	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	Fremmedarter fra hager og skogsbruk er særlig en trussel for kystlynghei.	Fjerning av fremmedarter. For kystlyngheia gjelder dette særlig sitkagran, buskfuru og bergfuru.
Klimaendring	Ukjent	Naturtypen påvirkes av at klimaet blir gradvis varmere og fuktigere, samt at det blir mer ekstremvær. Særlig vintertørke har påvirket lyngheia de siste årene.	Skjøtsel. Kystlynghei i god hevd viser høyere toleranse og resiliens for tørkeskader.
Utbygging	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50 %)	Utbygging av boligområder, hytteområder og næringsvirksomhet tar areal. I tillegg kan utbygging, slik som hyttefelt og vindmølleparker gjøre det vanskelig å drive skjøtsel med lyngsviing.	Unngå utbygging. Hvor utbygging må skje, vurderer om dette kan gjøres slik at det ikke forhindrer lyngheiskjøtsel i randsonene til utbyggingsarealet.

Gjennomføring av tiltak

Som det går frem, er det bare 111 av 1217 lokaliteter registrert i Naturbase som mottar tilskudd til tiltak i kystlynghei gjennom Miljødirektoratets tilskuddsordning, dvs. litt i overkant av 10 % av lokalitetene. Det betyr ikke nødvendigvis at det ikke forekommer skjøtsel i de andre lokalitetene, men de kan ligge i verneområder eller de kan være omfattet av andre tilskuddsordninger. Det er Vestland som har flest lokaliteter under skjøtsel (28) fulgt av Rogaland (25) og Nordland (19).

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Annet	21		
Gjerding	21		Er relevant for å oppnå styrt beitebruk
Informasjon	19		
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	16		
Skjøtsel og vedlikehold	420	111	Antall lokaliteter er et gjennomsnitt av fire år
Tilpasset drift på areal i landbruksforetak	30		
Utstyr	6		Er ofte relatert til lyngsviing

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Lyngsviing	Vi deler naturtypen i tre regioner; sør, midt og nord	Sør: Dårlig Midt: Middels Nord: Dårlig	Sviing er et dokumentert viktig tiltak for naturtypen, men det er få systematiske langtidsstudier som dokumenterer effekt på arter i både flora og fauna i Norge. Kunnskapsmangelen er særlig tilknyttet rikhei og de nordligste heiene. Dette inkluderer studier som kartlegger behovet for lengde på brannrotasjoner.
	Vi deler naturtypen inn i fattig og rik	Fattig: God Rik: Dårlig	
Beiting	Vi deler naturtypen i tre regioner; sør, midt og nord	Sør: Dårlig Midt: Middels Nord: Dårlig	Beiting er et dokumentert viktig tiltak for naturtypen, men det er få systematiske beitestudier som dokumenterer effekt av ulike hevdregimer og hevdintensitet i Norge. Kunnskapsmangelen er særlig tilknyttet rikhei og de nordligste heiene.
	Vi deler naturtypen inn i fattig og rik	Fattig: God Rik: Dårlig	
Fjerning av fremmedarter	Gjelder hele utbredelsesområdet	Kunnskapsstatusen varierer mellom arter. Generell kunnskapsstatus settes til middels.	Vi har mangelfull kunnskap om kostnadseffektive metoder for fjerning av enkeltarter og effektene av fjerningsmetodikken.
Bekjemping av problemarter	Ulike arter er problematiske i ulike regioner og under ulike miljøforhold	Kunnskapsstatusen varierer mellom arter. Generell kunnskapsstatus settes til middels.	Vi har mangelfull kunnskap om kostnadseffektive metoder for fjerning av enkeltarter og effektene av fjerningsmetodikken.
Fjerning av løvskog	Gjelder hele utbredelsesområdet	Kunnskapsstatusen varierer mellom arter. Generell kunnskapsstatus settes til middels.	Vi har mangelfull kunnskap om kostnadseffektive metoder for fjerning av enkeltarter og effektene av fjerningsmetodikken.
Fjerning av plantefelt	Gjelder hele utbredelsesområdet	Kunnskapsstatusen varierer mellom arter. Generell kunnskapsstatus settes til middels.	Vi har mangelfull kunnskap om kostnadseffektive metoder for fjerning av enkeltarter og effektene av fjerningsmetodikken.

Oppsummering: Beiting og sviing er de mest vanlige tiltakene for ivaretagelse av kystlynghei i dag. Samlet sett må hevdintensiteten være moderat. Hevdintensiteten varierer med biogeografiske gradienter, og må tilpasses regionale forhold. Blir intensiteten for høy, øker mengdeforholdet av engarter på bekostning av lyngarter. Blir intensiteten for lav, øker mengdeforholdet av busker og kratt på bekostning av lyngarter.

Effekten av dem er ulik; sviing fjerner all vegetasjon, mens beitedyr fjerner vegetasjon selektivt. Undersøkelser viser at interaksjonene av beiting og sviing samlet sett gir høyest biodiversitet tilknyttet karplanter (Vandvik mfl. 2005) og biller (Bargmann mfl. 2015), men vi mangler mer helhetlig kunnskap om flere artsgrupper, og effekt på truede arter. Norge har den lengste nord-sør gradienten med kystlynghei i Europa, noe som gir variasjoner i artssammensetning (Fremstad mfl. 1997) og gjenvekstdynamikker etter brann (Måren mfl. 2010, Velle & Vandvik 2014), og vi trenger systematisk vurdering av effektene langs gradienten. Videre har vi behov for mer kunnskap om kostnadseffektive metoder for bekjemping av problemarter og fremmedarter, dette inkluderer hvilke uønskede effekter tiltak for å fjerne slike arter de eventuelt kan ha og hvor ofte tiltakene må gjentas.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om god økologisk tilstand i kystlynghei oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er forskjeller i måloppnåelse mellom lokaliteter med ulike utgangsbetingelser, og å kunne konkludere hva som er optimal hevdintensitet for forvaltning av kystlynghei innen de forskjellige regionene og NiN-grunntypene.

Beiting og sviing er de to viktigste skjøtselstiltaka i kystlynghei. Effekten av disse to tiltakene defineres som en grunnleggende hevdform i kystlynghei og de definerer dermed naturtypen. Det foreslås derfor at det etableres en permanent generell basisovervåking av naturtypen. For å vurdere effekten av beiting og lyngbrenning burde disse lokalitetene ideelt sett sammenlignes med lokaliteter uten hevd som kontroll. Ettersom det er nødvendig med om lag 8-10 gjentak per behandling vil en slik tilnærming kreve et forholdsvis stort antall overvåkingslokaliteter på grunn av den store variasjonen i grunntyper og regional utbredelse. På en annen side er effekten av lyngsviing og beiting godt dokumentert og forstått. Det er dermed diskutabelt å bruke store ressurser på å overvåke lokaliteter uten skjøtsel, da disse over tid vil gro igjen og utvikle seg til skog. Det kan derfor vurderes som viktigere å bruke midlene til å etablere basisovervåking av kystlynghei der bare lokaliteter der de grunnleggende hevdformene er opprettholdt blir overvåket.

Dersom det likevel vurderes som et behov for å dokumentere effekten av midlene som brukes på lyngsviing og beiting som tiltak, kan slik dokumentasjon med beskjeden innsats likevel hentes ut fra annen overvåking (ANO), eller eventuelt fremskaffes via en sammenstilling av data fra pågående NiN-kartlegging. Alternativt kan det etableres innhegninger i alle eller et utvalg av lokaliteter.

Lokalitetene med basisovervåking vil fungere som referanseområder for god økologisk tilstand i kystlynghei. De vil dessuten kunne brukes som kontroll for lokaliteter der andre typer tiltak eller for lokaliteter med avvikende skjøtelsesregime. Basisovervåking vil dessuten fange opp effekten av eventuelt ytre påvirkninger det er vanskelig å ha kontroll på (klimaendringer, atmosfærisk forurensing, osv.). Skjøtsel i disse overvåkingslokalitetene bør være mest mulig i samsvar med det tradisjonelle hevdregimet. I et minimumsopplegg foreslås et selektivt utvalg som også sikrer regional representasjon, men der bare lokaliteter i de såkalte referanseområdene i Handlingsplan for kystlynghei inngår (23 stk.)

Parallelt med den foreslåtte basisovervåking foreslås det direkte overvåking av effektene av andre typer tiltak (heretter kalt *Spesifikk tiltaksovervåking*), som for eksempel fjerning av problemarter eller fremmedarter etter samme metode som ved basisovervåking av de samme indikatorene. Kontroller for denne overvåkingen kan enten etableres i den samme lokaliteten i en del uten tiltak eller eventuelt i et av en nærliggende lokalitet med basisovervåking dersom det er avvik fra hevdregimet som er tiltaket.

Optimal	Minimum
<p>Formål:</p> <p><u>Generell basisovervåking:</u> Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om god økologisk tilstand i kystlynghei oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er forskjeller i måloppnåelse mellom lokaliteter med ulike utgangsbetingelser, og å kunne konkludere hva som er optimal hevdintensitet for forvaltning av kystlynghei.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om god økologisk tilstand i kystlynghei oppnås på lokaliteter som overvåkes.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Formål å øke kunnskap om effekt av ulike spesifikke tiltak (utenom beiting og lyngsviing) på artsmangfold og vegetasjonsstruktur i kystlynghei.</p>

<p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Formål å øke kunnskap om effekt av ulike spesifikke tiltak (utenom beiting og lyngsviing) på artsmangfold og vegetasjonsstruktur i kystlynghei.</p>	
<p>Tilnærming: <u>Generell basisovervåking:</u> Eksperimentell tilnærming – tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Det vurderes som lite hensiktsmessig å etablere kontroll på å studere effekten av skjøtsel og lyngbrenning, men i tilfelle må det etableres inngjerdete områder i lokalitetene.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger om effekter av beiting og sviing under ulike utgangssituasjoner (som inkluderer ulike NiN-grunntyper og den bioklimatiske gradienten).</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Eksperimentell tilnærming – faktorielt split-plot design med behandling (tiltak, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.</p> <p>Eksperimentet er organisert hierarkisk med behandlinger allokert tilfeldig eller subjektivt innen lokaliteter, og med analyseruter næstet innenfor behandlinger innenfor lokaliteter.</p> <p>Utvalg av lokaliteter vil være subjektivt knyttet til tiltaksbehov.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Eksperimentell tilnærming – tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer. Det vurderes som lite hensiktsmessig å etablere kontroll på å studere effekten av skjøtsel og lyngbrenning, men i tilfelle må det etableres inngjerdete områder i lokalitetene.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Eksperimentell tilnærming – faktorielt split-plot design med behandling (tiltak, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.</p> <p>Eksperimentet er organisert hierarkisk med behandlinger allokert tilfeldig eller subjektivt innen lokaliteter, og med analyseruter næstet innenfor behandlinger innenfor lokaliteter.</p> <p>Utvalg av lokaliteter vil være subjektivt knyttet til tiltaksbehov.</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Kystlynghei finnes langs kysten fra og med Hvaler til og med Lofoten og kanskje også noe lengre nord, dette området utgjør definisjonsområdet. Naturtypen er inndelt i 12 grunntyper etter Natur i Norge, og inndelingen skjer etter to hovedmiljøvariabler; kalkinnhold og uttørkingsfare, samt en tilleggsmiljøvariabel; vannmetning. Naturtypekartleggingen er avgrenset til seks grunntyper, og disse fanger ikke opp vannmetningsgradienten. Kystlyngheipolygoner registrert i Naturbase og ved NiN-kartlegging viser stor forskjell på gjennomsnittsstørrelse (Naturbase: 697 daa, 1217 lokaliteter; NiN: 47,5 daa, 3406 lokaliteter). Dette kan bety at NiN-polygonene er bedre avgrenset. Det foreligger ingen basisovervåking av naturtypen i dag. Det er behov for både basisovervåking, kvalitetssikring av grenser og typifisering av naturtypen.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

En optimal basisovervåking bør inkludere et stratifisert tilfeldig utvalg der seks av NiN-grunntypene inngår og med 8 gjentak innenfor hver av de tre regionene. Som et minimum for basisovervåking foreslår vi overvåking av alle de 23 referanseområdene i Handlingsplan for kystlynghei. I tillegg til basisovervåking før effektovervåking etableres i lokaliteter der kortvarige tiltak for f.eks. å fjerne fremmede eller problematiske arter gjennomføres. Det foreslås et tilfeldig utvalg av slike lokaliteter for hver type tiltak. Som en tommelfingerregel bør effekten av hvert tiltak overvåkes i 10 gjentak for å sikre grunnlag for statistiske slutninger. Effekten av tiltaket dokumenteres med

å etablere kontroller i enten i deler av lokaliteten der tiltaket ikke blir gjennomført eller i referanseområder dersom tiltaket omfatter avvik fra hevdregimet.

Optimal	Minimum
<p><u>Generell basisovervåking:</u> Stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter innenfor definisjonsområdet (der lokaliteter er gitt avgrenset areal og kan eller ikke kan inneholde arten/naturtypen). Utvalget av lokaliteter må inkludere NiN-grunntypene, samt den bioklimatiske gradienten fra nord-sør, med gjentak.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for særskilte tiltak. (som f.eks. fjerning av problemarter og fremmedarter).</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Utvalgte lokaliteter. Kan gi grunnlag for kvalitative modellbaserte slutninger. De 23 referanseområdene i Handlingsplanen for kystlynghei benyttes.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for særskilte tiltak. (som f.eks. fjerning av problemarter og fremmedarter).</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p><u>Generell basisovervåking:</u> Det bør velges ut lokaliteter innenfor hver region som representerer de seks NiN-grunntyper som er inngår i kartleggingsinstruks. Innen lokalitetene legges det ut design for tiltak/kontroll. Som en tommelfingerregel anbefaler vi minimum 8 lokaliteter per kombinasjon av gitt tiltak, grunntype og region. Med to behandlinger per lokalitet (tiltak/kontroll), lokaliteter per grunntype a tre regioner, dvs. minst 144 lokaliteter. Effektovervåking tilpasses innenfor disse lokalitetene.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Som en tommelfingerregel anbefales 10 lokaliteter per tiltakstype pluss tilsvarende antall kontroller. Kontroll helst i deler av lokaliteten uten tiltak der dette er mulig, eventuelt i lokaliteter utvalgt i primærovervåking/ basisovervåking.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Benytter de 23 utvalgte referanselokalitetene i Handlingsplanen for kystlynghei. Innen hver lokalitet legges det ut studiedesign som inkluderer tiltak og kontroll. Effektovervåking av andre titlak kommer i tillegg. Minimum 8 gjentak per tiltakstype og med replikat på region og NiN- grunntyper der minimum fattig og rik er representert.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Som en tommelfingerregel anbefales 5 lokaliteter per tiltakstype pluss tilsvarende antall kontroller. Kontroll helst i deler av lokaliteten uten tiltak der dette er mulig, eventuelt i lokaliteter utvalgt i primærovervåking/ basisovervåking.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Skjøtselsregime	Grunnleggende for naturtypen	Tall og type dyr på beite sommer og vinter, årlig areal og tidspunkt for sviing, suksess av sviing.	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde enkeltarter	Gjør at man kan summere enkeltarter til funksjonelle grupper – og se etter økning av engarter (for høy intensitet) og suksesjonsarter (for lav intensitet). I tillegg kan man vurdere effekt på biodiversitet og sjeldne/sårbare arter.	Registrering av dekning av alle forekommende karplanter	Som optimal, men i færre lokaliteter

Mengde problemarter	Gjør at man kan fange opp tilstedeværelse og endringer i mengdeforhold.	Registrering av dekning av problemarter (dvs. uønskede arter som man vet øker i mengdeforhold knyttet til skjøtselstiltak, slik som einstape, blåtopp, tistler m.m.)	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde fremmede arter	Gjør at man kan fange opp tilstedeværelse og endring i mengdeforhold	Registrering av dekning av fremmede arter	Som optimal, men i færre lokaliteter
Vegetasjonsstruktur	Nødvendig å overvåke om skjøtelsesregimet som benyttes er egnet for å opprettholde lokalitetens tilstand.	Registrering av vegetasjonsstruktur i alle lyngheifaser	Som optimal, men i færre lokaliteter
Tilstand, spor etter tungt maskinelt utstyr og slitasjebettinget erosjon	Tilstandsvariabler i NiN	Registrering av forekomst	Som optimal, men i færre lokaliteter
Lokalitetsstørrelse	Viktig kovariabel	Avgrensning etter kartleggingskriterier	Som optimal, men i færre lokaliteter

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Det foreslås et nøstet design (fastruter nøstet i blokker nøstet i lokaliteter). Innen hver lokalitet vil dette si at det legges ut 10 tilfeldig utvalgte blokker (10x10 meter). Innenfor hver blokk trekkes det ut tre 1 m² ruter. Lyngheia består av ulike faser (pionerfase, byggefase, moden fase og degenererende fase), og mosaikker av de tre første fasene er ønskelig i en lynghei i god økologisk tilstand. Det er viktig å registrere hvilke fase de ulike blokkene legges i. Fastrutene merkes permanent. I fastrutene registreres utvalgte miljøvariabler og alle karplanter med prosentvis dekningsgrad. Rundt hver fastrute etableres en sirkel av samme størrelse som brukes i ANO, og innenfor denne registreres dekning av fremmede arter, dekning av tresjikt, dekning av busksjikt og dekning av vedplanter i feltsjikt. I tillegg registreres alle rødlistede karplanter, problemarter og fremmede karplantearter med dekningsgrad i sirkelen.

Enheter	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Fastruter	Gir grunnlag for sammenligning med data ervervet i en rekke forskningsprosjekter i kystlynghei, samt ANO. Gir en rekke indikatorer.	Utlegging etter (systematisk) tilfeldighetsmekanisme, jf. basisovervåking. <u>Registrering:</u> dekning av alle karplantearter og utvalgte miljøvariabler <u>Indikatorer:</u> artsrikdom (alle arter, habitatspesialister, rødlistearter, engarter), problemarter og suksessjonsarter (utiliserte nyetableringer, mengde-økning av enkeltarter)	Som optimal men i færre lokaliteter
Prøvesirkler	Gir grunnlag for sammenligning av data med basisovervåking av andre naturtyper	Knyttet til prøveflatene. <u>Indikatorer:</u>	Som optimal men i færre lokaliteter

	og ANO. Gir en rekke indikatorer.	dekning fremmede arter, suksesjonsarter, problemarter, vegetasjonsstruktur, spor etter maskiner	
Lokalitet	Forklaringsvariabler	<u>Skjøtselsregime</u> Lokalitetsareal	Som optimal

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Hevdregime	Kan variere	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Registrering av lynchheifase	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (særlig brann).	Hvert femte år	Som optimal	
Artsrikdom	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (særlig brann).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Vegetasjonsstruktur	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (særlig brann).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde engarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (for sterk hevd, unntaket er de rike heiene).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Mengde suksesjonsarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (for svak hevd).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Mengde problemarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (ulike problemarter i ulike regioner).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Mengde fremmedarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (særlig brann).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	
Mengde rødlistede arter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak (særlig brann).	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	
Lokalitetsareal	Viktig kovariable	Avgrensning etter kartleggingskriterier	Som optimal, men i færre lokaliteter	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etable- rings-kost- nader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokali- tet Utlegging og oppmerking av data- innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Antall timer totalt: 45</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1000 kr	
	Totalt	50–60 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Antall timer totalt: 30</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 250 kr	
	Totalt	40–50 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etable- rings-kost- nader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokali- tet Utlegging og oppmerking av data- innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Antall timer totalt: 45</u>	Det foreslås færre lo- kaliteter med samme opplegg per lokalitet.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1000 kr	
	Totalt	50–60 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindi- katorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Antall timer totalt: 30</u>	Det foreslås færre lo- kaliteter med samme opplegg per lokalitet.
	<u>Driftsutgifter</u>	<u>Kostnader:</u>	

Utstyr Kjøp av tjenester	250 kr	
Totalt	40–50 000 kr	

Generell basisovervåking (tiltakstype sviing og beiting): Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	50–60 kkr	5 000–6 000 kkr	50–60 kkr	1 000–1 500 kkr
Årlige løpende kostnader	40–50 kkr	4 000–4 500 kkr	40–50 kkr	1 000–1 500 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	300–350 kkr	30 000–40 000 kkr	300–350 kkr	7 000–8 000 kkr

Spesifikk tiltaksovervåking (tiltakstype varierende): Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	50–60 kkr	1 000–1 500 kkr	50–60 kkr	500–600 kkr
Årlige løpende kostnader	40–50 kkr	900–1 000 kkr	40–50 kkr	450–500 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	300–350 kkr	6 000–7 000 kkr	300–350 kkr	3 000–3 500 kkr

Synergier

Den planlagte effektovervåkingen deler metodikk med forskningsprosjekter i kystlynghei der det har vært samlet inn vegetasjonsdata fra 1m²-ruter, samt fra ANO. Dette vil gi synergier i form av sterke datasett, og på sikt en dekning av mer av variasjonen som finnes i lyngheia.

Overføringsverdi

Den planlagte basisovervåkingen vil være svært viktig for å få etablert et referansedatasett som kan brukes når man ønsker å teste for effekter av ulike tiltak. Kystlynghei skiller seg ut fra andre naturtyper ved å være den eneste som har brann blant hevdregimene. Kystlynghei deler noen tiltak med andre semi-naturlige naturtyper, slik som bekjemping av problemarter (som følge av beiting), gjengroing av busker og kratt, samt fjerning av fremmedarter.

2.16 Slåttemark inklusive lauveng

Ellen Svalheim og Pål Thorvaldsen
Norsk institutt for bioøkonomi

Bakgrunnsinformasjon

Slåttemark (**Figur 2.16.1**) er kritisk truet (CR) i henhold til Rødlista for naturtyper 2018 (Hovstad mfl. 2018), har egen handlingsplan i 2009 (Direktoratet for naturforvaltning 2009), og ble utnevnt til utvalgt naturtype i 2011 med hjemmel i Naturmangfoldloven ([Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)). Miljødirektoratet startet i 2009 oppfølging av handlingsplanen, og en egen tilskuddsordning for skjøtselstiltak i utvalgte naturtyper ble opprettet. Seinere ble denne utvidet til å gjelde alle trua naturtyper.



Figur 2.16.1. Slåttemark. Foto: Ellen Svalheim/NIBIO.

Naturtypens utbredelse

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 (Norderhaug & Svalheim 2009). Beiting er og ofte en del av skjøtselen i slåttemark. Det var vanlig at engene ble beita på høsten etter slått og til ei viss utstrekning også om våren (Norderhaug 1996; Norderhaug mfl. 1999). 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 skilles fra beitemark ved bruk av underordnet lokal kompleks miljøvariabel slåttemarkspreg med verdien slåttepreg (SP-a). Slåttemark med spredte styvingstrær kalles lauveng. (Hovstad mfl.2018).

Slåttemark finnes i hele landet, fra boreonemoral (BN) sone til lavalpin sone (LA), og 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 (Arnesen & Sletten 2018, Arnesen 2019).

Truede arter med forekomst i naturtypen

Oversikten i tabellen viser alle rødlistete arter (NT, VU, EN, CR) for kategorien semi-naturlig eng i Norsk Rødliste for arter 2015 og der vurderingsområdet er Norge i sin helhet. Det finnes ikke en vurdering av rødlistete arter for slåttemark alene. Semi-naturlig mark har mange rødlistearter fra mange artsgrupper. Av prioriterte arter forekommer dragehode med sterk tilknytning, mens svartkurle har middels.

Art/artsgruppe	Antall/artsnavn	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde
Karplanter	122 arter	NT (53), VU (29), EN (28), CR (12)	18 sterk 43 middels 30 svak 31 usikker	Framstad mfl. 2020
Sopp på edelløvtrær	62 arter	NT (37), VU (16), EN (9),	62 usikker	Framstad mfl. 2020
Beitemarkssopp	86 arter	NT (24), VU (47), EN (15)	21 sterk 34 middels 31 usikker	Framstad mfl. 2020
Moser på edelløvtrær	5 arter	NT (1), VU (3), EN (1)	5 usikker	Framstad mfl. 2020
Lav på edelløvtrær	74 arter	NT (20), VU (33), EN (17), CR (4)	74 usikker	Framstad mfl. 2020
Biller	1 art samt under-fam. møkkbiller, Scarabaeinae (21)	EN (1)	2 middels	Framstad mfl. 2020
Rettvinger	1 art	NT	sterk	Framstad mfl. 2020
Sommerfugler	6 arter	NT (1), EN (2), CR (3)	4 sterk 2 middels	Framstad mfl. 2020
Vepser	4 arter	VU (2), EN (1), CR (1)	4 middels	Framstad mfl. 2020

Eksisterende overvåking

Det finnes ikke basisovervåking av naturtypen slåttemark. Unntaket er oppfølging av enkelte tiltak innen verneområder, der Statens Naturoppsyn har utviklet metodikk for å vurdere hvordan tiltak når definerte bevaringsmål for norsk natur. Det er ellers gjennomført sporadiske, kortere overvåkningsopplegg av enkelttiltak i enkelte slåtteeenger med spesielle artsforekomster.

Slåttemarkslokaliteter som får midler til skjøtsel har egen skjøtelsesplan som normalt revideres hvert 5. år. I 2019 fikk 780 slåttemarker tilskudd fra Miljødirektoratet, i tillegg skjøttes et ukjent antall slåttemarker innen verneområder og med landbruksmidler. I forbindelse med skjøtelsesplanarbeidet blir det gjort en del registreringer på hver lokalitet, men registreringene er ofte for generelle til å fange opp vesentlige endringer for biologisk mangfold. Det er mulig å utvikle og tilpasse de registreringene som blir gjort ved utforming og revidering av skjøtelsesplaner slik at de gis systematisk nytteverdi i overvåking.

Slåttemark inngår i likhet med annen norsk natur i arealrepresentativ overvåking av Norge (ANO) (Tingstad mfl. 2019). ANO bidrar med relativt lite data for truede naturtyper med liten utbredelse slik som slåttemark.

Det er utviklet en metode for arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge (ASO) (Bär mfl. 2021). ASO er tilpasset ANO slik at den kan levere data som kan benyttes til å beregne økologisk tilstand for semi-naturlig eng som også vil inkludere naturtypen slåttemark.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/ miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Landbruk: Opphør av slått og beite (drift)	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	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. Opphør av drift fører til gjengroing. Beiting er en viktig del av skjøtselen i slåttemark, enten med høstbeite etter slåtten og/eller vårbeite.	Igangsette hevdregimer som inkluderer slått og beite, og der hevdintensiteten er ekstensiv. Fjerning av lauvoppslag og kratt må gjennomføres først i områder hvor gjengroing har skjedd.
Landbruk: Opphør av styving i lauveng	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	For lauveng vil mangel på skjøtsel av tresjiktet være en trussel, og føre til at denne utformingen av slåttemark mister sitt særpreg.	Igangsette restaureringsstyving der det er lenge siden styving er gjennomført. Etterpå gjentatt styving hvert 5-8 år avhengig av treslag og bruk.
Landbruk: Endring av skjøtselen fra slått og beite til kun beiting	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	Slåttemark som kun blir beita, vil over tid miste slåttemarkspreget og gå over til beitemark.	Igangsette slått, og fortsette med vår- og/ eller høstbeite, og ellers ekstensivt hevdregime.
Landbruk: Intensiv drift	Minoriteten av arealet påvirkes (<50 %)	Oppdyrking med gjødsling, bruk av frøblandinger med foredla eller fremmed plantemateriale og bruk av plantevernmidler vil føre til at naturtypen går tapt.	Restaurering ikke aktuelt.
Fragmentering	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	Endringer i landskapet og tap av slåttemark fører til at de slåttemarkene som er igjen, ofte har lang avstand til andre slåttemarker (Aune mfl. i 2018, Wehn mfl. 2018). Endringene i landskapet kan påvirke økologiske prosesser som igjen har konsekvenser for artssammensetning i slåttemark (Eriksson mfl. 2002, Evju	Sette inn tiltak som fremmer mer semi-naturlige naturtyper i mellomliggende areal.

		& Sverdrup-Thygeson 2016, Olsen mfl. 2018).	
Atmosfærisk forurensing	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	Atmosfærisk forurensning med plantenæringsstoff kan påvirke det økologiske samspillet i slåtteområder og gi endringer i artssammensetning. Spesielt nitrogennedfall bidrar til økt andel av nitrofile arter, særlig gras. Den tilgjengelige kunnskapen om dette er i liten grad spesifikk for slåtteområder, men omhandler semi-naturlig eng generelt (se for eksempel Hovstad mfl. 2018).	Det er krevende å redusere. Igangsette utmagring av næringsinnholdet i jorda ved en forsommerslått med (umiddelbar fjerning av biomassen). Dette sammen med en sein slått etter blomstring og frøsetting, vil kunne sette de nitrofile artene i retur. Reduksjon av lokal nitrogenforurensing er og mulig men også krevende tiltak.
Fremmede arter	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50 %)	Siden slåtteområder ofte har en del bar jord som blir eksponert like etter slått kan naturtypen være utsatt for fremmede arter. I Norge er det store geografiske variasjoner i omfanget av fremmede arter i semi-naturlig eng, og problemet er størst rundt Oslofjorden, i kystfylka lengst sør i Norge og i Møre og Romsdal (Daugstad mfl. 2018).	Aktuelle tiltak er ulike metoder for fjerning/bekjemping av de fremmede artene uten at det stedegne artsmangfoldet påvirkes i for stor grad.
Klimaendring	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90 %)	Naturtypen påvirkes av at klimaet blir gradvis varmere og fuktigere, samt at det blir mer ekstremvær. Mer nedbør og lengre vekstsesong har påvirket slåtteområdene de seinere årene. Selv tørrer blir grasrike. Det vokser mye i enga etter slått, og hvis ikke enga høstbeites lenge utover vil det akkumuleres daugras.	Skjøtsel med sein slått og god nedbeiting utover høsten er viktig. Eventuelt hvis en ikke har tilgang på beitedyr kan en utføre en høstslått.
Utbygging	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50 %)	Utbygging av boligområder, hytteområder og næringsvirksomhet tar areal.	Unngå utbygging. Hvor utbygging må skje, vurderer å gjøre avbøtende tiltak ved å starte opp og restaurere aktuelle nærliggende areal, ev med flytting av sentrale arter/utsnitt av vegetasjonen.

Gjennomføring av tiltak

For slåttemark:

I alt 2322 tiltak over post "Skjøtsel og vedlikehold" i perioden 2016-2019. Størstedelen av midlene er gitt til å utføre årlig slått. Antall søknader øker årlig, og i 2019 ble det søkt om midler fra ordningen "Truede naturtyper" hos Miljødirektoratet for 780 lokaliteter. Lokaliteter i verneområder kommer i tillegg. Gjennomsnittsstørrelsen på slåtteengene som får tilskudd gjennom «Truede naturtyper», var i 2019 på 8,2 daa, og totalt var om lag 6500 dekar under oppfølging ved Miljødirektoratets ordning. I tillegg skjøttes også artsrike slåttemarken gjennom flere av landbrukets ordninger, samt fellesordninger som Utvalgte kulturlandskap.

I 2018 var i overkant av 2500 A-, B- og C-lokaliteter med slåtteenger kartlagt og lå inne i Naturbase. Det er dermed kun omlag en tredjedel av de kartlagte slåtteengene som er omfattet av tiltak og mottar tilskudd fra Miljødirektoratet. For de øvrige lokalitetene veit en mindre om både tilstand og skjøtsel. De fleste slåtteengene med tilskudd til tiltak finnes i sørboreal og mellomboreal sone. Det er få enger under oppfølging i fjellregionen eller i nordboreal sone i Troms og Finnmark. Også Hedmark har få slåtteenger 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.

Under posten "Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak" ble det i 2019 søkt om midler til 12 tiltak. Enkelte av disse er søknader om midler til effektovervåking av slått på enkeltarter eller lokaliteter. Det søkes om midler til skjøtsel og vedlikehold i alle fylker, færrest i tidligere Troms fylke.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Annet	26		
Gjerding	4		
Informasjon	30		
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	54	12 (2019)	
Skjøtsel og vedlikehold	2322	780 (2019)	Stigende antall søknader gjennom perioden. Det kan være flere lokaliteter per søknad.
Tilpasset drift på areal i landbruksforetak	60		
Utstyr	12		

Lauveng:

For lauveng ble det søkt om midler til 6 ulike lokaliteter i 2019, alle i kategorien "Skjøtsel og vedlikehold" og alle tiltakene gjelder søknad om midler til stying.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel og vedlikehold	6	6(2019)	

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Slått	Ulike NiN-typer	Dårlig	Det foreligger ikke systematisk sammenstilling på effekten av de ulike hevdregimene der lokaliteten er knyttet til NiN-systemet.
	Boreonemoral vegetasjonssone	Middels	Relativt mange slåttemarkslokaliteter under oppfølging (ca. 110 stk. i 2016). Det er en del erfaringskunnskap om effekten av slått, men lite som er systematisert.

Sørboreal vegetasjonssone	Middels	Denne vegetasjonen har flest slåttemark under oppfølging (ca. 250 i 2016). Det er en del erfaringskunnskap men lite som er systematisert.
Mellomboreal vegetasjonssone	Middels	Relativt mange slåttemarkslokaliteter under oppfølging (ca 150 stk. i 2016). Det er en del erfaringskunnskap men lite som er systematisert.
Nordboreal vegetasjonssone	Dårlig- Middels	Færre slåttemarkslokaliteter under oppfølging (ca. 40 stk. i 2016). Det finnes noe erfaringskunnskap men lite som er systematisert.
Alpin vegetasjonssone	Dårlig	Få slåttemarkslokaliteter under oppfølging (2 stk. i 2016). Lite erfaringskunnskap og lite systematisert.

Oppsummering:

Slått er, eventuelt i kombinasjon med beiting, avgjørende for ivaretagelse av slåttemark. Gjennom oppfølgingen av handlingsplan for slåttemark har en siden 2009 gjennomført en stor mengde andre typer tiltak slik som rydding, restaurerings slått, beiting, mosefjerning, krattrydding, variasjoner i slåttetidspunkt mfl. i en stor mengde slåttemark i hele landet.

Det er god dokumentasjon på den generelle effekten av slått for artsmangfoldet både i nasjonal og internasjonal litteratur (e.g.: Ekstam mfl. 1988; Norderhaug 1996; Humbert mfl. 2012), men det er veldig lite systematisk kunnskap om effekten av de mange andre mindre tiltakene hver for seg og ikke minst samlet. Videre er effekten av ulike skjøtselsmetoder og slåttetidspunkt på spesielle arter og effekt på artssammensetning i de ulike grunntypene i NiN lite systematisk undersøkt. For en mer detaljert gjennomgang av tiltak i slåttemark henvises til **Vedlegg 2**.

De viktigste tiltakene i slåttemark er som nevnt slått, et tiltak som gjentas hvert år. At tiltaket faktisk blir gjennomført i lokalitetene som blir innvilget tilskudd, bør derfor som et minimum fanges opp gjennom en eller annen form for overvåking. Ved førstegangs utforming av skjøtselsplan samt ved seinere revisjoner av planen vil lokalitet bli vurdert av fagperson. Ved revidering vil det bl.a. bli avdekket om tiltaket er gjennomført som forutsatt. Alle lokaliteter bør derfor ha en skjøtselsplan som regelmessig revideres hvert 5. år. Revidering bør skje av en fagperson med biologisk kompetanse. Det er mye informasjon som samles sammen i forbindelse med dette skjøtselsplanarbeidet, og det bør legges til rette for en bedre systematisk registrering av informasjon som grunnlag for en tilpasset basisovervåking av slåttemark. Eksempler på slik informasjon er slåttetidspunkt, antall slåtter, om det i tillegg utføres høstslått, spesielle artsforekomster, tilstandsvariablene i NiN og det bør etableres fastruter i slåttemark med viktige artsforekomster. I tillegg er det behov for en mer detaljert overvåking som fanger opp effekter av variasjoner i slåtteregimet og eventuelle tiltak som supplerer slått, som f.eks. vår og eller høstbeite.

Det er en rekke regionale (og lokale) variasjoner i hvordan slått 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 slått desto seinere. Definisjonsområdet av grenses til hele landet, og inkluderer bioklimatisk variasjon og alle NiN- grunntypene. Det foreligger ingen basisovervåking av naturtypen i dag. Det er behov for både basisovervåking, kvalitetssikring av grenser og typifisering av naturtypen.

Oppfølgingsarbeidet har vist at mange av slåttemarkene var i en forfallsfase da tiltak ble igangsatt, og at responsen på de igangsatte tiltakene anses overveiende som god ut fra hva som oppsummeres i reviderte skjøtselsplaner. Det er imidlertid ikke gjennomført noen systematisk oppfølging av igangsatte tiltak, men noen få oppfølgings/overvåkningsprosjekter er gjennomført i enkelte enger både med fokus på endringer innen enkeltarter og på vegetasjonen som helhet.

Det finnes nok relativt mye erfaringskunnskap lokalt om effekten av igangsatte tiltak, men dette er ikke systematisert på noen måte.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Slått som tiltak defineres som en grunnleggende hevdform, og tiltaket definerer dermed naturtypen. Slått repeteres en, eller av og til to ganger årlig. I tillegg iverksettes en rekke andre type tiltak av kortere eller lengre varighet. Formålet med overvåkingen må derfor være å fange opp om effekten av tiltak hver for seg og samlet bidrar til at alle lokaliteter og naturtypen som helhet opprettholder god økologisk tilstand gjennom at hevdintensiteten holdes på et moderat, regionalt tilpasset nivå. Hevdregimene kan i tillegg påvirke mengdeforholdet av både problem- og fremmedarter. I tilfeller hvor problem- og fremmedarter øker i omfang, må det settes inn tiltak for å bekjempe artene. For mer detaljert beskrivelse av aktuelle tiltak se **Vedlegg 2**.

For å vurdere effekten av slått bør en ideelt sett sammenligne lokaliteter med slått med lokaliteter uten som kontroll. Ettersom det er nødvendig med om lag 10 gjentak per behandling vil en slik tilnærming kreve et stort antall overvåkingslokaliteter på grunn av den store variasjonen i grunn typer og regional utbredelse. På en annen side er effekten av slått godt dokumentert og forstått. Det er dermed diskutabelt å bruke store ressurser på å overvåke lokaliteter uten skjøtsel, da disse over tid vil gro igjen og utvikle seg til skog, og det gir ingen mening i å etablere kontroller i slike områder. Det bør derfor vurderes som viktigere å bruke midlene til å etablere overvåking av slåttemark der bare lokaliteter med slått er omfattet. Dersom det likevel vurderes som et behov for å dokumentere effekten av midlene som brukes på slått som tiltak, kan slik dokumentasjon med beskjeden innsats likevel hentes ut fra annen overvåking (ASO og ANO), eller eventuelt fremskaffes via en sammenstilling av data fra pågående NiN-kartlegging.

På denne bakgrunnen vil vi foreslå et todelt overvåkingsopplegg for overvåking av slåttemark. Først og fremst bør det etableres en basisovervåking der alle NiN-grunntypene inngår med replikat på bioklimatiske soner og med oppstartstidspunkt som kovariabel i mangel av noe bedre. Opplegget krever at det utvikles ett sett kriterier for god økologisk tilstand i naturtypen som resultatene av overvåkingen måles opp imot. Dersom overvåkingen viser at lokaliteten utvikler seg vekk i fra et slikt ønsket kriterium, vil en dermed måtte tilpasse skjøtelsesregimet. Et eksempel på et slikt kriterium kan være mengdeforholdet mellom gras og urter. Kriteriet vil måtte tilpasses de ulike NiN-grunntypene. Overvåkingen vil bli en varig overvåking av naturtypen som skiller seg fra eksperimentelle tilnærminger for å teste spesifikke tiltakseffekter, innrettet i stedet som en basisovervåking av pågående grunnleggende tiltak (slått) for å øke vår kunnskap om hvordan moderat, regionalt tilpassede hevdregimer skal innrettes. Dette vil bidra til å sikre systematisk kunnskapsinnhenting for videre utarbeiding av skjøtelsesplaner i ulike regioner/miljøforhold. Minimumsovervåkingen er innrettet på samme måte, men med noe snevrere fokus på miljøvariasjon (artsrike NiN-grunntyper).

Parallelt foreslås en mer kortvarig overvåking av effekten spesielle tiltak, slik som f.eks. fjerning av problemarter eller etablering av høstbeite, omtalt under minimumsovervåking som «Spesifikk tiltaksovervåking». Metodikk og indikatorer vil i stor grad bli de samme, men her vil kontrollen etableres i deler av lokaliteten uten tiltak eller eventuelt i en lokalitet med basisovervåking dersom tiltaket som testes er et avvik fra skjøtelsesregimet og berører hele lokaliteten.

Optimal	Minimum
Formål:	
<u>Generell basisovervåking:</u> Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om god økologisk tilstand oppnås i lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er forskjell i måloppnåelse	<u>Generell basisovervåking:</u> Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om god økologisk tilstand oppnås i et utvalg innen de mest artsrike NiN-grunntypene som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om

<p>mellom lokaliteter med ulike lokale og regionale miljøforhold, og hvordan hevdintensitet fra slått eventuelt i kombinasjon med beiting kan innrettes slik at naturtypen som helhet opprettholder sin naturtypekarakteristikk over hele utbredelsesområdet.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Formål å øke kunnskap om effekt av ulike spesifikke tiltak (utenom slått) på artsmangfold og vegetasjonsstruktur i slåttemark.</p> <p>Formålet med tiltaket vil variere avhengig av tiltak (se over), men vil som hovedregel være å øke den økologiske tilstanden i slåttemarka.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å undersøke tiltakets effekt for å kunne konkludere om målsettingen om å øke den økologiske tilstanden oppnås på lokaliteter som overvåkes.</p>	<p>det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter med ulike lokale og regionale miljøforhold, og hvordan hevdintensitet fra slått eventuelt i kombinasjon med beiting kan innrettes slik at de mest artsrike grunntypene opprettholder sin naturtypekarakteristikk over hele utbredelsesområdet.</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Formål å øke kunnskap om effekt av ulike spesifikke tiltak (utenom slått) på artsmangfold og vegetasjonsstruktur i slåttemark.</p> <p>Formålet med tiltaket vil variere avhengig av tiltak (se over), men vil som hovedregel være å øke den økologiske tilstanden i slåttemarka.</p> <p>Formålet med overvåkingen er å undersøke tiltakets effekt for å kunne konkludere om målsettingen om å øke den økologiske tilstanden oppnås på lokaliteter som overvåkes.</p>
<p>Tilnærming:</p> <p><u>Generell basisovervåking</u> Oppfølging over tid av et tilfeldig utvalg lokaliteter, stratifisert på kombinasjoner av grunntype og bioklimatisk sone.</p> <p>Systematisk utlegging av analyseruter innenfor lokaliteter</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Eksperimentell tilnærming – faktorielt split-plot design med behandling (tiltak, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.</p> <p>Eksperimentet er organisert hierarkisk med behandlinger allokert tilfeldig eller subjektivt innen lokaliteter, og med analyseruter nøstet innenfor behandlinger innenfor lokaliteter.</p> <p>Utvalg av lokaliteter vil være subjektivt knyttet til tiltaksbehov.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Samme som i optimal, men på færre lokaliteter</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Samme som i optimal, men på færre lokaliteter.</p>

Avgrensning av overvåkingslokalitet

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 tiltak. Slåttemark og lauveng inngår i NiN 2.0 i T32 Semi-naturlig eng og skilles fra beitemark ved bruk av underordnet lokal kompleks miljøvariabel slåttemarkspreg med verdien slåttepreg (SP·a). Semi-naturlige enger deles i 21 grunntyper etter kalkinnhold (KA), hevdintensitet (HI), uttørkingsfare (UF), kildevannspåvirkning (KI) og sandstabilisering (SS). Våteng (V10) deles i tre grunntyper etter kalkrikhet (KA) og kildevannspåvirkning (KI). Artssammensetningen i slåttemark varierer i tillegg mellom og innenfor de bioklimatiske sonene, slik at overvåkingsutvalget bør sikre gjentak også i bioklimatiske soner i tillegg til innenfor NiN-grunntyper.

De fleste av slåttemarkene som pr 2020 får oppfølging gjennom handlingsplanarbeidet, er kartlagt og avgrensa etter DN-håndbok 13 og oppdaterte DN-hb13 faktaark fra 2014 og 2018. Ved utforming av nye skjøtselsplaner og ved revideringer skal fra 2019 en lokalitet i tillegg defineres etter NiN. Bakgrunnen for at slåttemark så lenge er kartlagt og avgrensa etter DN-håndbok 13 er fordi det har tatt tid å utvikle og definere NiN sitt verdissetingssystem som skal omfatte de samme slåttemarkene som UN-forskriften allerede gjelder for, dvs . A- og B i hht DN-hb13. Når dette er på plass skal UN-forskriften endres med NiN sitt verdissetingssystem som gjeldende. Arbeidet med å kvalitetssikre data i Naturbase bør intensiveres.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Det er relativt mange slåttemarker i Naturbase, men enkelte statsforvaltere henger etter med oppdatering av slåttemarker som har fått ny avgrensning, for eksempel i fbm revidering av skjøtselsplaner. Slåttemarker som ikke er kartlagt, vil i framtida lettere kunne fanges opp ved heldekende NiN-kartlegging eller med arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). I tillegg til Naturbase vil også Miljødirektoratets database over slåttemarker som får tilskudd til skjøtsel, kunne brukes som utgangspunkt for uttrekk av lokaliteter, og en stratifisert tilfeldig uttrekking vil kunne sikre biogeografisk variasjon og representasjon. Uttrekket må i så fall oppsøkes og kvalitetssikres.

Utbredelsen av naturtypen slåttemark vurderes som relativt godt dokumentert i Naturbase over store deler av landet, men det er gjennomgående lite systematisert kunnskap om utbredelsen av de forskjellige NiN-grunntypene og hvor stort areal av disse som er omfattet av tiltak. Dette forbedres gradvis i forbindelse med revidering av skjøtselsplaner. I en optimal overvåking legges derfor primært til grunn et stratifisert tilfeldig utvalg som sikrer bioklimatisk representasjon for alle NiN-typene, der bare lokaliteter omfattet av slått inngår.

I et minimumsopplegg legges det til grunn en stratifisert tilfeldig utvalg som også sikrer regional representasjon, men der bare de mest artsrike NiN-typene omfattet av slått inngår (KA d-i). Disse overvåkingslokalitetene vil da kunne inngå som referanser for god økologisk tilstand i slåttemark og vil også kunne brukes som kontroll for lokaliteter der andre typer tiltak og eventuelt ytre påvirkninger det er vanskelig å ha kontroll på (klimaendringer, atmosfærisk forurensing). Skjøtsel i disse referanselokalitetene bør være mest mulig i samsvar med det tradisjonelle hevdregimet.

Ettersom lokalitetene i Naturbase ikke alltid er typifisert etter NiN-systemet og oversettelsesnøkklene fra Vegetasjonstyper i Norge til NiN ikke er presise nok anbefales det at arbeidet med å typifisere all slåttemark i Naturbase til NiN intensiveres slik at en får oversikt over hva som forekommer.

De øvrige lokalitetene overvåkes ved revidering av skjøtselsplan, og det bør parallelt utvikles et systematisk tillegg til skjøtselsplanarbeidet slik at det samles inn data som gir indikasjoner på lokalitetens økologiske tilstand og dermed nyttig også for overvåking.

Optimal	Minimum
<p><u>Generell basisovervåking:</u> Stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter innenfor definisjonsområdet og holdt i hevd gjennom slått inngår. Kan gi grunnlag for kvantitative slutninger og som referanseområder for økologisk tilstand i slåttemark.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Stratifisert tilfeldig utvalg der bare lokaliteter av de mest artsrike NiN- grunntypene (KA d-i (intermediær til kalkrik)) og holdt i hevd gjennom slått inngår. Kan gi grunnlag for kvalitative slutninger og som referanseområder for økologisk tilstand i slåttemark.</p>
<p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for særskilte tiltak.</p>	<p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Subjektivt utvalg av lokaliteter med behov for særskilte tiltak.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p><u>Generell basisovervåking:</u> Naturtypen varierer regionalt, med miljøbetingelser og med intensitet av tiltak. Det er nødvendig med gjentak for å sikre statistisk holdbare resultat. Primært og for å inngå i basisovervåking bør som en tommelfingerregel 5-10 lokaliteter per NIN-grunntype (24 stk. i T32 og V10) og bioklimatisk sone (5 stk.) overvåkes. Det er ikke mulig å gi et eksakt antall i og med at alle grunntypene ikke er representert i alle de bioklimatiske sonene. Det er på sikt ikke nødvendig med registrering av overvåkingsindikator hvert år, men i en innledende fase bør overvåking hvert år etableres for å få et mål på naturlig variasjon innenfor år.</p> <p>Ved revisjon av skjøtselsplan vil hver lokalitet bli vurdert av fagperson på nytt og det vil bli avdekket om tiltaket er gjennomført som forutsatt. Alle lokaliteter bør derfor ha en skjøtselsplan som regelmessig revideres hvert 5. år og hva som registreres ved revidering av skjøtselsplan bør utvikles og tilpasses overvåking</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Som en tommelfingerregel anbefales 10 lokaliteter per tiltakstype pluss tilsvarende antall kontroller. Kontroll helst i deler av lokaliteten uten tiltak der dette er mulig, eventuelt i lokaliteter utvalgt i primærovervåking/ basisovervåking.</p> <p>Ved revisjon av skjøtselsplan vil hver lokalitet bli vurdert av fagperson på nytt og det vil bli avdekket om tiltaket er gjennomført som forutsatt. Alle lokaliteter bør derfor ha en skjøtselsplan som regelmessig revideres hvert 5. år og hva som registreres ved revidering av skjøtselsplan bør utvikles og tilpasses overvåking.</p>	<p><u>Generell basisovervåking:</u> Naturtypen varierer regionalt, med miljøbetingelser og med intensitet av tiltak. Det er nødvendig med gjentak for å sikre statistisk holdbare resultat. Primært og for å inngå i basisovervåking bør som en tommelfingerregel 5 lokaliteter per NIN-grunntype i KA d-i (19 stk. i T32 og V10) og bioklimatisk sone (5 stk.) overvåkes. Det er ikke mulig å gi et eksakt antall i og med at alle grunntypene ikke er representert i alle de bioklimatiske sonene. Det er på sikt ikke nødvendig med registrering av overvåkingsindikator hvert år, men i en innledende fase bør overvåking hvert år etableres for å få et mål på naturlig variasjon innenfor år.</p> <p>Ved revisjon av skjøtselsplan vil hver lokalitet bli vurdert av fagperson på nytt og det vil bli avdekket om tiltaket er gjennomført som forutsatt. Alle lokaliteter bør derfor ha en skjøtselsplan som regelmessig revideres hvert 5. år og hva som registreres ved revidering av skjøtselsplan bør utvikles og tilpasses overvåking</p> <p><u>Spesifikk tiltaksovervåking:</u> Som en tommelfingerregel anbefales 5 lokaliteter per tiltakstype. Kontroll helst i deler av lokaliteten uten tiltak der dette er mulig, eventuelt i lokaliteter utvalgt i primærovervåking/ basisovervåking.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

Det er artsrikdommen av karplanter som er den viktigste overvåkingsindikatoren i slåttemark. Indikatoren måles ved å følge endringer i vegetasjonssammensetting som gir grunnlag for å avlede opplysninger om generell artsrikdom og forekomst av utvalgte grupper av arter som habitatspesifikke arter, rødlistede arter, problemarter og fremmede arter. Se også **Vedlegg 3**.

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Artsrikdom	Formålet med optimalt skjøtselsregime er å øke/ opprettholde artsrikdom av karplanter.	Registrering av dekning av alle forekommende karplanter	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde habitatspesifikke arter	Endringer i forekomst innen artsgruppen gir indikasjon på effekten av	Registrering av dekning av og antall individer i artsgruppen.	Som optimal, men i færre lokaliteter

	tiltaket og økologisk tilstand i lokaliteten		
Mengde rødlistearter	Endringer i forekomst innen artsgruppen gir indikasjoner på effekten av tiltaket og økologisk tilstand i lokaliteten	Registrering av dekning av og antall individer i artsgruppen.	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde problemarter	Endringer i forekomst innen artsgruppen gir indikasjoner på effekten av tiltaket og økologisk tilstand i lokaliteten	Registrering av dekning av og antall individer i artsgruppen.	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde fremmede arter	Endringer i forekomst innen artsgruppen gir indikasjoner på effekten av tiltaket og økologisk tilstand i lokaliteten	Registrering av dekning av og antall individer i artsgruppen.	Som optimal, men i færre lokaliteter
Mengde gjengroingsarter	Endringer i forekomst innen artsgruppen gir indikasjoner på effekten av tiltaket og økologisk tilstand i lokaliteten	Registrering av dekning av og antall individer i artsgruppen.	Som optimal, men i færre lokaliteter
Tilstand/ Vegetasjonsstruktur	Nødvendig å overvåke om skjøtelsesregimet som benyttes er egnet for å opprettholde lokalitetens tilstand.	Registrering av spor etter tungt maskinelt utsyr og slitasje, registrering av vegetasjonsstruktur i kantsoner	Som optimal, men i færre lokaliteter
Lokalitetsstørrelse	Viktig kovariabel	Avgrensning etter kartleggingskriterier	Som optimal, men i færre lokaliteter
Skjøtelsesregime	Definerende for naturtypen	Registrering av slåttetidspunkt, tall dager beiteperioder, dyreslag	Som optimal, men i færre lokaliteter

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Innsamling av data i fastruter langs transekt vurderes som mest hensiktsmessig i slåttemark for å overvåke endringer i artssammensetting. Transektene strekkes perpendikulært ut fra kanten med den første fastruten rett innenfor kantsonen, og deretter i en fast avstand på 5 meter langs transektet slik at plott nr. 4 ligger 15 m inne på skiftet. I alle fastrutene registreres alle arter med prosentvis dekningsgrad og det registreres vegetasjonsstruktur og et sett miljøvariabler. Det anbefales som en tommelfingerregel 4 transekter med registrering i 4–8 1x1 m (ev. 0,5x0,5m) plott per transekt. Antallet kan økes i store og/eller sammensatte lokaliteter. To transekter trekkes fra den nordligste kantsonen og de to øvrige fra den sørligste. Lengden på transektene og antall fastruter vil variere med ventet variasjon i artssammensetting i naturtype og lokalitet. Transektene merkes permanent i begge ender og også i hver rute for eventuell senere reanalyse. Startpunkt trekkes tilfeldig fra en 100 m lang linje langs kanten sentralt i skiftet med minimum avstand mellom transektene på 20 m. Presis utlegging av fastrutene langs transektet vil være til hjelp i å finne tilbake til fastrutene der merkepinnene nødvendigvis vil måtte være slått helt ned i bakken.

Rundt den første og siste fastruten i hvert transekt etableres en sirkel med 5 m radius, og innenfor denne registreres dekning av NiN-tilstandsvariabler, habitatspesifikke arter, rødlistearter, problemarter, fremmede arter og gjengroingsarter.

Strukturert gange er en metode som benyttes i naturområder i England (CSM, 2004). Metoden er anbefalt i NiN og av Miljødirektoratet for å overvåke bevaringsmål i verneområder med seminaturlig mark fordi den er vurdert som tidseffektiv samtidig som den ikke gir behov for permanent merking. Metoden er dessuten i bruk ved registrering i slåttemark i Arealrepresentativ overvåking

av semi-naturlig eng (ASO 2.0) (Johansen mfl. 2019). Strukturert gange vurderes som godt egnet for å fange opp spesielle artsforekomster i en lokalitet. Metoden kan potensielt erstatte fast-ruter langs transekt, men er foreløpig ikke tilstrekkelig utprøvd og dokumentert i overvåkingsformål i artsrik slåttemark.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Fastruter utlagt langs transekter	På grunn av vansker med å etablere permanente oppmerking av forsøksruter i slåttemark velges transekter med fast merking i kantsone og regelmessig registrering i intervaller med 5 m. mellomrom. Fastruter brukes i basisovervåking. Gir data på en rekke indikatorer	Utlegging etter (systematisk) tilfeldighetsmekanisme, jf. basisovervåking. Tall og lengde på transekt fastsettes på bakgrunn av lokalitetens størrelse. <u>Registrering:</u> dekning av alle karplantearter hver 5. m <u>Indikatorer:</u> artsrikdom (alle arter, habitatspesialister, rødlistearter), problemarter (utilsiktede nyetableringer, mengdeøkninger av enkeltarter).	Utlegging etter (systematisk) tilfeldighetsmekanisme, jf. basisovervåking men i færre lokaliteter. Tall og lengde på transekt fastsettes på bakgrunn av lokalitetens størrelse. <u>Registrering:</u> dekning av alle karplantearter hver 5. m <u>Indikatorer:</u> artsrikdom (alle arter, habitatspesialister, rødlistearter) problemarter (utilsiktede nyetableringer, mengdeøkninger av enkeltarter).
Prøvesirkler	Gir grunnlag for sammenligning av data med basisovervåking av andre naturtyper og ANO. Gir en rekke indikatorer.	Knyttet til fastrutene, men i et mindre antall, for eksempel 2 sirkler pr transekt. <u>Indikatorer:</u> Tilstandsvariabler i NiN, dekning habitatspesifikke arter, rødlistearter, fremmede arter, problemarter, suksjonsarter.	Knyttet til fastrutene, men i et mindre antall, for eksempel 2 sirkler pr transekt. <u>Indikatorer:</u> Tilstandsvariabler i NiN, dekning habitatspesifikke arter, rødlistearter, fremmede arter, problemarter, suksjonsarter.
Lokalitet	Forklaringsvariabler	Skjøtselsregime Lokalitetens areal og eventuell fordeling mellom NiN-grunntyper innen enhet	Som optimal

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Artsrikdom	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	
Vegetasjonsstruktur	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde habitatspesifikke arter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde rødlistearter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom

Mengde problemarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde fremmede arter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde gjengroingsarter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første tre år, deretter hvert femte år	Registreres samtidig med artsrikdom

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 9,5 timer</u> 7,5 2	Etter uttrekning må lokalitet sjekkes mot tidligere registreringer, samt i felt og opp mot grunneier om den oppfyller kriteriene. Transektlinjer markeres med faste stolper i kannten. Rutene markeres ved nøyaktig gps. Fotografering med angivelse av punkt og retning
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet	<u>Feltarbeid: 25,5 timer</u> 3	
	Utlekking og oppmerking av datainnsamlingsenheter	7,5	
	Registrering av overvåkingsindikatorer	15	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid: 15 timer</u> 7,5 7,5	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 500 kr	Merkestolper, batterier og lisenser til gps
	Totalt	60–70 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid	<u>Forarbeid: 3 timer</u> 3	Forarbeid, kontakte grunneier, klargjøre utstyr, feltskjema mm Registrering finne igjen de aktuelle rutene, og re-analysere fastruter og ANO sirkler.
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer	<u>Feltarbeid: 18 timer</u> 18	
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Etterarbeid: 15 timer</u> 7,5 7,5	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 200 kr	
	Totalt	50–60 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Forarbeid: 9,5 timer</u> 7,5 2	Som optimal men færre lokaliteter gir mindre arbeid totalt sett, selv om omlag samme tid brukes på forarbeid, feltarbeid og etterarbeid.
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet	<u>Feltarbeid: 25,5 timer</u> 3	

	Utlekking og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	7,5 15 <u>Etterarbeid: 15 timer</u> 7,5 7,5	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 500 kr	Som optimal men færre lokaliteter gir mindre kostnader totalt sett
	Totalt	60–70 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 3 timer</u> 3 <u>Feltarbeid: 18 timer</u> 18 <u>Etterarbeid: 15 timer</u> 7,5 7,5	Som optimal men færre lokaliteter gir mindre arbeid totalt sett
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 200 kr	Som optimal men færre lokaliteter gir mindre kostnader totalt sett
	Totalt	50–60 000 kr	

Generell basisovervåking (tiltakstype slått): Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	60–70 kkr	7 000–8 000 kkr	60–70 kkr	6 000–7 000 kkr
Årlige løpende kostnader	50–60 kkr	6 000–7 000 kkr	50–60 kkr	5 000–6 000 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	350–400 kkr	40 000–50 000 kkr	350–400 kkr	30 000–40 000 kkr

Spesifikk tiltaksovervåking (tiltakstype varierende): Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	60–70 kkr	1 000–1 500 kkr	60–70 kkr	600–700 kkr
Årlige løpende kostnader	50–60 kkr	1 000–1 500 kkr	50–60 kkr	500–600 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	350–400 kkr	7 000–8 000 kkr	350–400 kkr	3 500–4 000 kkr

Synergier

Den planlagte effektovervåkingen deler metodikk med forskningsprosjekter i slåttemark der det har vært samlet inn vegetasjonsdata fra 1m²-ruter, samt fra ANO og ASO. Dette vil gi synergier i form av sterke datasett og bedre ressursbruk.

Overføringsverdi

Det skisserte overvåkingsopplegget har stor overføringsverdi for andre typer tiltak og for naturtyper der tilsvarende skjøtsel foregår, samt for prioriterte arter med skjøtelsbehov som f.eks. svartkurle og dragehode. Opplegget er utviklet med sikte på å fange opp alle arter som forekommer i en viss mengde i naturtypen. Arter med liten eller klumpvis forekomst vil kreve et eget opplegg tilpasset forekomst. I tillegg må effekten av andre typer tiltak som iverksettes i tillegg til slått, overvåkes, slik som f.eks. vår og/eller høstbeiting, mosefjerning, brenning av daugras osv. Til disse tiltakene vil referanselokalitetene benyttes til kontroll, avhengig av type tiltak. Ved mindre tiltak er det mest hensiktsmessig å etablere kontroll i samme lokalitet.

2.17 Slåttemyr

Dag-Inge Øien og Anders Lyngstad
NTNU Vitenskapsmuseet

Bakgrunnsinformasjon

Slåttemyr (**Figur 2.17.1**) er en utvalgt naturtype ([Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)). Slåttemyr er ikke egen vurderingsenhet i Rødlista for naturtyper (2018), men inngår i semi-naturlig myr (EN), og omfatter vurderingsenheten særlig slåttemyr (CR).



Figur 2.17.1. Slåttemyr, Øvre Forra naturreservat. Foto: Anders Lyngstad/NTNU Vitenskapsmuseet.

Slåttemyr er myr som er preget av langvarig høsting gjennom slått. Etter opphør av slått vil arealet fortsatt regnes som slåttemyr inntil de naturlige økologiske prosessene er viktigere for myras utseende og arts mangfold enn de prosessene som skyldes tidligere slått. Ei myr slutter også å være slåttemyr når andre bruksmåter eller inngrep har større innvirkning på de økologiske prosessene enn den tidligere slåtten (nedbygging, drenering, beiting, m.m.).

Slåttemyrer fremstår med relativt jevn overflate uten, eller med svake, myrstrukturer, og artene er relativt jevnt fordelt. Det er en brukbar produksjon av graminider (gras, starr, siv, o.l.) og urter som kan høstes. Jordvannsmyr har høgere produksjon av nyttbare arter i feltsjiktet enn nedbørsmyr, og det er derfor bare jordvannsmyrene som ble slått. Vanligvis er det høgere produksjon i rikmyr, og et mer variert planteliv som ofte gir seg utslag i høgere næringsverdi på høyet. De

beste slåttemyrene har derfor middelsrik og ekstremrik myrvegetasjon (se nedenfor), men fattigere myrer finnes over svært store arealer, og var nok mange steder viktigere av den grunn.

Naturtypens utbredelse

Slåttemyr finnes over hele landet, og med tyngdepunkt i indre og midtre deler, der det er store arealer av jordvannsmyr og relativt korte avstander til bygder med garder. Flest slåttemyrer finner vi i mellomboreal og nordboreal sone, og klart oseanisk og svakt oseanisk seksjon. Slåttemyrer i lavlandet i Sør-Norge (boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone) er sjeldne, spesielt på Østlandet.

Truede arter med forekomst i naturtypen

Det er ikke kjent noen truede arter med sterk tilknytning til slåttemyr, men flere rødlistearter er felles med rik jordvannsmyr.

Antall/artsnavn	Art/artsgruppe	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde
Karplante	<i>Carex jemtlandica</i>	VU	middels	Elven (2013)
Karplante	<i>Epipactis palustris</i>	EN	middels	Hanssen (1998, 2011)
Karplante	<i>Eriophorum gracile</i>	EN	svak	Wischmann (2013)
Karplante	<i>Microstylis monophyllos</i>	EN	svak	Nordal & Schumacher (1996)
Karplante	<i>Schoenus ferrugineus</i>	VU	middels	Moen mfl. (2012)
Karplante	<i>Stellaria fennica</i>	EN	svak	Elven mfl. (2013)
Mose	<i>Scapania brevicaulis</i>	EN	middels	Moen mfl. (2012)

Eksisterende overvåking

Det foregår overvåking av effekter av skjøtsel av slåttemyr i flere verneområder per 2020. Viktigst av disse er naturreservatene Sølendet og Tågdalen der det foregår årlig overvåking av et stort antall plantepopulasjoner (Øien 2020b). I flere av de andre, bl.a. Garbergmyra, Rosåsen og Øvre Forra, blir skjøtselen evaluert i forhold til ev. endringer i vegetasjonssammensetning med noen års mellomrom (Lyngstad 2020, Øien 2020a, Øien & Fandrem 2017). Disse gir i dag data på sammenhengen mellom en del artsforekomster og -mengder relatert til slått, hovedsakelig relevant for mellomboreal og nordboreal vegetasjonssone.

Overvåkingen bør utvides til å dekke opp variasjonen innen slåttemyr i Norge, både langs regionale og lokale miljøgradienter.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphørt/reduert drift	Hele	Dette er sammen med oppdyrking den viktigste påvirkningsfaktoren	Rydding av kratt og slått
Drenering (grøf팅)	Hele		Fylle igjen grøfter med påfølgende rydding av kratt og slått
Oppdyrking	Hovedsakelig i BN til MB		-
Skogreisning	Hovedsakelig i BN til MB		-
Utbygging-infrastruktur	Hele		-

Utbygging-industri og næringsbygg	Hele		-
Utbygging-boligutbygging	Hele	Inkludert hyttebygging	-
Forurensing-nærings-salter	Hovedsakelig i BN til MB	Gjelder stort sett nedfall og tilsig av nitrogen fra omkringliggende dyrkamark	Opprette buffersoner der gjødsling ikke er tillatt, spesielt oppstrøms eventuelle tilførselsbeker.
Motorferdsel	Hovedsakelig MB til LA		Kanaliserer ferdsel, innskjerping av forbud, økt kontrollaktivitet, høyere bøter

Gjennomføring av tiltak

Tiltakene som finansieres over tilskuddsmidlene, utgjør bare en del av tiltakene som gjennomføres for naturtypen, spesielt gjelder dette "skjøtsel og vedlikehold" (som hovedsakelig er rydding og slått, og som omfatter både restaurering og drift). I tillegg gjennomføres det skjøtselstiltak i flere verneområder som ikke er finansiert av tilskuddsordningen bl.a. Sølendet, Tågdalen, Garbergmyra, Øvre Forra, Slåttemyra, Øyastøl, Vidmyr. Flere av tiltakene som sorterer under "skjøtsel og vedlikehold", inneholder også kartlegging og utarbeiding av skjøtelsesplaner. Det er dessuten gjennomført utarbeidelse og revisjon av en rekke skjøtelsesplaner som omfatter kartlegging og som ikke er finansiert over tilskuddsmidlene. I flere verneområder foregår det også overvåking (se ovenfor).

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel og vedlikehold	> 90	> 40	Omfatter også tiltak i verneområder (se over)
Kartlegging og overvåking i forbindelse med tiltak	> 10	> 10	Flere av lokalitetene som nevnes under "skjøtsel og vedlikehold" inneholder også kartlegging og utarbeiding av skjøtelsesplan.
Informasjon	> 10	> 5	Inkludert informasjonsarbeid i verneområder

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Rydding av kratt og slått	Hele	Middels	I noen verneområder er det gjennomført systematisk kunnskapsinnhenting på effekten av tiltak (spesielt slått). Mye kunnskap er publisert og denne er i stor grad overførbar til andre slåttemyrområder (kanskje med unntak av områder helt i nord og lavlandet i sør).
Restaurering/grøfteplugging med påfølgende rydding og slått	Hele	Dårlig	Se under

Det finnes i dag mye kunnskap om effekten av skjøtsel (slått) og gjengroing på arter og vegetasjon, spesielt for slåttemyrer i høyereliggende strøk i Sør-Norge (MB og NB). Her har langtidsstudiene i naturreservatene Sølendet og Tågdalen vært viktige (Moen 1990, Moen & Øien 2012,

Moen mfl. 2012, 2015, Ross mfl. 2019). Med unntak av arbeidet på Slåttemyra i Nittedal (<https://www.maridalensvenner.no/slaattemyra.25743.no.html>) er kunnskapen om slåttemyr i lavlandet i Sør-Norge begrenset og det er få områder med systematisk overvåking. Det samme gjelder Nord-Norge, og her er i tillegg basiskunnskapen om utbredelse og sammensetning av slåttemyrene, samt kunnskapen om den tradisjonelle bruken mangelfull (Lyngstad mfl. 2016). Kunnskapen om effekten av restaurering av hydrologien er sparsom i Norge, men økende. Så langt er det få eksempler på restaurering av jordvannsmyr eller myr som har vært slått.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er særlig kunnskapsmangel for lokaliteter helt i sør (BN/SB) og helt i nord (NB/LA), jf. "kunnskapsstatus" ovenfor. Felles for aktuelle skjøtselstiltak er rydding i form av fjerning av kratt og busker/trær (i noen grad også tuer) og slått. Rydding gjøres hovedsakelig i en restaureringsfase i et eller noen få år, mens slått gjennomføres som gjentatte tiltak med ett til noen års mellomrom avhengig av lokalitetenes regionale tilhørighet og produksjonsevne. Her har vi tatt som utgangspunkt et slikt tiltaksregime og utformet overvåking for å undersøke effektene av det.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om effekter av rydding og slått på slåttemyr på den relative forekomsten av arter som kjennetegner intakt slåttemyr (jf. Øien mfl. 2018) i Norge.	Kunnskap om effekter av rydding og slått på slåttemyr på den relative forekomsten av arter som kjennetegner intakt slåttemyr i boreone-moral/sørboreal og mellomboreal sone.
Formålet med tiltaket er å opprettholde eller gjenskape slåttemyr med de egenskaper, som kjennetegner ei intakt slåttemyr, både når det gjelder artssammensetning og struktur.	Formålet med tiltaket er å opprettholde eller gjenskape slåttemyr med de egenskaper, som kjennetegner ei intakt slåttemyr, både når det gjelder artssammensetning og struktur.
Formålet med overvåkingen er å undersøke tiltakets effekt i lokaliteter som dekker variasjonen innen slåttemyr i Norge, langs lokale og regionale miljøgradienter, for å kunne konkludere om målsettingen om å opprettholde/gjenskape slåttemyr med intakt artssammensetning og struktur oppnås på lokaliteter som overvåkes.	Formålet med overvåkingen er å undersøke tiltakets effekt i lokaliteter som dekker variasjonen innen slåttemyr boreone-moral/sørboreal og mellomboreal sone i Norge, for å kunne konkludere om målsettingen om å opprettholde/gjenskape slåttemyr med intakt artssammensetning og struktur oppnås på lokaliteter som overvåkes.
Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og tiltaket, om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter i ulike regioner eller med ulike lokale miljøforhold, og om hvordan rydding og slått må innrettes for å være et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen slåttemyr i hele Norge.	Formålet er videre å kunne konkludere, så langt som mulig basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og tiltaket, om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter BN/SB og MB, og om hvordan rydding og slått må innrettes for å være et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen slåttemyr i NB/SB og MB.
Tilnærming:	
Eksperimentell tilnærming – faktorielt split-plot design med behandling (slått og rydding, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.	Eksperimentell tilnærming – faktorielt split-plot design med behandling (slått og rydding, kontroll) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.
Eksperimentet er organisert hierarkisk med behandlinger allokert tilfeldig innen lokaliteter, og med analyseruter nøstet innenfor behandlinger innenfor lokaliteter.	Eksperimentet er organisert hierarkisk med behandlinger allokert tilfeldig innen lokaliteter, og med analyseruter nøstet innenfor behandlinger innenfor lokaliteter.

<p>I utgangspunktet stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter (men se «utvalg av overvåkingslokaliteter» under) for å dekke regional variasjon (BN/SB, MB, NB, LA) og tilfeldig allokering av behandling innen lokaliteter, stratifisert tilfeldig utlegging av analyseruter.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger om om effekten av slått på den relative forekomsten av arter som kjennetegner intakt slåttemyr.</p> <p>Det vil også være barrierer knyttet til, spesielt grunneiere (må være positive), men også forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>	<p>Stratifisert tilfeldig utvalg av lokaliteter og tilfeldig allokering av behandling innen lokaliteter, stratifisert tilfeldig utlegging av analyseruter.</p> <p>Overvåkingen vil bruke enklere datainnsamling, men med gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger om effekten av slått på den relative forekomsten av arter som kjennetegner intakt slåttemyr i BN/SB og MB.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>
--	--

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Avgrensning av kartleggingsenhetene V9-C1, V9-C2 og V9-C3.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>I utgangspunktet bør man her velge tilfeldig blant de over 400 lokalitetene som er registrert av naturtypen, stratifisert etter vegetasjonssone. Imidlertid er det stor variasjon i kvaliteten på datagrunnlaget. Det er derfor mer hensiktsmessig å ta utgangspunkt i de slåttemyrlokalitetene som foreslås prioritert for skjøtsel og overvåking av Lyngstad mfl. (2016), se også Øien mfl. (2018). Disse lokalitetene dekker opp variasjonen innen slåttemyr i Norge, både langs regionale og lokale miljøgradienter (fattig-rik), og er godt egnet som datagrunnlag for overvåking av effekten av tiltak.</p>	<p>Som optimal.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på naturtypen under ulike utgangsforhold, trengs gjentak.</p>	
<p>Gjentakene må sikres for hver vegetasjonssone. Siden forekomsten av slåttemyr er liten i BN slås denne sammen med SB.</p>	<p>Begrense overvåkingen til lokaliteter i BN/SB og MB der effekten av tiltak er størst og gjengroingen går raskest . Ellers som optimal</p>
<p>Hver lokalitet deles inn i to soner/deler der hver sone/del inneholder tilnærmet samme utvalg av vegetasjons-/grunntyper. Hver del allokeres slått eller kontroll.</p>	<p>Som optimal</p>
<p>Som en tommelfingerregel anbefaler vi minimum 5 lokaliteter per kombinasjon av tiltak og vegetasjonssone. Med to behandlinger per lokalitet trengs 5 lokaliteter til dette i hver av de fire vegetasjonssonene (BN/SB, MB, NB, LA), minst 20 lokaliteter.</p>	<p>Trengs minst 10 lokaliteter.</p>
<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å gjøre kvantitative vurderinger av effekt av slått i ulike vegetasjonssoner.</p>	<p>Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å gjøre kvantitative vurderinger av effekt av slått der effekten av tiltak forventes å være størst, dvs. i BN/SB og MB.</p>

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Mengde av artsgruppe	Registrere andel slåtte-tolerante arter (se tabell i Øien mfl. 2018)	Som andel av kumulativ dekning i feltsjiktet i prøveflater.	Som frekvens (forekomst/ikke forekomst) i prøveflater.
Relativ dekning av busker og kratt (vedvekster)	Mengden vedvekster er lav i intakt slåttemyr. Høy andel indikerer gjengroing	Relativ dekning i feltsjiktet (ev. også busksjiktet) i prøveflater	Som frekvens (forekomst/ikke forekomst) i prøveflater.
Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Mål på forurensing av næringssalter. Se s. 37 i Nybø mfl. (2019)	Beregnes ut fra artssammensetningen	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

5-15 permanente prøveflater (1 m²) per behandling, plassert tilfeldig, f.eks. etter et koordinatsystemet basert på trekning av par av tilfeldige tall som markerer avstand i meter (N, Ø) fra et nullpunkt i kanten av lokaliteten. Prøveflatene bør ligge minimum 2 m fra hverandre. Antallet prøveflater er avhengig av lokalitetens areal og utvalget av vegetasjons-/grunntyper. I prøveflatene registreres alle forekommende karplanter og moser med dekningsgrad. Rundt hver prøveflate etableres en større flate på 4 m² der dekning av tresjikt, busksjikt og dekning av vedplanter i feltsjikt registreres.

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Brukes i basisovervåking. Gir grunnlag for en rekke indikatorer	Tilfeldig utlegging (se over). Alle karplanter og moser registreres med dekning i felt- og busksjikt (+ ev. tresjikt)	Som optimal, men registrer kun forekomst/ikke forekomst av karplanter og moser.

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Mengde av artsgruppe	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første fem år, deretter etter fem nye år, så hvert 10. år	
Relativ dekning av busker og kratt (vedvekster)	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første fem år, deretter hvert femte år	Årlig første fem år, deretter etter fem nye år, så hvert 10. år	

Kostnader

Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u>	<u>Forarbeid: 10 timer</u> 10 <u>Feltarbeid: 67 timer</u>	Utvalg og avtaler samlet

	Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	5 12 50 <u>Etterarbeid: 16 timer</u> 8 8	Estimert for 20 prøveflater (fordelt på to behandlinger) per lokalitet
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader:</u> 3000 kr	Utgifter til oppmåling og merking vil neppe overstige kr 1500. Dersom man trenger å kjøpe inn høy-precisjons GPS-utstyr vil dette fort koste > kr 20 000, i tillegg kommer abonnement på posisjonstjenester. Men fordelt på 20 lokaliteter vil kostnaden trolig være under kr 1500 per lokalitet.
	Totalt	100–150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 5 timer</u> 5 <u>Feltarbeid: 50 timer</u> 50 <u>Etterarbeid: 16 timer</u> 8 8	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 400 kr</u> 200 200	Noe fornying av merking kan trengs, samt abonnement på posisjonstjenester
	Totalt	100–150 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid: 10 timer</u> 10 <u>Feltarbeid: 52 timer</u> 5 12 35 <u>Etterarbeid: 14 timer</u> 6 8	Utvalg og avtaler samlet Estimert for 20 prøveflater (fordelt på to behandlinger) per lokalitet

	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 3000 kr	Utgifter til oppmåling og merking vil neppe overstige kr 1500. Dersom man trenger å kjøpe inn høypresisjons GPS-utstyr vil dette fort koste > kr 20 000, i tillegg kommer abonnement på posisjonstjenester. Men fordelt på 20 lokaliteter vil kostnaden trolig være under kr 1500 per lokalitet.
	Totalt	100-150 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid: 5 timer</u> 5 <u>Feltarbeid: 35 timer</u> 35 <u>Etterarbeid: 14 timer</u> 6 8	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader: 400 kr</u> 200 200	Noe fornying av merking kan trengs, samt abonnement på posisjonstjenester
	Totalt	80-90 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	100–150 kkr	2 000–2 500 kkr	100–150 kkr	1 000–1 500 kkr
Årlige løpende kostnader	100–150 kkr	2 000–2 500 kkr	80–90 kkr	800–900 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	700–800 kkr	15 000–20 000 kkr	600–700 kkr	6 000–7 000 kkr

Synergier

Det er mulige synergier ved utarbeidelse av skjøtselsplaner og oppfølging av skjøtselsarbeid for lokaliteter med slåttemark og andre semi-naturlige naturtyper.

Overføringsverdi

Overvåkingsopplegget, både design (bruk av prøveflater) og utvalg er overførbart til andre semi-naturlige naturtyper der tilsvarende tiltak blir gjennomført, i noen grad også bruk av indikatorer (f.eks. forekomst av vedvekster).

2.18 Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone

Marianne Evju, Odd Stabbetorp & Siri Lie Olsen
Norsk institutt for naturforskning

Bakgrunnsinformasjon

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (**Figur 2.18.1**) er vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper (2018). Naturtypen ble utvalgt naturtype i 2020 ([Forskrift om endring i forskrift 13. mai 2011 nr. 512 om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)).



Figur 2.18.1. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone. Foto: Siri Lie Olsen/NINA.

Naturtypens utbredelse

Naturtypen finnes i åpne, kalkrike områder i boreonemoral sone. I hovedsak er den knyttet til kystnære områder i Oslofeltet. En gjennomgang av eksisterende kartgrunnlag viser ca. 550 lokaliteter (Aalberg Haugen mfl. 2019), men overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet vil gi oppdatert kunnskap om forekomster og prevalens.

Truede arter med forekomst i naturtypen

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en artsrik naturtype med mange rødlistearter fra mange artsgrupper. Av prioriterte arter forekommer dragehode med middels tilknytning (Framstad mfl. 2020).

Art/artsgruppe	Antall/ artsnavn	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde
Karplanter	19 arter	NT (7), VU (5), EN (3), CR (4)	12 sterk 5 middels 1 svak 1 usikker	Framstad mfl. 2020
Sopp	17 arter	NT (4), VU (9), EN (3), CR (1)	2 sterk 6 middels 8 svak 1 usikker	Framstad mfl. 2020
Biller	6 arter	NT (3), VU (2), EN (1)	2 sterk 2 middels 2 usikker	Framstad mfl. 2020
Blomsterfluer	2 arter	NT, EN	1 sterk 1 usikker	Framstad mfl. 2020
Nebbmunner	3 arter	NT (2), VU (1)	1 sterk 1 middels 1 svak	Framstad mfl. 2020
Rettvinger	1 art	VU	middels	Framstad mfl. 2020
Sommerfugler	8 arter	NT (1), VU (1), EN (2), CR (4)	2 sterk 2 middels 4 usikker	Framstad mfl. 2020
Spretthaler	1 art	EN	usikker	Framstad mfl. 2020
Edderkoppdyr	2 arter	NT, EN	1 middels 1 usikker	Framstad mfl. 2020

Eksisterende overvåking

Basisovervåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet (Evju mfl. 2020b): Per 2020 inngår 80 overvåkingslokaliteter med totalt 34 polygoner. Basisovervåkingen gir data på økologisk tilstand (inkl. gjengroing og fremmede arter) i naturtypen og gode data på artsforekomster og -mengde. Det er per nå ingen systematisk oversikt over tiltak i polygonene som inngår i overvåkingen. Basisovervåkingen finansieres av Miljødirektoratet, og første omløp skal etter planen gjennomføres i perioden 2020–2024 og inkludere 400 overvåkingslokaliteter. Det er flere potensielle synergier mellom basisovervåkingen og effektovervåking av tiltak:

- basisovervåkingen bidrar med kunnskap om status og utvikling for naturtypen generelt (referanselokaliteter)
- basisovervåkingen bidrar til å identifisere viktige tiltak for naturtypen, gjennom å vurdere tilstand i forekomster
- tiltakslokaliteter kan trekkes fra settet av overvåkingspolygoner i basisovervåkingen
- dersom det utarbeides en georeferert database med oversikt over hvor det utføres tiltak, kan data fra basisovervåkingen bidra til å tolke effekter av tiltak (utvikling i økologisk tilstand i forekomster med ulike tiltak).

Arealrepresentativ overvåking av naturtyper (ANO) (Tingstad mfl. 2019) vil i prinsippet kunne fange opp forekomster av naturtypen, men i svært liten grad.

Viktige påvirkninger

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak
Opphørt/ redusert drift	Hele	Sannsynlig bidragsyter til gjengroing	Krattrydding
Utbygging – infrastruktur	Hele		-

Utbygging – industri og næringsbygg	Hele		-
Utbygging – boligutbygging	Hele		-
Menneskelig forstyrrelse – turisme/rekreasjon	Hele	Stor slitasjepåvirkning på en del lokaliteter	Kanalisering av ferdsel
Forurensing – nærings-salter	Hele	Nitrogennedfall bidrar til gjengroing	Krattrydding
Fremmede arter	Hele	Stor påvirkning fra fremmede arter	Fjerning av fremmede arter

Gjennomføring av tiltak

I alt 35 tiltak i kategorien «Skjøtsel og vedlikehold i perioden», fordelt på minst 14 lokaliteter, er gjennomført med midler over tilskuddsposten i perioden 2016-19. Tiltakene inkluderer flere ulike tilnærminger, inkl. fjerning av fremmede arter (ulike arter, men ofte ikke angitt) og krattrydding (som også kan inkludere fjerning av fremmede arter). I mange tilfeller kan flere tiltak samtidig på samme lokalitet. Det er gjennomført noen få tiltak med kanalisering av ferdsel (Rolfstangen, Hovedøya). Det gjennomføres i tillegg tiltak i lokaliteter innenfor verneområder, men vi har ikke full oversikt over hvilke tiltak og hvor disse gjennomføres. Prioriterte tiltak (Aalberg Haugen mfl. 2018) inkluderer bekjempelse av fremmede arter og skjøtsel, i tillegg til stans av nedbygging, restaurering og nyskaping av habitat.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar
Skjøtsel og vedlikehold	35	minst 14	Sannsynligvis flere lokaliteter, da enkelte tilskudd kan omfatte flere.

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse
Fjerning av fremmede arter	Hele	Middels	Lite systematisk vurdering av tiltakenes effekt, inkl. metodikk for ulike arter, frekvens som er nødvendig og effekt på artssammensetning.
Krattrydding	Hele	Middels	Lite systematisk vurdering av tiltakenes effekt, inkl. ulike metoder for ulike arter
Kanalisering av ferdsel	Noen lokaliteter	Dårlig	Lite systematisk vurdering, lite utprøvd.

Vi er usikre på hvor god kunnskap en har av effekten av ulike fjerningsmetoder, både knyttet til skjøtsel (krattrydding av ikke-fremmede arter) og bekjempelse av fremmede arter. Det er behov for mer systematisk kunnskap om hvilke metoder som er mest effektive for ulike arter, hvilke uønskede effekter de eventuelt kan ha (eks. fjerning av syrin kan gi store oppslag av syrinskudd) og hvor ofte de må gjennomføres. Det er muligens en del erfaringer om tiltakenes effekt blant kommuner, SNO mv., men kunnskapen er ikke systematisert. Evju mfl. (2020b) viser imidlertid at høy dekning av fremmede arter gir lavere artsrikdom av karplanter.

Ved overvåking av effekter må tiltakene spesifiseres nøye (tidspunkt for fjerning, redskaper, varighet), slik at forskjeller i effekter av kan vurderes i lys av tiltaksmetodikken.

De samme effektene (overvåkingsindikatorerne) er relevante å undersøke for alle typer tiltak som er relevante for åpen grunnlendt kalkmark.

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Det er komplisert å lage et optimalt overvåkingsopplegg som får kunnskap om variasjonsbredden av tiltak som gjennomføres for åpen grunnlendt kalkmark, inkludert ulike tiltakstyper og regimer (eks. metodikk og frekvens for fjerning av fremmede arter) for ulike tiltak. Det kompliseres ytterligere av at ulike fremmede arter dominerer i ulike forekomster av naturtypen.

Felles for aktuelle tiltak er at de har som formål å fjerne arter/endre vegetasjonsstruktur. De samme overvåkingsindikatorerne er relevante.

Her har vi tatt som utgangspunkt fjerning av fremmede arter – og eksemplifisert optimal- og minimumsovervåking for fjerning av én spesifikk fremmed art, gravbergknapp. Manuell luking ser ut til å være effektivt i små bestander, men det er usikkert hvor effektivt det er i store bestander, og luking ser ut til å øke risiko for etablering av kortlevde, vindsprede arter (Blaalid mfl. 2017). Vi ønsker å undersøke effekten av luking i forekomster av åpen grunnlendt kalkmark med ulik dekning av gravbergknapp.

Tilsvarende opplegg bør benyttes for systematisk å undersøke fjerningsmetodikk for andre fremmede arter, f.eks. *Cotoneaster* spp., eller andre problemarter, f.eks. syrin.

Optimal	Minimum
Formål:	
Kunnskap om manuell luking av gravbergknapp som tiltak for å ivareta stedegent naturmangfold i åpen grunnlendt kalkmark.	Kunnskap om manuell luking av gravbergknapp som tiltak for å ivareta stedegent naturmangfold i åpen grunnlendt kalkmark.
Formålet med tiltaket er å fjerne gravbergknapp og derved øke habitatkvalitet og populasjonsstørrelser av stedegne karplantearter, men det er uklart om tiltaket har ønsket effekt også der det er høy dekning av gravbergknapp.	Formålet med tiltaket er å fjerne gravbergknapp og derved øke habitatkvalitet og mengde rødlistede arter, men det er uklart om tiltaket har ønsket effekt også der det er høy dekning av gravbergknapp.
Formålet er derfor å sammenligne fjerning i lokaliteter med høy og lav dekning av gravbergknapp og effektene det har på stedegne karplanter og på oppslag av uønskede «problem»-arter.	Formålet er derfor å sammenligne fjerning i lokaliteter med høy og lav dekning av gravbergknapp og effektene det har på rødlistede karplanter.
Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om bedret habitatkvalitet og økte populasjonsstørrelser av stedegne karplanter oppnås på lokaliteter som overvåkes. Formålet er videre å kunne konkludere, basert på statistiske analyser av dataene fra overvåkingen, om det er sammenheng mellom måloppnåelse og behandlingene, om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter med hhv. lav og høy utgangsdekning av gravbergknapp, og om fjerning av gravbergknapp generelt er et effektivt og hensiktsmessig tiltak i forvaltningen av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone.	Formålet med overvåkingen er å kunne konkludere om målsettingen om bedret habitatkvalitet og økt mengde av rødlistearter oppnås på lokaliteter som overvåkes, samt undersøke om det er forskjell i måloppnåelse mellom lokaliteter med lav og høy utgangsdekning av gravbergknapp.
Tilnærming:	
Ekspérimentell tilnærming – faktorielt eksperiment med fjerning (høy utgangsdekning, lav utgangsdekning, kontroll for begge) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling) som faktorer.	Kvasi-eksperimentell tilnærming – design med fjerning (lav vs. høy utgangsdekning) og tid (gjentatte målinger av respons både før og etter behandling), men uten kontroll-lokaliteter uten fjerning.
Ekspérimentet er organisert hierarkisk med analyseruter næstet innenfor lokaliteter, og der	

<p>behandling allokeres tilfeldig til lokalitetene, med gjentak av behandlinger og gjentak av analyseruter innenfor hver lokalitet.</p> <p>Tilfeldig utvalg av lokaliteter og stratifisert tilfeldig utlegging av analyseruter innenfor lokaliteter.</p> <p>Gjentak og design for datainnsamling som gir grunnlag for designbaserte slutninger.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>	<p>Overvåkingen vil bruke færre gjentak og enklere datainnsamling og gi grunnlag for kvalitative vurderinger av tiltakenes effekt.</p> <p>Det vil være barrierer knyttet til grunneiere (må være positive) og forvaltningsmyndigheter (innenfor verneområder).</p>
---	--

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Avgrensning av kartleggingsenhetene T2-C7|C8 i boreonemoral sone. Basisovervåkingen viser at eksisterende naturbasepolygoner må kvalitetssikres og typifiseres før de kan brukes som utgangspunkt for overvåking. Med fullført omløp av basisovervåking vil en ha et bedre grunnlag for å bruke eksisterende data.

Utvalg av overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Relativt god dekning av eksisterende forekomster i Naturbase, men de dekker for bredt (for mange og for store). Mørketallene er relativt små. Naturbase kan brukes som utgangspunkt for uttrekk av lokaliteter, men disse må i så fall oppsøkes og kvalitetssikres og dekning av gravbergknapp estimeres.</p> <p>Basisovervåkingsdata vil (i 2024) gi grunnlag for å trekke lokaliteter som er kvalitetssikret med hensyn på avgrensning og hvor dekning av gravbergknapp er kvantifisert og allokere behandlinger.</p>	<p>Basisovervåkingsdata kan brukes som grunnlag for å trekke lokaliteter som er kvalitetssikret med hensyn på avgrensning og hvor dekning av gravbergknapp er kvantifisert.</p>

Antall overvåkingslokaliteter

Optimal	Minimum
<p>Fordi vi ønsker å trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt på naturtypen under ulike utgangsforhold, trengs gjentak.</p>	<p>Det foregår tiltak (fjerning av fremmede arter) på en rekke lokaliteter</p> <p>Minimumsovervåkingen sikter på å trekke slutninger om tiltakets effekt på lokaliteter av åpen grunnlendt kalkmark og stiller dermed mindre krav til gjentak av lokaliteter innenfor hver dekningsgrad. Samtidig åpner vi for at effektene må være større for å oppdages, gjennom en forenklet datainnsamling.</p>
<p>Gjentakene må sikres for hver spesifiserte dekningsgrad (lav, høy) med og uten tiltak</p>	<p>Det er likevel en fordel med flere overvåkingslokaliteter for hvert tiltak, for å vurdere den generelle effekten av tiltaket.</p>
<p>Tiltak (inkl. kontroller uten tiltak) må allokeres til lokalitetene slik at metodikk testes i lokaliteter med hhv. lav og høy dekningsgrad.</p>	<p>Basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark kan benyttes som referansedata for å vurdere utvikling av overvåkingsindikatorer i lokaliteter uten tiltak, og særskilte kontroll-lokaliteter benyttes derfor ikke.</p>

Som en tommelfingerregel anbefaler vi 10 lokaliteter per kombinasjon av dekning og tiltak	Som en tommelfingerregel anbefaler vi 5 lokaliteter per tiltak.
Med andre ord trengs 40 lokaliteter: 20 med lav dekning (10 med tiltak, 10 kontroll) 20 med høy dekning (10 med tiltak, 10 kontroll)	Med andre ord trengs 10 lokaliteter: 5 med lav dekning (alle med tiltak) 5 med høy dekning (alle med tiltak)
Et slikt utvalg vil gi grunnlag for å gjøre kvantitative vurderinger av effektiviteten av manuell lusing av gravbergknapp under ulike utgangsbetingelser	Et slikt utvalg vil gi grunnlag for kvalitative vurderinger av effektiviteten av manuell lusing av gravbergknapp under ulike utgangsbetingelser

Valg av overvåkingsindikatorer

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum
Artsrikdom	Formålet med fjerning er å øke artsrikdom av stedeegne karplanter.	Registrering av dekning av alle forekommende karplanter	Utgår
Mengde enkeltarter	Registrering av alle karplanter gir grunnlag for å vurdere positive effekter på sjeldne arter og oppslag av problemarter som følge av fjerning (uønskede effekter)	Registrering av dekning av alle forekommende karplanter	Utgår
Rødlistede arter	Tiltaket skal forbedre habitatkvalitet som kan opprettholde/øke artsrikdom av og mengde av rødlistearter	Registrering av dekning av alle forekommende karplanter	Registrering av forekomst og mengde av rødlistede karplanter
Fremmede arter	Tiltaket skal redusere dekning av én fremmed art, men kan ha utilsiktede effekter ved å øke etableringsmulighet for andre	Registrering av dekning av fremmede karplantearter	Registrering av forekomst og mengde av fremmede karplanter
Vegetasjonsstruktur	Viktig kovariabel for lokalitetstilstand, inngår i basisovervåking	Registrering av dekning av - tresjikt - busksjikt - vedplanter i feltsjikt	Utgår
Lokalitetsstørrelse	Viktig kovariabel	Avgrensning etter kartleggingskriterier	Som optimal

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Basisovervåking av åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2020b): 5–15 permanente prøveflater (0,25 m²) per lokalitet, plassering trukket tilfeldig fra alle skjæringspunkter i et 10×10 m-rutenett lagt over lokaliteten, antallet prøveflater er avhengig av lokalitetens areal. I prøveflatene registreres alle forekommende karplanter med dekningsgrad (%). Rundt hver prøveflate etableres en sirkel med 5 m radius, og innenfor denne registreres dekning av fremmede arter, dekning av tresjikt, dekning av busksjikt og dekning av vedplanter i feltsjikt. Det går transekter langs 10×10-m-rutenettet der alle rødlistede karplanter og fremmede karplantearter registreres for hver 10. m. I tillegg tas det en kryssliste over habitatspesifikke karplanter. Denne datainnsamlingsdesignen legges til grunn i basisovervåking. I minimumsovervåking begrenses datainnsamlingen til transekter langs 10×10-m-rutenettet der alle rødlistede karplanter og fremmede karplantearter registreres for hver 10. m.

Enheter	Begrunnelse	Optimal	Minimum
Prøveflater	Brukes i basisovervåking. Gir	<u>Utlegging</u> etter (systematisk) tilfeldighetsmekanisme, jf. basisovervåking.	-

	grunnlag for en rekke indikatorer	<u>Registrering:</u> dekning av alle karplantearter <u>Indikatorer:</u> -artsrikdom (alle arter, habitatspesialister, rødlistearter) -problemarter (utslåttede nyetableringer, mengdeøkninger av enkeltarter)	
Prøvesirkler	Brukes i basisovervåking	Knyttet til prøveflatene. <u>Indikatorer:</u> -dekning fremmede arter -vegetasjonsstruktur	-
Transeker	Brukes i basisovervåking. Gir grunnlag for en rekke indikatorer	<u>Utlegging:</u> systematisk langs et 10x10 m-ru-tenett <u>Registrering:</u> forekomst av alle rødlistede og fremmede karplantearter hver 10. m <u>Indikatorer:</u> -artsrikdom rødlistearter -mengde rødlistearter -artsrikdom fremmede arter -mengde fremmede arter	Som for optimal

Frekvens for datainnsamling

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar
Artsrikdom	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	-	
Vegetasjonsstruktur	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	-	Registreres samtidig med artsrikdom
Mengde rødlistearter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	
Mengde fremmede arter	Liten, men kan være stor i forbindelse med tiltak	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	Årlig første 5 år, deretter hvert 5 år	
Lokalitetsstørrelse	Liten	Hvert 5. år	Hvert 5. år	

Kostnader

Årlige kostnadsanslag per lokalitet er hentet fra Evju mfl. (2020b) og forutsetter bl.a. fungerende datainnsamlingsapper, som er under utvikling for basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark. Årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering og løpende overvåking. For å gi et kostnadsanslag har vi brukt en timepris på 1300 kr for etablering og 1535 kr for løpende overvåking (gjennomsnittlig timepris over 10 år, gitt 3 % årlig økning i timeprisen). Reisetid til og mellom lokaliteter (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett), samt utgifter til tiltak, er ikke inkludert.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etable-rings-kost-nader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokali-tet	<u>Forarbeid</u> 3-5 timer avhengig av datagrunnlag <u>Feltarbeid</u> 8 timer	Avhenger av hvilket datagrunnlag som skal brukes for å trekke lokaliteter. Timebruk på felt- og etterarbeid forutsetter

	Utlekking og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Etterarbeid</u> 3 timer	fungerende datainnsamlings-apper som reduserer arbeid med innlegging og eksport av data. Uten slike apper, vil timeforbruk øke med anslagsvis 1,5 gang.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 1000 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	20–30 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 6 timer <u>Etterarbeid</u> 2 timer	Timebruk på felt- og etterarbeid forutsetter fungerende datainnsamlings-apper som reduserer arbeid med innlegging og eksport av data.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 750 kr	500 kr/dag i leie av høypresisjons-GPS Noe feltutstyr
	Totalt	10–20 000 kr	

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etablerringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Avgrensning av overvåkingslokalitet Utlekking og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Forarbeid</u> 1-3 timer avhengig av datagrunnlag <u>Feltarbeid</u> 6 timer <u>Etterarbeid</u> 2 timer	Avhenger av hvilket datagrunnlag som skal brukes for å trekke lokaliteter. Timebruk på felt- og etterarbeid forutsetter fungerende datainnsamlings-apper som reduserer arbeid med innlegging og eksport av data.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 300 kr	Forutsetter ikke bruk av høypresisjons-GPS
	Totalt	10–20 000 kr	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	<u>Forarbeid</u> 1 time <u>Feltarbeid</u> 3 timer <u>Etterarbeid</u> 2 timer	Timebruk på felt- og etterarbeid forutsetter fungerende datainnsamlings-apper som reduserer arbeid med innlegging og eksport av data.
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u> 200 kr	Forutsetter ikke bruk av høypresisjons-GPS
	Totalt	10–20 000 kr	

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking. Vi har tatt utgangspunkt i faste timesatser. Reisetid, -utgifter samt utgifter knyttet til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader	20–30 kkr	800–900 kkr	10–20 kkr	100–150 kkr
Årlige løpende kostnader	10–20 kkr	500–600 kkr	10–20 kkr	100–150 kkr
Totalt etablering + 10 års overvåking	100–150 kkr	4 000–4 500 kkr	70–80 kkr	700–800 kkr

Synergier

Åpen grunnlendt kalkmark huser mange rødlistede karplanter, og tiltak i naturtypen vil potensielt ha effekter på disse. Optimalovervåkingen gir data på forekomst og mengde av alle karplantearter og kan brukes til å undersøke bestandseffekter på (relativt vanlige) rødlistearter, mens minimumsovervåkingen vil gi for lite data om arter til å vurdere spesifikt effekter på artsnivå.

Overføringsverdi

Samme opplegg kan brukes til å undersøke fjerning av andre fremmede arter enn gravbergknapp, og også for å undersøke effekter av krattrydding (eks. ikke-fremmede arter som syrin) i naturtypen. Opplegget kan også brukes til å undersøke tiltak i andre åpne naturtyper der formålet med tiltaket er å fjerne vegetasjon og undersøke ønskede (artsmangfold) og uønskede (oppslag av problemarter) effekter.

3 Referanser

- Andersen, J. & Hanssen, O. 1993. Geographical distribution of the riparian species of the tribe Bem-bidiini (Col., Carabidae) in south and central Norway. *Fauna norv. Ser. B.* 40 (2): 59-69.
- Andersen, J. & Hanssen, O. 1994. Invertebratfaunaen på elvebredder - et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 326. Norsk institutt for naturforskning.
- Andersen J. & Hanssen, O. 2005. Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. *Biodiversity & Conservation* 14: 3497–3524.
- Anon. 2011. Slutredovising av åtgärdsprogrammet för bevarande av strandsandjägare 2005-2010. Redovising 2011-01-18. Länsstyrelsen Värmland.
- Arnesen, G. 2019. Kartlegging av Storslåtta ved Dalstua i Kvænangsbotn – inkludert forslag til skjøtelsesplan. *Ecofact rapport 593*. Ecofact.
- Arnesen, G. & Sletten, S. 2018. Kartlegging av gamle slåttemarkar i Tanafjorden – inkludert forslag til skjøtelsesplaner. *Ecofact rapport 592*. Ecofact.
- Aune, S., Bryn, A. & Hovstad, K. A. 2018. Loss of semi-natural grassland in a boreal landscape: impacts of agricultural intensification and abandonment. *Journal of Land Use Science* 13:4. 375-390. DOI: 10.1080/1747423X.2018.1539779
- Bargmann, T., Hatteland, B.A. & Grytnes, J.-A. 2015. Effects of prescribed burning on carabid beetle diversity in coastal anthropogenic heathlands. *Biodiversity and Conservation* 24: 2565-2581.
- Berland, T., Daugstad, K., Enzensberger, T., Høitomt, G., Larsen, B.H. & Sickel, H. 2019. Skjøtelsesråd for dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*). NIBIO POP 5(4). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Bär, A., Albertsen, E., Bele, B., Daugstad, K., Grenne, S.N., Jakobsson, S., Solbu, E.B., Thorvaldsen, P., Vesterbukt, P., Wehn, S. & Johansen, L. 2021. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Uttesting, ferdigstilling og utvalg av områder. NIBIO Rapport 7(7). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Berglind, S.-Å. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av strandsandjägare (*Cicindela maritima*). Rapport 5508, oktober 2005. Naturvårdsverket.
- Berge, D. 1989. Vasspest. Problem og ressurs. Sammenfattende sluttrapport fra vasspestprosjektene. NIVA-rapport O-86238. Norsk institutt for vannforskning.
- BirdLife International. 2021. Species factsheet: *Limosa limosa*. Downloaded from <http://www.bird-life.org> on 09/02/2021.
- Björkbäck, F. & Lundqvist, J. 2005. Brunkullan (*Nigritella nigra*) i Jämtland och Härjedalen. Ekologi, populasjonsutvekling och skøtelsesaspekter. Slutrapport for "Aktion Brunkulla". – Jämtland-Härjedalens Naturskyddsförbund, Världsnaturfonden (WWF). 12 s.
- Blindheim, T., Hofton, T.H., Reiso, S., Gaarder, G., Brandrud, T.E., Thylén, A., Blumentrath, S. & Hjermann, D. 2015. Status for edelløvsskog i Norge per 2014. Oppsummering av nasjonal kartlegging av naturtypen 2009-2014. *Biofokus rapport 2015-5*. Stiftelsen Biofokus.
- Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K., Olsen, S.L & Westergaard, K.B. 2017. Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak. NINA Rapport 1432. Norsk institutt for naturforskning.
- Borch, H. 2012. Enkelttiltak mot landbruksforurensing ved noen sårbare kalksjøer på Hadeland. *Bioforsk rapport 7(139) 2012*. Bioforsk.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1999. Vasspest (*Elodea canadensis*). Effekter på biologisk mangfold. Spredningsmønstre og tiltak. NIVA-rapp. 4075-99. Norsk institutt for vannforskning.
- Brandrud, T.E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 711. Norsk institutt for naturforskning.

- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2013. Skjøtselsplan med bevaringsmål for verneområdene på Løkeneshalvøya, Asker kommune, Akershus. NINA Rapport 946. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E., Evju, M. & Skarpaas, O. 2014. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA rapport 1057. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T. E., Evju, M., Błaalid, R. & Skarpaas, O. 2016. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Resultat fra første overvåkingsomløp 2013–2015. NINA Rapport 1297. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E., Bendiksen, E. & Dima, B. 2018. Kartlegging av kalklindeskogsopper i Oslo og Akershus, Buskerud og Telemark i 2017. NINA-rapport 1525. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E, Brandrud, M.K. & Dima, B. 2020. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Resultater fra andre overvåkingsomløp, første år (2019). NINA rapport 1793. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H. 2016. Overvåking av rød skogfrue *Cephalanthera rubra*. Resultater fra perioden 2012-2015. NINA Kortrapport 20. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Jordal, J-B., Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2012. Naturfaglig grunnlag for handlingsplan naturbeitemark og hagemark. Bioforsk-rapport 193/2012. Bioforsk.
- Brkljacic, M.S., Borgersen, G., Gitmark, J., Rinde, E. & Tveiten, L.A. 2017. Undersøkelser i kystvann i Østfold 2016 - Hunnebotn og Vauerkilen. NIVA-rapport 7159-2017. Norsk institutt for vannforskning.
- Båtvik, J.I.I. 2016. Dvergålegras *Zostera noltei* Hornem., kjennetegn, skillekarakterer fra andre ålegras og utbredelse i Østfold. Natur i Østfold 35(1-2): 57-71.
- Connor, D.W., Alen, J.A., Golding, N., Howell, K.L., Liebknecht, L.M., Northern, K.O. & Reker, J.B. 2004. *Zostera noltei* beds in littoral muddy sand. The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05 JNCC, Peterborough.
- Daugstad, K., Thorvaldsen, P., Bele, B., Bär, A., Fløistad, I., & Hanslin, H.M. 2018. Fremmede skadelige karplanter i kulturlandskapet og områdebasert prioritering av tiltak – sammenstilling av kunnskap NIBIO RAPPORT Vol 4, nr 92. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A. K. & Uglem, I. 2018. Sterkt kalkrike dammer, pytter og små og/eller grunne innsjøer, Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 04.02.2021 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/279>
- Dervo, B.K., Bakkestuen, V., Mjelde, M., Walseng, B., Jensen, T. & Gregersen, F. 2020. Prediksjonsmodellering av forekomst av kalkdammer i Norge. NINA Rapport 1814. Norsk institutt for naturforskning.
- Direktoratet for naturforvaltning 2006. Handlingsplan for rød skogfrue *Cephalanthera rubra*. – DN-rapport 2006-1. Direktoratet for naturforvaltning.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Handlingsplan for slåttemark. DN-rapport 6-2009. Direktoratet for naturforvaltning.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2010a. Handlingsplan for dragehode *Dracocephalum ruyschiana* og dragehodeglansbille *Meligethes norvegicus*. DN-rapport 2010-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2010b. Handlingsplan for svarthalespove *Limosa limosa*. Høringsutkast. DN rapport 2010-x. Direktoratet for naturforvaltning. Upubl.
- Direktoratet for naturforvaltning 2010c. Handlingsplan for eremitt *Osmoderma eremita*. DN-rapport 2010-4. Direktoratet for naturforvaltning..
- Direktoratet for naturforvaltning 2011a. Handlingsplan for kalklindeskog. DN rapport 8-2011. Direktoratet for naturforvaltning.
- Direktoratet for naturforvaltning 2011b. Handlingsplan for kalksjøer. DN rapport 6-2011. Direktoratet for naturforvaltning.

- Direktoratet for naturforvaltning 2012. Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker. DN Rapport 1-2012. Direktoratet for naturforvaltning.
- Eggen, M. & Heggøy, O. 2016. Svarthalespove i Nord-Norge 2016. NOF-Rapport 9-2016. Norsk ornitologisk forening.
- Ekelund, K. 2019a. Honningblom *Herminium monorchis*. Status i Norge. Ekelund Consult Rapport 2019-1. Ekelund Consult.
- Ekelund, K. 2019b. Skjøtselsplan for 3 lokaliteter med honningblom (*Herminium monorchis*) i Ytre Hvaler nasjonalpark, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult.
- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed. 1988. Ängar. LTs förlag, Stocholm.
- Elven, R. 2013. *Carex jemtlandica* (Palmgr.) Palmgr. - s. 123-125 i: Elven, R., Fremstad, E. & Pedersen, O. Distribution maps of Norwegian vascular plants. IV. The eastern and northeastern elements. Academika Publishing, Trondheim.
- Elven, R., Fremstad, E. & Pedersen, O. 2013. Distribution maps of Norwegian vascular plants. IV. The eastern and northeastern elements. Academika Publishing, Trondheim.
- Endrestøl, A. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for klippeblåvinge *Scolitantides orion*. NINA Rapport 649. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. 2016. Videoovervåking av eremittens hule II. NINA Kortrapport 42. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Hanssen, O. 2009. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2008–2009. NINA Rapport 523. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2011. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2010. NINA Rapport 735. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2012a. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2011. NINA Rapport 783. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2012b. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2012. NINA Rapport 883. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2014. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2013. NINA Rapport 1022. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2015. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2014. NINA Rapport 1159. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2017. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2015–2016. NINA Rapport 1342. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2018. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2017. NINA Rapport 1466. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2019. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2018 – med forslag til skjøtselsplan. NINA Rapport 1649. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2020. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2019. NINA Rapport 1794. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. (red.), Flåten, M., Hanssen, O., Staverløkk, A. & Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2011. NINA Rapport 837. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Flåten, M. & Hanssen, O. 2013. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2012. NINA Rapport 937. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2014. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2013. NINA Rapport 1041. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2016. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2015. NINA Rapport 1252. Norsk institutt for naturforskning.

- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2017. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2016. NINA Rapport 1336. 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.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2019. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2018. NINA Rapport 1639. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Staverløkk, A. & Flåten, M. 2015a. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2014. NINA Rapport 1146. Norsk institutt for naturforskning.
- Eriksson, O., Wikström, S., Eriksson, Å. & Lindborg, R. 2006. Species-rich Scandinavian grass-lands are inherently open to invasion. *Biological Invasions* 18: 355–363
- Evju, M. 2021. Honningblom *Herminium monorchis*. Etablering av overvåking på Filletassen, Hvaler, og kort om status på alle lokaliteter. NINA Prosjektnotat 303. Norsk institutt for naturforskning (upubl.).
- Evju, M., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. 2016. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Forslag til overvåkingsopplegg. NINA Kortrapport 37. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2016. Spatial configuration matters: a test of the habitat amount hypothesis for plants in calcareous grasslands. *Landscape Ecology* 31: 1891-1902
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020a. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020b. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Olsen, S.L., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2021b. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Beskrivelse av metodikk og resultater 2017-2020. NINA Rapport 1976. Norsk institutt for naturforskning.
- Fadnes, P. 2016. Dvergålegras *Zostera noltei*. Ny, stor forekomst i Gripnesvågen i Tysnes. *Blyttia* 74: 119-125.
- Flåten, M. & Fjellberg, A. 2008. Rediscovery of *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera, Scarabaeidae) in Norway. *Norwegian Journal of Entomology* 55: 165–168.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Blom, H., Brandrud, T.E., Bår, A., Johansen, L., Olsen, S.L., Stabbetorp, O. & Øien, D.-I. 2020. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Dokumentasjon av sentral økosystem-funksjon. NINA Rapport 1781. Norsk institutt for naturforskning.
- Gough, L.A., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2014. Reactive forest management can also be proactive for wood-living beetles in hollow oak trees. *Biological Conservation* 180:75-83.
- Gough, L.A., Sverdrup-Thygeson, A., Milberg P., Pilskog, H.E., Jansson, N., Jonsell, M. & Birkemoe, T. 2015. Specialists in ancient trees are more affected by climate than generalists. *Ecology and Evolution* 5:5632-5641.
- Hallingbäck, T., Hedenäs, L., Huttunen, S., Ignatov, M., Ingerpuu, N., Konstantinova, N., Syrjänen, K. & Söderström, L. 2019. *Sphagnum troendelagicum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T87569591A87841434. Hentet 25.01.20 fra <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T87569591A87841434.en>.
- Hanssen, E.W. 1998. Myrflangre, *Epipactis palustris*, i Norge. *Blyttia*. 56: 44-51
- Hanssen, E.W. 2011. Forslag til handlingsplan for myrflangre *Epipactis palustris* (L.) Crantz 2011-2015. Norsk Botanisk Forening Rapport 2-2011. Norsk Botanisk Forening.

- Hanssen E.W. 2019. Handlingsplan for rød skogfrue *Cephalanthera rubra* i Norge. Arbeid og status i 2019. Norsk Botanisk Forening.
- Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2009. Kartlegging av eremitt sommeren 2009. Notat til FM Vestfold, okt. 2009. 5 s. Upubl.
- Hanssen, O. & Åström, S. 2017. Habitatforbedrende tiltak på Langøra N. Effekt på stor elvbreddedderkopp. NINA Prosjektnotat 24. Norsk institutt for naturforskning.
- Hanssen, O. in prep. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvbreddedderkopp *Arctosa cinerea*. 2015-2020. NINA Rapport 1815. Norsk institutt for naturforskning.
- Hassel, K., Blom, H.H., Høitomt, T. & Halvorsen, R. 2015. Moser (Anthocerotophyta, Marchantiophyta, Bryophyta). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken. Hentet 25.01.2021 fra <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Moser>
- Hassel, K., Kyrkjeeide, M.O., Israelsen, M.F., Meleshko, O., Stenøien, H.K. & Flatberg, K.I. 2020. Populasjonsstruktur, vekst og økologi hos den prioriterte arten trøndertorvmose *Sphagnum troendelagicum*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-1. NTNU Vitenskapsmuseet
- Hatlevoll, K., Burner, R., Ørka, H.O., Arnott, D., Lunde, L.F., Evju, M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2019. Nasjonal overvåking av hule eiker: resultat andre omløp. MINA Fagrapport 62. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- Heggøy, O. & Eggen, M. 2017. Svarthalespove i Nord-Norge 2017. NOF-Rapport 2017-4. Norsk ornitologisk forening.
- Heggøy, O. & Eggen, M. 2018. Svarthalespove i Nord-Norge 2018. NOF-Rapport 2018-4. Norsk ornitologisk forening.
- Heggøy, O. & Eggen, M. 2019. Svarthalespove i Nord-Norge 2019. NOF-Rapport 2019-2. Norsk ornitologisk forening.
- Heggøy, O. & Øien, I. J. 2018. Svarthalespove i Norge. Oppsummering av kunnskapsstatus. NOF-Rapport 2018-2. Norsk ornitologisk forening.
- Hoge, F.E., Vodacek, A., Swift, R.N., Yungel, J.K. & Blough, N.V. 1995. Inherent optical properties of the ocean: retrieval of the absorption coefficient of chromophoric dissolved organic matter from airborne laser spectral fluorescence measurements. Applied Optics 34: 7032-7038.
- Hovstad, K.A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L.G. 2018. Slåttemark, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 25.01.2021 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/76>
- Humbert, J.Y., Pellet, J., Buri, P. & Arlettaz, R. 2012. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? Environmental Evidence: 1(1), 9.
- Hvoslef, S. 1988. Skjøtsel av gjengroingsområder i næringsrike innsjøer. Økoforsk utredning 1988:2. Økoforsk.
- Jordal, J.B. 2019. Overvåking og skjøtsel av svartkurle i Oppdal i 2019. - Miljøfaglig Utredning Rapport 2019-37. Miljøfaglig Utredning.
- Klima- og miljødepartementet. 2015. Forskrift om trøndertorvmose (*Sphagnum troendelagicum*) som prioritert art. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-05-29-563>
- Klima- og miljødepartementet. 2015. Forskrift om svarthalespove (*Limosa limosa*) som prioritert art. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-524> (nedlastet 3. desember 2020).
- Kravdal, L.I. 2015. En analyse av forhold som påvirker etablering av og egenskaper ved honningblom (*Herminium monorchis*) på Hvaler. Institutt for naturforvaltning. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.
- Kravdal, L.I., Evju, M. & Klanderud, K. 2016. Honningblom *Herminium monorchis* - overvåking av artens tre populasjoner på Hvaler. Blyttia 74: 19-26.

- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.I., Myklebost, H.E., Aalberg Haugen, I.M., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på truet natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J. A., Dale, S., Gjershaug, J. O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. & Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.
- Langangen, A. 1991. Nyborgtjern på Hadeland, en kransalgesjø som bør vernes. Blyttia 49: 11-15.
- Langangen, A. 2004. Kalksjøer med kransalgevegetasjon i Norge. II. Beskrivelser av sjøer i Buskerud, Vestfold, Telemark, Agder, Vestlandet og Trøndelag. Blyttia: 51-57.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Langangen, A. 2010. Innsjøene på Hadeland. En vurdering av deres nåværende tilstand med spesiell vekt på forekomsten av kransalger. Del 2. Innsjøene i Lunner og Jevnaker kommuner. Blyttia 68: 17-46.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2020. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Vestoppland i 2019. Miljøfaglig Utredning Rapport 2020-15. Miljøfaglig Utredning.
- Lindroth, C.H. 1945-49. Die Fennoskandischen Carabidae. Eine Tiergeographische Studie. I – III. Göteborgs Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles Handlingar. 1897 s.
- Lindroth, C.H. 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 15 (1). 225 s.
- Lislevand, T., Byrkjedal, I., Heggøy, O. & Kålås, J.A. In Press. Population status, trends and conservation of meadow-breeding waders in Norway. Wader Study.
- Lundberg, A. 2010a. Handlingsplan for dvergålegras *Zostera noltei*. DN-rapport 2010-1. Direktoratet for naturforvaltning.
- Lundberg, A. 2010b. Handlingsplan for dvergmarikåpe, saronnellik, ekornsvingel, islandsgrønkurle, jærflangre, jærtistel og skredmjelt i Noreg. Direktoratet for naturforvaltning.
- Lundberg, A. 2011. Oppfølging av Handlingsplan for dvergålegras i Norge. Årsrapport for 2011. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2012. Faggrunnlag for dvergmarikåpe, saronnellik, ekornsvingel, islandsgrønkurle, jærflangre, jærtistel og skredmjelt i Noreg. Årsrapport for 2012 og midtvegsevaluering av prosjektet Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2012. Oppfølging av Handlingsplan for dvergålegras i Norge. Årsrapport for 2012. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2013a. Oppfølging av Handlingsplan for dvergålegras i Norge. Årsrapport for 2013. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2013b. Dvergålegras *Zostera noltei* i Noreg. Utbreiing, økologi, tilstand og tiltak. Blyttia 71: 97-114.
- Lundberg, A. 2014. Skredmjeld *Oxytropis campestris* ssp. *scotica* i Noreg. Utbreiing, økologi og tilstand. Blyttia 74: 123-135.
- Lundberg, A. 2015a. Oppfølging av Handlingsplan for dvergålegras i Norge. Årsrapport for 2014. Notat til Fylkesmannen (upubl.)
- Lundberg, A. 2015b. Faggrunnlag for dvergmarikåpe, saronnellik, ekornsvingel, islandsgrønkurle, jærflangre, jærtistel og skredmjelt i Noreg. Årsrapport for 2014. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2016. Oppfølging av handlingsplan for dvergålegras i Norge. Oversikt over alle kjente forekomster av dvergålegras i Norge og deres status. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2018. Oppfølging av handlingsplan for dvergålegras i Norge. Oversikt over alle kjente forekomster av dvergålegras i Norge og deres status. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lundberg, A. 2019. Oppfølging av handlingsplan for dvergålegras i Norge. Oversikt over alle kjente forekomster av dvergålegras i Norge og deres status. Notat til Fylkesmannen (upubl.).

- Lundberg, A. 2020. Oppfølging av handlingsplan for dvergålegras i Norge. Oversikt over alle kjente forekomster av dvergålegras i Norge og deres status. Notat til Fylkesmannen (upubl.).
- Lye, K. & Lima, O.G. 1974. Nye plantefunn frå Rogaland 1966-1973. Blyttia 32: 169-180
- 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. 2020. Overvåking og skjøtsel i Øvre Forra naturreservat 2019. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2020-9. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Michelsen, F. 2020. Buskerud Botaniske Forenings restaurerings- og skjøtelsesarbeid på lokaliteter med myrflangre *Epipactis palustris* i Buskerud (Viken). Blyttia 78: 85-104.
- Miljødirektoratet 2013a. Faggrunnlag for jærtistel og skredmjelt. Høringsutkast oktober 2013.
- Miljødirektoratet 2013b. Faggrunnlag for svartkurle *Nigritella nigra*. Høringsutkast oktober 2013. https://nettarkiv.miljodirektoratet.no/hoeringer/tema.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/hoeringer/horing2013-6871_FaggrunnlagPAsvartkurle2013.pdf
- Miljødirektoratet 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i Ferskvann (revidert håndbok 13). Utkast til faktaark 2015 – Ferskvann. Versjon 7. august 2015.
- Mjelde, M. 2008. Kransalgjesjøer på Hadeland 2007. Vurdering av økologisk status for 11 innsjøer og tjern. NIVA-rapport 5603-2008. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M. 2011. Ferskvann. – I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Mjelde, M. 2016a. Oppsummering av kunnskap om kalksjølokaliteter som er «utvalgt naturtype». NIVA-rapport 6998-2016. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M. 2016b. Slåing av smal vasspest i Bjårvatn. Etterundersøkelser 2015. NIVA-rapport 6984-2016. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde M. 2016c. Undersøkelse av kalksjøer: Tilstandsundersøkelser i kalksjøer og Undersøkelse, problemkartlegging og tiltaksutredning i Nyborgtjern. NIVA-rapport 7101-2016. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M., Berge, D. & Stabbetorp, O. NINA. 2009. Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltnings-strategi. NIVA-rapport 5813-2009. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M., Langangen, A. Bækken, T., Pedersen, T. & Gausemel, S. 2010. Handlingsplan for kalksjøer: Veileder for inventering av kalksjøer. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen, rapport 4/10.
- Mjelde, M, Bækken, T. & Edvardsen H. 2012a. Undersøkelse av 10 kalksjøer i Vannområde Hadeland. NIVA-rapport 6290-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M., Berge, D. & Edvardsen, H. 2012b. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. NIVA-rapport 6416-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M & Dahl-Hansen, G. A. 2018. Overvåking av kransalger i kalksjøer ved Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. NIVA-rapport 7323-2018. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M., Brandrud, T. E., Lyngstad, A. & Uglem, I. 2018. Kalkrik helofyttsump, Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 04.02.2021 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/37>
- Mjelde, M., Dervo, B.K., Jensen, T.C. & Elgtvedt, I. 2019. Tilstandsvurdering av 3 kroksjøer i Vannområde Leira-Nitelva 2019. NIVA-rapport 7446-2019. Norsk institutt for vannforskning.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. *Gunneria* 63:1-451.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2003. Ecology and survival of *Nigritella nigra*, a threatened orchid species in Scandinavia. *Nordic Journal of Botany* 22: 435-461.

- Moen, A. & Øien, D.-I. 2009. Svartkurle *Nigritella nigra* i Norge. Faglig innspill til nasjonal handlingsplan. NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2009–5: 1-27. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2012. Boreal rich fen vegetation formerly used for haymaking. *Nordic Journal of Botany* 30: 226-240.
- Moen, A. & D.-I. Øien. 2012. Sølendet naturreservat i Røros: forskning, forvaltning og formidling i 40 år. - Bli med ut! 12:1-103.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2015. Hay crop of boreal rich fen communities traditionally used for haymaking. – *Folia Geobotanica* 50: 25-38.
- Måren, I. E., Janovsky, Z., Spindelbock, J.P., Daws, M.I., Kaland, P.E. & Vandvik, V. 2010. Prescribed burning of northern heathlands: *Calluna vulgaris* germination cues and seed-bank dynamics. *Plant Ecology* 207:245-256.
- Nieto, A., Mannerkoski, I., Putschkov, A., Tykarski, P., Mason, F., Dodelin, B. & Tezcan, S. 2010. *Osmoderma eremita* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T15632A105873655.
- Nordal, N. & Schumacher, T. 1996. *Microstylis monophyllos*. - s. 74-75 i: Fægri, K & Danielsen, A. (red.) Maps of distribution of Norwegian vascular plants. III. The southeastern element. Fagbokforlaget, Bergen.
- Norderhaug, A. 1996. Hay meadows: Biodiversity and conservation. -PhD thesis, Department of systematic botany, University of Göteborg, Sweden.
- Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2009. Faglig grunnlag for handlingsplan for trua naturtype: Slåttemark i Norge. Bioforsk Rapport 4 Nr. 57. Bioforsk.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L., & Kvamme, M. 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle kulturmarker Landbruksforlaget, Oslo. 242
- Norsk Lovtidend 2011. Forskrift om klippeblåvinge (*Scolitantides orion*) som prioritert art. Hefte 5.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Tøpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.
- Olberg, S., Reiso, S. & Solfeld, E. 2018. Veileder om skjøtsel og hensyn i forvaltningen av hule eiker. BioFokus-rapport 2018-13. Stiftelsen BioFokus. Oslo.
- Olsen, A. I. 2012. Overvåking av kjente hekkelokaliteter for svarthalespove *Limosa limosa islandica* i Lofoten og Vesterålen 2012. Rapport til Fylkesmannen i Nordland. 3 s.
- Olsen, A. I. 2013. Overvåking av kjente hekkelokaliteter for svarthalespove *Limosa limosa islandica* i Lofoten, Røst og Vesterålen 2013. Rapport til Fylkesmannen i Nordland. 4 s.
- Olsen, A. I. 2014. Overvåking av kjente hekkelokaliteter for svarthalespove *Limosa limosa islandica* i Nordland (Lofoten og Røst) 2014. Rapport til Fylkesmannen i Nordland. 4 s.
- Olsen, S.L., Evju, M. & Endrestøl, A. 2018. Fragmentation in calcareous grasslands: species specialization matters. *Biodiversity and Conservation* 27: 2329-2361. <http://doi.10.1007/s10531-018-1540-z>
- Ross, L., Speed, J.D.M., Øien, D.-I., Grygoruk, M., Goldstein, K., Kotowski, W., Hassel, K. Lyngstad, A. & Moen, A. 2019. Can mowing restore boreal rich-fen vegetation in the face of climate change? *PLoS ONE* 14: e0211272
- Schartau, A.K., Skjelbred, B., Bækkelie, K.A.E., Demars, B., Dokk, J.G., Hesthagen, T., Jensen, T.C., Jenssen, M.T.S., Mjelde, M., Saksgård, R., Velle, G., Walseng, B. 2020. ØKOFERSK – delprogram ØST: Basisovervåking av utvalgte innsjøer i 2019. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand. Miljøovervåking M-1724-2020. Miljødirektoratet.
- Scheen, A.-C. & Lundberg, A. 2019. Skredmjelt i Førrejuvet. Statusrapport for 2019. Notat til Fylkesmannen (upubl.).

- Solberg, K.A. 2020. Kartlegging av fremmede arter, og bekjempelse av lupiner, langs Gaula i 2020. Rapport 4-2020. Midtnorsk naturundersøkelse.
- Stabell, T. & Kiland, H. 2018. Overvåking av kalkrike vannforekomster på Hadeland i Oppland fylke, 2017. Faun-rapport 015-2018.
- Stenar, H. 1947. Nigritella-studier. Bidrag til kannedomen om Jämtlands landskapsblomma, brunkullan (*Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil.). Heimbygdas Tidskr. Fornvårdaren 4: 49-105.
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021. Fugler Aves – Norge. I: Artsdatabanken. 2021. Norsk rødliste for arter 2021. Artsdatabanken, Norge
- Strann, K.-B. (red.), Frivoll, V., Sortland, F., Lorentzen, N.H., Riser, C.W., Jensen, A. & Våge, H. 2012. Hekkestatus hos svarthalespove *Limosa limosa islandica* i Nord-Norge. NINA Rapport 833. Norsk institutt for naturforskning.
- Strann, K.-B. & Frivoll, V. 2014. Hekkende svarthalespove i Troms i 2013. NINA Minirapport 489. Norsk institutt for naturforskning.
- Svalheim, E. 2011. Strandengene i Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. Oppfølging av igangsatte skjøtselstiltak. Bioforsk rapp 251/2011. Bioforsk.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T.E. & Ødegaard, F. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eiker. NINA Rapport 631. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A.(red.), Hanssen, O., Flåten, M., Staverløkk, A. & Fjellberg, A. 2011a. Oppfølging av handlingsplan for eremitt i 2010. Resultater fra kartlegging og øvrige utredningsoppdrag. NINA Rapport 656. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T.E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2011b. Hule eiker - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 710. Norsk institutt for naturforskning.
- 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., Gustafsson L. & Kouki J. 2014a. Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. Biodiversity and Conservation 23:513-535.
- Sverdrup-Thygeson, A., Rasmussen, A., Hanssen, O. & Evju, M. 2014b. Gjenbesøk av hule eiker kartlagt for 30 år siden. INA fagrapport 23. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- 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 (NMBU).
- Sæther, S. A. 1994. Svarthalespove *Limosa limosa*. S. 200-201, i Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Såstad, S., Stenøien, H., Flatberg, K.I. & Bakken, S. 2001. The narrow endemic *Sphagnum troen-delagicum* is an allopolyploid derivative of the widespread *S. balticum* and *S. tenellum*. Systematic Botany 26: 66-74.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpfer, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal natur-overvåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Måren, I.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. Journal of Applied Ecology 42:139-149.
- van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhof, I. 2010. European Red List of Butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 47 s.

- 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.
- Wehn, S., Burton, R., Riley, M., Johansen, L., Hovstad, K.A. & Rønningen, K. 2018. Adaptive biodiversity management of semi-natural hay meadows: The case of West-Norway Land Use Policy 72: 259-269. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.12.063
- Wischmann, F. 2013. *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch ex Roth. - s. 201-203 i: Elven, R., Fremstad, E. & Pedersen, O. Distribution maps of Norwegian vascular plants. IV. The eastern and northeastern elements. Academika Publishing, Trondheim.
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Åström, S. & Hansen, U. 2014. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger, *Cicindela maritima*. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1034. Norsk institutt for naturforskning.
- Öberg, S. 2013. Faglig grunnlag for handlingsplan for stor elvebreddedderkopp (*Arctosa cinerea*). NINA Rapport 984. Norsk institutt for naturforskning.
- Øien, D.-I. 2020a. Oppfølging av skjøtsel og faste vegetasjonsflater i Garbergmyra naturreservat, Orkland. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2020-12. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Øien, D.-I. 2020b. Sølendet naturreservat og Tågdalen naturreservat. Årsrapport og oversyn over aktiviteten i 2019. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2020-2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Øien, D.-I. & Fandrem, M. 2017. Revidering av skjøtelsesplaner for slåttemyr i landskapet vest for Rosåsen, Høylandet. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2017-12. 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.
- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeide, 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, S. & Hanssen, O. 2018. Habitatforbedrende tiltak på Langøra N, Stjørdal kommune. Effekt på stor elvebreddedderkopp. NINA Rapport 1566. 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.

Vedlegg 1 Mal for sammenstilling av bakgrunnsinformasjon

Maler for sammenstilling av bakgrunnsinformasjon er utformet i word, men med en art-/naturtyppespesifikk excelfil som støtte. I denne excelfila er det samlet en rekke tabeller, som skal brukes som veiledning/støtte for utfylling av tabellene i bakgrunnsinformasjonsdokumentet. Tabellene i excelfila er hentet fra Effektovervåkingsrapportens kap. 5 (Evju mfl. 2020) og er ment å sikre en felles forståelse av begrepene som brukes i malen, på tvers av eksperter og arter/naturtyper. Her har vi lagt tabellene inn i word-malen, for å øke lesbarheten.

Mal for bakgrunnsinformasjon: arter

Navn på art

Forfattere

Institusjon

I Excelfila "art_tiltak og tabeller.xlsx er det samlet en rekke tabeller, som skal brukes som veiledning/støtte for utfylling av tabellene i dette dokumentet. Tabellene i Excelarket er hentet fra Effektovervåkingsrapportens kap. 5 (Evju mfl. 2020) og er ment å sikre en felles forståelse av begrepene som brukes i malen, på tvers av eksperter og arter/naturtyper.

Bakgrunnsinformasjon

Røddlistestatus, eventuelle andre statuser.

Artens utbredelse

*Artens utbredelse har betydning for hvordan definisjonsområdet for overvåkingen kan avgrenses. Bruk nøkkelen i ark «Utbredelse» i Excelfila (**Tabell 14** Evju mfl. 2020, se under) til å avgjøre artens utbredelse. Beskriv med ord her.*

Evju mfl. (2020) 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

Viktige naturtyper for arten

Denne tabellen gir grunnlag for å vurdere innretting av overvåking av arten (behov for ulik overvåking eller tiltak i ulike naturtyper?), og potensial for synergier mellom ulike arter/arter og naturtyper.

List opp de naturtypene som arten forekommer i, med utgangspunkt i generell kunnskap om arten. For hver naturtype, spesifiser om det kun er gitte utforminger som arten er knyttet til (eks. baserik, tørr). Oppsummer for hver naturtype (jf. Kyrkjeeide mfl. 2018):

- funksjon (hvilke livsstadier/funksjoner av arten forekommer i naturtypen)
- frekvens (innenfor artens utbredelsesområde: hva er sannsynligheten for å finne arten i naturtypen? stor, middels, liten) Dette har betydning for å vurdere i hvor stor grad en naturtypefokus på overvåking kan samle relevant info om arten?
- betydning (hvor viktig er naturtypen for å opprettholde levedyktige bestander av arten): ubetydelig, viktig, kritisk
- andre rødlistearter som ofte forekommer sammen med arten/naturtypen? Henvis til kilder.

Naturtype	Funksjon	Frekvens	Betydning	Rødlistearter

Eksisterende overvåking

Beskriv eksisterende/planlagt overvåking som er av relevans for arten og hvordan denne kan utvides/tilpasses for å overvåke effekter av tiltak. Henvis til kilder.

Viktige påvirkninger

Bruk rødlistevurderinger, handlingsplaner og egen kunnskap og beskriv påvirkningene som reduserer artens bevaringsstatus. Vurder om påvirkningene er relevante for alle naturtyper/hele artens leveområde. Vurder hva slags forvaltningstiltak som er egnet for å motvirke påvirkningen. Påvirkninger som omdanner naturtypen eller medfører svært omfattende endringer er neppe aktuelle for tiltak.

Påvirkning	Naturtype/region	Kommentar	Aktuelle tiltak

Gjennomføring av tiltak

For å få en oversikt over tiltak som gjennomføres for arten, bruk arket «Tiltak 2016-2019» i Excelfila. Denne tabellen gir en oversikt over tiltak gjennomført over tilskuddsmidlene for trua arter og naturtyper i 2016-2019. Beskriv så langt som mulig tiltakstype og ant. lokaliteter med tiltak, eventuelt hvordan tiltakstyper er relatert til naturtyper som arten forekommer i. Dersom du har informasjon om andre relevante tiltak som gjennomføres over andre midler, eks. fagmidler, landbruksmidler mm, suppler med dette.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Hvor god kunnskap en har om tiltakenes effekt er relevant for å vurdere om det er behov for effektovervåking. Beskriv kunnskapsstatus for effekter av tiltakene som gjennomføres, i kategoriene God, Middels og Dårlig.

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse

Oppsummering: gi en deskriptiv oppsummering

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Beskriv, så godt som mulig, formål og tilnærming til den beste mulige overvåkingen av tiltak for arten, og en minimumsovervåking som fanger opp de viktigste effektene av de viktigste tiltakene for arten.

Optimal	Minimum
Formål:	
Tilnærming:	

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Overvåkingslokaliteten er det lokale området der overvåkingen foregår og datainnsamlingen skjer. For effektovervåking vil dette være en lokalitet der tiltak skal gjennomføres eller en kontrolllokalitet uten tiltak. Artens egenskaper vil avgjøre hvordan en overvåkingslokalitet best kan avgrenses. Bruk nøkkelen i arket «Overvåkingslok avgr» i Excellifila (fargelegg veien gjennom; **Tabell 15** i Evju mfl. 2020). Beskriv med ord.

Evju mfl. (2020): 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	Spesialist*	Klumpet	Lik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat

(med kortvarig forekomst)		Ulik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat, for hver av de aktuelle livsstadiene	
			Lik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat
		Spredt	Ulik	Et økologisk funksjonsområde med egnet habitat, for hver av de aktuelle livsstadiene
			Lik	Et økologisk funksjonsområde
	Generalist	Klumpet	Ulik	Et økologisk funksjonsområde, for hver av de aktuelle livsstadiene
			Lik	Ingen egnet avgrensing knyttet til arten, kun tilfeldig utlegging av registreringsenheter (prøveflater, takseringslinjer, sporing, viltkamera etc.)
		Spredt	Lik	Ingen egnet avgrensing knyttet til arten, kun tilfeldig utlegging av registreringsenheter (prøveflater, takseringslinjer, sporing, viltkamera etc.)
			Ulik	Ingen egnet avgrensing 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.

Optimal	Minimum

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. En rekke faktorer setter rammen for hvordan vi kan gjennomføres et utvalg av overvåkingslokaliteter, som

- hvor ofte arten forekommer innenfor et område
- hvor god kunnskap vi har om forekomstene
- hvor god kunnskap vi har om sammenhengen mellom forekomst og visse miljøgradienter

Bruk nøkkelen i arket «Overvåkingslok utvalg» i Excellifila (fargelegg veien gjennom; **Tabell 15** i Evju mfl. 2020). Beskriv med ord.

Evju mfl. (2020): Tabell 19. Skjematisk veiledning for utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter, basert på egenskaper 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.

Optimal	Minimum

Antall overvåkingslokaliteter

Hvor mange overvåkingslokaliteter som inngår i overvåkingen, har betydning for om og hvordan resultatene fra overvåkingen kan generaliseres fra den enkelte lokalitet til større romlig skala, og for hvor store effekter av tiltaket (effektstørrelser) som overvåkingen kan oppdage.

Bruk kunnskap fra annen overvåking (om den fins), artens egenskaper (antall forekomster, utbredelse) og egne vurderinger. Ta utgangspunkt i formålet med overvåkingen. Vurder i forhold til:

- antall forekomster. Mange (trengs utvalg) eller få (totalkartlegging)
- regional variasjon i forekomster (må en sikre overvåkingslokaliteter fra alle regioner?)
- naturtypevariasjon i forekomster (må en sikre overvåkingslokaliteter fra flere naturtyper?)
- relevante tiltak (må en sikre overvåkingslokaliteter fra alle tiltakstyper)
- og kombinasjoner av disse

Optimal	Minimum

Valg av overvåkingsindikatorer

Formålet med tiltaket som gjennomføres må, sammen med egenskaper ved arten, ligge til grunn for valg av overvåkingsindikatorer. Indikatorene er de variablene som skal måles og som skal representere effekter av tiltaket. Vi kan skille mellom direkte indikatorer, som sier noe om artens egenskaper, og indirekte indikatorer, som sier noe om egenskaper ved artens habitat, påvirkninger e.l.

Bruk tabellen i arket «Overvåkingsindikatorer» i Excelfila til å vurdere ulike typer indikatorer (**Tabell 16** i Evju mfl. 2020). Beskriv de relevante her. Gi en første vurdering av hvordan de optimalt bør defineres/registreres (spesifisering optimal) og hvordan en kan tenke seg enklere definering/registrering (spesifisering minimum).

Evju mfl. (2020): Tabell 116. 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"> • Egnede habitat/økologisk funksjonsområde for arten • Måten å angi størrelsen/mengden av egnede 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
--	---

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Hvordan data samles inn på den enkelte overvåkingslokalitet, har betydning for om og hvordan en kan trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt innenfor den gitte lokaliteten. Gjentak av datainnsamlingsenheter og en tilfeldighetsmekanisme i utlegging er en forutsetning for å vurdere statistisk endringer i overvåkingsindikatorerne over tid.

Ulike enheter for datainnsamling (eks. prøveflater eller feller) og metodikk for utlegging (eks. tilfeldig eller systematisk) er relevant for ulike indikatorer. Beskriv gjerne metodikk i eksisterende overvåking, dersom dette forekommer.

En beskrivelse av typer enheter og ulike metoder for utlegging er gitt i arket «Datainnsamling» i Excelfila (se tabell under).

Evju mfl. 2020 (hentet fra kap. 5.5): Eksempler på enheter og metodikk for datainnsamling.

Type enheter	Relevante organisme-grupper / indikatorer	Eksempler
Prøveflater	eks. karplanter, moser	
Trær	eks. epifyttiske lav, treboende biller	
Transekter	eks. for indikatorer på tilstand (vegetasjonsstruktur mm)	
Feller	eks. bevegelige arter	
Fjernmåling	Drone/flyfoto o.l.	
Annet	(tellere/kamera, lytteposter mm)	
Metode	Beskrivelse	Eksempler
Totalkartlegging	Full registrering av hele lokaliteten	Avgrensning av underenheter av naturtypen. Registrere lokalitetens størrelse
Tilfeldig	Tilfeldig utlagte enheter	Eks. utlegging av prøveflater
Sannsynlighetsbasert	Basert på kunnskap om sannsynlighet for overvåkingsindikatorens tilstedeværelse	
Gradientbasert	Enheter langs viktige økologiske gradienter innenfor lokaliteten	Eks. i naturtyper med store gradienter
Systematisk	Rutenett e.l.	
Selektiv	Subjektivt plasserte enheter	Eks. ved veldig små populasjoner

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum

Frekvens for datainnsamling

Hvor ofte datainnsamling bør foregå avhenger av hvor raskt vi ønsker (eller det er mulig) å oppdage effekter av tiltaket på en gitt indikator, men også av egenskaper ved indikatoren.

Bruk kunnskap om arten og relevante overvåkingsindikatorer og hvordan disse varierer i tid og rom (varierende oppdagbarhet gjennom sesongen? mellom år? i ulike funksjonsområder? har arten naturlige svingninger i bestandsstørrelse som en bør ta hensyn til?) og vurder hvor ofte en overvåkingsindikator bør registreres.

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar

Kostnader

Vurder årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering av overvåking (år 1) og løpende overvåking, gitt etablering. Anslå antall timer per aktivitet samt driftsutgifter, fordelt på utstyr, kjøp av tjenester (eks. labarbeid mm). NB! Utgifter på gjennomføring av tiltak inkluderes ikke her. Videre inkluderes ikke reisetid (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett) til og mellom lokalitetene.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Antall timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester Totalt	<u>Kostnader</u>	
	Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester Totalt		

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere	<u>Antall timer</u>	
	<u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer		
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u>	
	Totalt		
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid		
	<u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer		
	<u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester		
	Totalt		

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader				
Årlige løpende kostnader				
Totalt etablering + 10 års overvåking				

Synergier

Vurder synergier med andre overvåkingsopplegg/aktiviteter, ift. økonomi/finansiering, design av overvåkingsopplegg mv.

Overføringsverdi

Vurder overføringsverdi av overvåkingsopplegget (design, utvalg, indikatorer) og for

- andre relevante tiltak for arten
- andre arter med samme påvirkninger (og tiltak)

Kilder

List opp litteratur som er henvist til.

Mal for bakgrunnsinformasjon: naturtyper

Navn på naturtype

Forfattere
Institusjon

I Excelfila "naturtype"_tiltak og tabeller.xlsx er det samlet en rekke tabeller, som skal brukes som veiledning/støtte for utfylling av tabellene i dette dokumentet. Tabellene i Excelarket er hentet fra Effektovervåkingsrapportens kap. 5 (Evju mfl. 2020) og er ment å sikre en felles forståelse av begrepene som brukes i malen, på tvers av eksperter og arter/naturtyper.

Bakgrunnsinformasjon

Rødlistestatus, eventuelle andre statuser.

Naturtypens utbredelse

Naturtypens utbredelse har betydning for hvordan definisjonsområdet for overvåkingen kan avgrenses. Bruk nøkkelen i ark «Utbredelse» i Excelfila (**Tabell 14** Evju mfl. 2020, se under) til å avgjøre naturtypens utbredelse. Beskriv med ord her.

Evju mfl. (2020): 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 sør-boreal 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

Truede arter med forekomst i naturtypen

Denne tabellen gir grunnlag for å vurdere potensial for synergier mellom overvåking av naturtypen og truede arter. Denne kunnskapen er allerede sammenstilt for mange naturtyper i Framstad mfl. (2020) og finnes i arket «Arter i naturtypen» i Excelfila. Kopier inn tabellen eller skriv en oppsummering med ord. Bruk/suppler med andre kilder om nødvendig.

Art/artsgruppe	Antall/ artsnavn	Rødliste 2015	Grad av tilknytning	Kilde

Eksisterende overvåking

Beskriv eksisterende/planlagt overvåking som er av relevans for naturtypen og hvordan denne kan utvides/tilpasses for å overvåke effekter av tiltak. Henvise til kilder.

Viktige påvirkninger

Bruk rødlistevurderinger, handlingsplaner og egen kunnskap og beskriv påvirkningene som reduserer naturtypens bevaringsstatus. Vurder om påvirkningene er relevante for hele naturtypens utbredelsesområde. Vurder hva slags forvaltningstiltak som er egnet for å motvirke påvirkningen.

Påvirkninger som omdanner naturtypen eller medfører svært omfattende endringer er neppe aktuelle for tiltak.

Påvirkning	Region/miljøforhold	Kommentar	Aktuelle tiltak

Gjennomføring av tiltak

For å få en oversikt over tiltak som gjennomføres for naturtypen, bruk arket «Tiltak 2016-2019» i Excelfila. Denne tabellen gir en oversikt over tiltak gjennomført over tilskuddsmidlene for trua arter og naturtyper i 2016-2019. Beskriv så langt som mulig tiltakstype og ant. lokaliteter med tiltak, eventuelt hvordan tiltakstyper er relatert til del av utbredelsesområde/spesifikke miljøforhold. Dersom du har informasjon om andre relevante tiltak som gjennomføres over andre midler, eks. fagmidler, landbruksmidler mm, suppler med dette.

Tiltakstype	Antall tiltak (2016-19)	Antall lokaliteter	Kommentar

Effekter av tiltak: kunnskapsstatus

Hvor god kunnskap en har om tiltakenes effekt er relevant for å vurdere om det er behov for effektovervåking. Beskriv kunnskapsstatus for effekter av tiltakene som gjennomføres, i kategoriene God, Middels og Dårlig.

Tiltak	Naturtyper	Kunnskapsstatus	Begrunnelse

Oppsummering: gi en deskriptiv oppsummering

Overvåking av effekter av tiltak

Formål og tilnærming

Beskriv, så godt som mulig, formål og tilnærming til den beste mulige overvåkingen av tiltak for naturtypen, og en minimumsovervåking som fanger opp de viktigste effektene av de viktigste tiltakene for naturtypen.

Optimal	Minimum
Formål:	
Tilnærming:	

Avgrensning av overvåkingslokalitet

Overvåkingslokaliteten er det lokale området der overvåkingen foregår og datainnsamlingen skjer. For effektovervåking vil dette være en lokalitet der tiltak skal gjennomføres eller en kontrolllokalitet uten tiltak. En overvåkingslokalitet for en naturtype bør i utgangspunktet avgrenses som selve forekomsten av naturtypen, kartlagt og avgrenset iht. Miljødirektoratets instruks for kartlegging. Beskriv kartleggingsenheter jf. NiN og gi ev. en vurdering av kvalitet på eksisterende kartlagte forekomster.

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. En rekke faktorer setter rammen for hvordan vi kan gjennomføres et utvalg av overvåkingslokaliteter, som

- hvor ofte naturtypen forekommer innenfor et område
- hvor god kunnskap vi har om forekomstene
- hvor god kunnskap vi har om sammenhengen mellom forekomst og visse miljøgradienter

Bruk nøkkelen i arket «Overvåkingslok utvalg» i Excelfila (fargelegg veien gjennom; **Tabell 19** i Evju mfl. 2020). Beskriv med ord.

Evju mfl. (2020): Tabell19. Skjematisk veiledning for utvalgsmetodikk for overvåkingslokaliteter, basert på egenskaper 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.

Optimal	Minimum

Antall overvåkingslokaliteter

Hvor mange overvåkingslokaliteter som inngår i overvåkingen, har betydning for om og hvordan resultatene fra overvåkingen kan generaliseres fra den enkelte lokalitet til større romlig skala, og for hvor store effekter av tiltaket (effektstørrelser) som overvåkingen kan oppdage.

Bruk kunnskap fra annen overvåking (om den fins), naturtypens egenskaper (antall forekomster, utbredelse) og egne vurderinger. Ta utgangspunkt i formålet med overvåkingen. Vurder i forhold til:

- antall forekomster. Mange (trengs utvalg) eller få (totalkartlegging)
- regional variasjon i forekomster (må en sikre overvåkingslokaliteter fra alle regioner?)
- variasjon i miljøforhold mellom forekomster (må en sikre overvåkingslokaliteter fra flere miljøforhold?)
- relevante tiltak (må en sikre overvåkingslokaliteter fra alle tiltakstyper)
- og kombinasjoner av disse

Optimal	Minimum

Valg av overvåkingsindikatorer

Formålet med tiltaket som gjennomføres må, sammen med egenskaper ved naturtypen, ligge til grunn for valg av overvåkingsindikatorer. Indikatorene er de variablene som skal måles og som skal representere effekter av tiltaket. Vi kan skille mellom direkte indikatorer, som sier noe om naturtypens egenskaper, og indirekte indikatorer, som sier noe om påvirkninger på naturtypen fra omgivelsene.

Bruk tabellen i arket «Overvåkingsindikatorer» i Excelfila (**Tabell 16** i Evju mfl. 2020) til å vurdere ulike typer indikatorer. Beskriv de relevante her. Gi en første vurdering av hvordan de optimalt bør defineres/registreres (spesifisering optimal) og hvordan en kan tenke seg enklere definering/registrering (spesifisering minimum).

Evju mfl. (2020): Tabell16. 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 <ul style="list-style-type: none"> Egenskaper i form av påvirkninger kan også være aktuelle, f.eks.: inngrep, slitasje, erosjon
--	--

Indikator	Begrunnelse	Spesifisering optimal	Spesifisering minimum

Datainnsamling på lokaliteten: enheter og utlegging

Hvordan data samles inn på den enkelte overvåkingslokalitet, har betydning for om og hvordan en kan trekke statistisk holdbare slutninger om tiltakets effekt innenfor den gitte lokaliteten. Gjentak av datainnsamlingsenheter og en tilfeldighetsmekanisme i utlegging er en forutsetning for å vurdere statistisk endringer i overvåkingsindikatorerne over tid.

Ulike enheter for datainnsamling (eks. prøveflater eller feller) og metodikk for utlegging (eks. tilfeldig eller systematisk) er relevant for ulike indikatorer. Beskriv gjerne metodikk i eksisterende overvåking, dersom dette forekommer.

En beskrivelse av typer enheter og ulike metoder for utlegging er gitt i arket «Datainnsamling» i Excelfila.

Evju mfl. 2020 (hentet fra kap. 5.5): Eksempler på enheter og metodikk for datainnsamling.

Type enheter	Relevante organisme-grupper / indikator typer	Eksempler
Prøveflater	eks. karplanter, moser	
Trær	eks. epifyttiske lav, treboende biller	
Transekter	eks. for indikatorer på tilstand (vegetasjonsstruktur mm)	
Feller	eks. bevegelige arter	
Fjernmåling	Drone/flyfoto o.l.	
Annet	(tellere/kamera, lytteposter mm)	
Metode	Beskrivelse	Eksempler
Totalkartlegging	Full registrering av hele lokaliteten	Avgrensning av underenheter av naturtypen. Registrere lokalitetens størrelse
Tilfeldig	Tilfeldig utlagte enheter	Eks. utlegging av prøveflater
Sannsynlighetsbasert	Basert på kunnskap om sannsynlighet for overvåkingsindikatorens tilstedeværelse	
Gradientbasert	Enheter langs viktige økologiske gradienter innenfor lokaliteten	Eks. i naturtyper med store gradienter
Systematisk	Rutenett e.l.	
Selektiv	Subjektivt plasserte enheter	Eks. ved veldig små populasjoner

Enhet	Begrunnelse	Optimal	Minimum

Frekvens for datainnsamling

Hvor ofte datainnsamling bør foregå avhenger av hvor raskt vi ønsker (eller det er mulig) å oppdage effekter av tiltaket på en gitt indikator, men også av egenskaper ved indikatoren.

Bruk kunnskap om arten og relevante overvåkingsindikatorer og hvordan disse varierer i tid og rom (varierende oppdagbarhet gjennom sesongen? mellom år? forventet responstid på tiltaket?) og vurder hvor ofte en overvåkingsindikator bør registreres.

Indikator	Variabilitet i tid	Optimal	Minimum	Kommentar

Kostnader

Vurder årlige kostnader per lokalitet for hhv. etablering av overvåking (år 1) og løpende overvåking, gitt etablering. Anslå antall timer per aktivitet samt driftsutgifter, fordelt på utstyr, kjøp av tjenester (eks. labarbeid mm). NB! Utgifter på gjennomføring av tiltak inkluderes ikke her. Videre inkluderes ikke reisetid (inkl. utgifter til reise, overnatting og diett) til lokalitetene.

Optimal	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av datainnsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data	<u>Antall timer</u>	
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u>	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester		

Minimum	Aktivitet	Ressursbruk	Kommentar
Etableringskostnader	<u>Forarbeid</u> Utvalg av overvåkingslokaliteter	<u>Antall timer</u>	

	Avtaler med grunneiere <u>Feltarbeid</u> Avgrensing av overvåkingslokalitet Utlegging og oppmerking av data-innsamlingsenheter Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester	<u>Kostnader</u>	
Periodiske kostnader	<u>Forarbeid</u> Planlegging av feltarbeid <u>Feltarbeid</u> Registrering av overvåkingsindikatorer <u>Etterarbeid</u> Kvalitetssikring av data Rapportering av data/resultater		
	<u>Driftsutgifter</u> Utstyr Kjøp av tjenester		

Estimerte kostnader (timer + utstyr) for hhv. optimal- og minimumsovervåking, årlig per lokalitet og over en 10-årsperiode (etablering + 10 år periodiske kostnader) per lokalitet og summert over alle anbefalte lokaliteter, for hhv. optimal- og minimumsovervåking.

	Optimal		Minimum	
	Per lokalitet	Alle lokaliteter	Per lokalitet	Alle lokaliteter
Etableringskostnader				
Årlige løpende kostnader				
Totalt etablering + 10 års overvåking				

Synergier

Vurder synergier med andre overvåkingsopplegg/aktiviteter, ift. økonomi/finansiering, design av overvåkingsopplegg mv.

Overføringsverdi

Vurder overføringsverdi av overvåkingsopplegget (design, utvalg, indikatorer) og for

- andre relevante tiltak for naturtypen
- andre naturtyper med samme påvirkninger (og tiltak)
- arter som forekommer i naturtypen

Kilder

List opp litteratur som er henvist til.

Vedlegg 2 Tiltak i slåttemark

Oversikt over tiltak og variabler relevante i slåttemark. ASO = registreres i Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng, ANO = registreres i arealrepresentativ naturovervåking, NiN = registreres i NiN-kartlegging, SP = registreres i skjøtselsplanmalen for slåttemark fra 2018.

Tiltak	Tiltaksvariabel	Målsetning	Metodikk	Kommentar	Måler effekt av tiltaket slått (direkte/indirekte)	Måler effekt av tiltaket beite (direkte/indirekte)	ASO 2.0	ANO	NiN	SP
Slått	Aktuell bruksintensitet	Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Samlet bruksintensitet registreres for den enkelte observasjonsenhet. Jf. NiN Aktuell bruksintensitet (7JB-BA).	I slåttemark er slått, beiting og fravær av gjødsling sentrale tiltak i utformingen av bruksintensitet. Det er et generelt mål at bruksintensiteten følger den bærekraftig tradisjonell bruksintensitet.	Indirekte, da flere tiltak inngår i bruksintensitet slik som beite, gjødsling, sviing	Indirekte, da flere tiltak inngår i bruksintensitet slik som slått, gjødsling, sviing	Ja	Ja	Ja	Ja
	Slåtteintensitet	Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Antall slåtter per sesong og tidspunkt for slått skal også noteres ned. Antall slåtter per sesong (eks restaurerings slått tidlig i vekstsesongen, ev håslått på høsten i tillegg til trad slått i juli/aug) og tidspunkt for slått skal også noteres ned.	Direkte	Ikke relevant	Ja	Ja	Ja	Ja
Beiting: Kort beiteperiode vår og/eller høst	Beitetrykk	Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet. Følge NiN Beitetrykk (BS-7JB-BT)	Ev notere tilleggsopplysninger om: Type beitedyr, antall dyr, tidsperiode(r) for beiting. Ekstam og Forshed har noen omregningsfaktorer mellom dyreslag som kan benyttes for å sammenligne beitetrykk henholdsvis om våren og om høsten	Ikke relevant	Direkte	Ja	Ja	Ja	Ja

	Beitedyr	Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Type beitedyr skal noteres. (Kan være noe sammenfallende m beitetrykk)	Ikke relevant	Direkte	Ja	Nei	Ja	Ja
Simulert vår og/eller høstbeiting gjennom slått eller avpussing	Slåtte eller avpussingsintensitet	Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området der det ikke er mulig med beitedyr	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Antall slåtter per sesong (eks restaurerings slått tidlig i vekstsesongen, ev håslått på høsten i tillegg til trad slått i juli/avg) og tidspunkt for slått skal også noteres ned.	Indirekte, da flere tiltak inngår i bruksintensitet slik som beite	Ikke relevant	Ja	Ja	Ja	Ja
Jordbearbeidingstiltak	Gjødslingsomfang	Ingen tilføring av gjødsel utenfra (kunstgjødsling, blautgjødsel, gylle mm)	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	type gjødsel, mengde/daa (konsentrasjon) antall gjødslinger per sesong, tidspunkt	Ikke relevant	Ikke relevant	Ja	Nei	Ja	Ja - dersom relevant
	Omfang av sprøyting	Ingen sprøyting. Unntaket er punktvis bekjemping mot fremmedart, dersom det finnes egen plan for dette (ev/ er konkretisert i skjøtselsplanen for observasjonsenheten).	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Type bekjemping (pensling, punktspøyting o.l) , tidspunkt, værforhold og type sprøytemiddel/ konsentrasjon skal også oppgis.	Ikke relevant	Ikke relevant	Ja	Nei	Ja	Ja - dersom relevant
	Reparasjon av grøfter	Hindre endringer i hydrologiske forhold i enga. Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte obs.enhet...	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.							
	Rydding av stein e.l.	For å lette slåtten av enga. Skal følge anbefalinger i skjøtselsplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.		Ikke relevant	Ikke relevant				

		tråd med tradisjonell skjøtsel for omr.								
	Fjerning av mose	Hindre utvikling at tett mosedekke som reduserer spiring og vekstutvikling for konkurransesvake urter og gras.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Notere hvilke tiltak som er gjennomført (hard raking/meksnisk fjerning, sviing, kalcking, tørr husdyrmøkk)	ikke relevant	ikke relevant				
	Såing og utplanting	Ingen utsåing eller planting. Unntaket er dersom det pågår restaureringsarbeid, med egen plan for dette (er konkretisert i skjøtelsesplan for obs.enheten).	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Hvilke arter som er sådd/utplanta, opphav, tidspunkt for såing/planting skal også noteres	Ikke relevant	Ikke relevant	Ja	Nei	Ja	Ja - dersom relevant
Høsting av tresjikt til før	Styving (inkl lauvving, rising (kvister m knopp) og skaving (bark))	Skal følge anbefalinger i skjøtelsesplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	treslag, type forhøsting fra tresjikt, tidspunkt	Ikke relevant	Ikke relevant	Ja	Nei	Ja	Ja - dersom relevant
	Stubbehøsting	Skal følge anbefalinger i skjøtelsesplan for den gitte observasjonsenhet, og disse skal være i tråd med tradisjonell skjøtsel for området.	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	treslag, type forhøsting fra tresjikt, tidspunkt	Ikke relevant	Ikke relevant	Ja	Nei	Ja	Ja - dersom relevant
Restaurering	Slåtteinntensitet	Skal følge anbefalinger i skjøtelsesplan for den gitte observasjonsenhet	Registreres for den enkelte observasjonsenhet.	Hvor mange (restaurerings)slåtter som er gjennomført, som inkl fjerning av strøsjikt etter periode med opphør av slått, ant år ?	Direkte	Ikke relevant	Ja	Ja	Ja	Ja

	Ryd- ding/gjen- åpning	Restaurere obs.enheten og legge til rette for gjentakende skjøt- seltiltak. Skal følge anbefalinger i skjøtselsplanen	Registreres for den enkelte ob- servasjonsen- het.	Notere om det er rydda; tre-, busk, felt- sjikt, andel av ulike sjikt? Utførts restaure- ringsslått? Fjerning av tuer	Ikke relevant	Ikke relevant					ja
--	------------------------------	---	---	--	---------------	---------------	--	--	--	--	----

Vedlegg 3 Indikatorer i slåttemark

Oversikt over relevante indikatorer for overvåking i slåttemark. ASO = registreres i Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng, ANO = registreres i arealrepresentativ naturovervåking, NiN = registreres i NiN-kartlegging, SP = registreres i skjøtelsesplanmalen for slåttemark fra 2018.

Indikator	Målsetning	Metodikk	Kommentar	Måler effekt av tiltaket slått (direkte/indirekte)	Måler effekt av tiltaket beite (direkte/indirekte)	ASO 2.0	ANO	NiN	SP
NiN-grunntype	Kartlegge observasjonsenhet etter gjeldende NiN-metodikk	Naturtypekartlegging	Naturtype og tilhørende grunntype bestemmes og avgrenses på bakgrunn av artssammensetning.	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Ja	Ja
Størrelse og utbredelse av enhet	Observasjonsenhet skal ikke reduseres i areal over tid.	Sammenligning av flyfoto og/eller vegetasjonskart	En lokalitet kan øke i areal, dersom skjøtsel tæs opp igjen, og artssammensetningen gjenspeiler grunntypen observasjonsenheten har.	Indirekte	Indirekte	Ja	Nei	Ja	Ja (vegetasjonskart i vedlegg)
Artssammensetning karplanter	Observasjonsenhet skal inneholde karplanter som er karakteristiske for NiN-grunntypen og forekomsten av habitatspesifikke arter skal ikke minke. Diversitetsindeks skal ikke forverres med mer enn ??	Registrering av dekning til karplanter relativt til arealenhet. Kan registreres gjennom etablering av fastruter (1m2) eller i vegetasjonsruter langs transekter eller eventuelt ved strukturert gange med observasjonspunkter.	Artssammensetningen registreres, og sjekkes opp i mot arter karakteristisk for grunntypeinndelingen av naturtypen i Natur i Norge. Dekning av arter kan danne grunnlag til å beregne nye indikatorer som kan si noe om tilstandsendringer i observasjonsenheten. Dette kan eksempelvis være artssammensetningens krav til lys, næring, plantetrek m.m. Overvåking i vegetasjonsruter regelmessig plassert langs transekt ut fra kanten er en aktuell metode, der den første ruta ligger innenfor kantsonen og den neste	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Nei

			f.eks fem metter lengre inne på skiftet osv.						
Vegetasjons-sammensetning - tilstedeværelse av positive indikatorer (nøkkelarter) eller habitatspesifikke arter	Observasjonsenhet skal ikke få redusert eller ha lavt innhold av nøkkelarter. Som en standard bør tilstedeværelsen av nøkkelarter i det minste representere NiN-grunntypen som overvåkes.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter. Populasjonsovervåking.	2-6 arter velges ut for hver observasjonsenhet. Artene må representere NiN-grunntypen som studeres, og geografiske utforminger av denne. Normalt så vil nedgangen av nøkkelarter over tid bety at tilstanden til lokaliteten forringes. Dette gjelder særlig, dersom andre indikatorer også endres. Dersom tilstedeværelse av positive indikatorer endres, uten at andre indikatorer endres, kan dette være naturlige populasjonsfluktasjoner. Habitatspesifikke arter bør inngå. Listen som foreligger er foreløpig mangelfull og bør utvikles videre slik at den tar bedre hensyn til regionale forskjeller	Direkte - dersom dette er slåtteinikatorer	Direkte - dersom dette er beiteindikatorer	Ja	Nei	Nei	Nøkkel/indikatorarter noteres men ikke m frekvens til et gitt areal

Vegetasjons-sammensetning - tilstedeværelse av lokalitetsspesifikke eller truede arter	Observasjonsenhet skal ikke få redusert tilstedeværelse av lokalitetsspesifikke arter.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter. Populasjonsovervåking.	Eksempler på lokalitetsspesifikke arter. Bør lages lister innen ulike grunntyper eks: NiN typen T32-C-4 intermediær eng med klart hevdpreg . Her kan positive indikatorarter, som er lette å kjenne igjen, være småengkall, blåknapp, firkantperikum, skogstorknebb, blåklokke, gulaks	Direkte - dersom dette er slåtteinikatorer	Direkte - dersom dette er beiteindikatorer	Nei	Nei	Av og til	Lokalitetsspesifikke arter noteres men ikke m frekvens til et gitt areal. I målsettingen m skjøtselen nevnes det ofte at populasjonene skal øke. Enkelte skjøtselsplaner nevner antall obs individer av en eks rødlisteart ved registreringstidspunktet i lokaliteten
Vegetasjons-sammensetning - tilstedeværelse av problemarter	Observasjonsenhet skal ha lav andel av problemarter, og omfanget av disse skal ikke øke over tid. Som en generell standard skal ikke problemartene dekke mer enn 5 % av observasjonsenhet. Det kan settes lokalt tilpassede grenser, dersom dette er nødvendig.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter. Populasjonsovervåking.	Eksempler på problemarter: eks einstape, hundekjeks, høymol, åkertistel	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Problemarter noteres men ikke m frekvens til et gitt areal
Vegetasjons-sammensetning - tilstedeværelse av fremmedarter	Observasjonsenhet skal ha lav andel av fremmedarter, og omfanget av disse skal ikke øke over tid. Som en generell standard skal ikke problemartene dekke mer enn 1 % av observasjonsenhet. Det kan settes lokalt tilpassede grenser, dersom dette er nødvendig.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter. Populasjonsovervåking.	Eksempler på fremmedarter: filturve, gravbergknapp, hage-lupin, russekål	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Ja	Fremmede arter noteres men ikke m frekvens til et gitt areal. I målsettingen står det ofte at de skal bekjempes innen xx år.

Bredden og kvalitet av kantsone	Bredden av kantsonen skal ikke vokse inn mot utmark, steingarder eller gjerder. Observasjonsenhet skal ha lav andel av gjengroingsarter/ kantarter?, og omfanget av disse skal ikke øke over tid. Som en generell standard skal ikke gjengroingsartene dekke mer enn 5 % av observasjonsenhet. Det kan settes lokalt tilpassede grenser, dersom dette er nødvendig.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/ eller inngå i transekter. Populasjonsovervåking.	Det vil i mange tilfelle være vanskelig å fastsette hvor kantsonen starter eller slutter, men forekomst av strøsjikt kan brukes dersom ikke beitedyr har hatt tilgang på lokaliteten. Ellers: En stabil kantsone i hevd som beites/ryddes fra tid til annen m kantarter (eks åkermåne, gjerdevikke, skogvikke, skjærmsveve, Rose sp, blåbær, røsslyng) rundt slåttemarka er positivt. Ikke nødvendigvis at kantsone= problemarter?)	Direkte - dersom dette er slåtteinndikatorer	Direkte - dersom dette er beiteindikatorer	nei	nei	Nei	Nei
Vegetasjons sammensetning - dekning av bar jord	Observasjonsenhet skal ha en lav dekning av bar jord, og denne skal ikke være økende over tid. Som en generell standard skal ikke dekningen av bar jord være høyere enn 5 %.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter.		Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons sammensetning - dekning av strø	Observasjonsenhet skal ha en lav dekning av strø, og denne skal ikke være økende over tid. Som en generell standard skal ikke dekningen av strø være høyere enn 25 %.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter.		Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons sammensetning - dekning av moser	Observasjonsenhet skal ha en lav dekning av mose, og denne skal ikke være økende over tid. Som en generell standard skal ikke	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekter.	Forekomst av engkransmose, bjørnemoser m fl	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Nei

	dekningen av mose høyere enn xx %.								
Vegetasjons-sammensetning - dekning av feltsjikt	Observasjonsenheten skal ha en høy dekning av feltsjiktet, og dette skal domineres av gress og urter. Dekningen skal ikke reduseres over tid, men svingninger kan forekomme.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekt.	Generelt så skal dekningen av feltsjiktet være høyt, men svingninger kan forekomme. I perioder med mye nedbør, kan dekningen av gress øke. I tørkeperioder kan dekningen reduseres. Indikatoren må derfor brukes med varsomhet.	Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-sammensetning - dekning av gress	Observasjonsenheten skal generelt ha en høy dekning av gress.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekt.	Mye nedbør favoriserer dekningen av gress.	Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-sammensetning - dekning av urter	Observasjonsenheten skal generelt ha en høy dekning av urter.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekt.	Enkelte urter har naturlig variasjon i dekningen fra år til år. Det er likevel viktig å fange opp om det forekommer reduksjon av dekningen av urter som et resultat av forringet tilstand av observasjonsenheten.	Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-sammensetning - gress:urter ratio	Observasjonsenhet skal ha en høy dekning av urter, og denne skal ikke reduseres over tid. Som en generell standard skal ratioen av gress:urter falle innenfor grensesnittet 40-90 % dekning av urter.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transekt.	Kan måles direkte i felt, eller utledes av "dekning gress", "dekning urter" og "dekning feltsjikt". NB: Fukt- og våtenger kan ha en naturlig høy grasandel. Det samme gjelder også fattige slåttmarker m mye finnskjegg.	Indirekte	Indirekte	Nei	Nei	Nei	Nei

Vegetasjons-sammensetning - dekning av vedplanter i feltsjiktet	Observasjonsenheten skal ha en lav dekning av vedplanter. Dekningen skal ikke øke over tid. Som en generell regel skal ikke dekningen være høyere enn 5 % av samlet areal.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transektter. Flybildetolkning?		Indirekte	Indirekte	Nei	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-sammensetning - dekning av busksjikt	Observasjonsenheten skal ha en lav dekning av busksjikt. Dekningen skal ikke øke over tid. Som en generell regel skal ikke dekningen være høyere enn 5 % av samlet areal.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transektter. Populasjonsovervåking. Flybildetolkning		Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-sammensetning - dekning av tresjikt	Observasjonsenheten skal ha en lav dekning av busksjikt. Dekningen skal ikke øke over tid. Som en generell regel skal ikke dekningen være høyere enn 5 % av samlet areal.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transektter. Populasjonsovervåking. Flybildetolkning?	Grenser kan tilpasses lokale forhold, og kan oppjusteres i områder der trær inngår som en del av landskapet, og ikke utgjør en trussel for artssammensetningen i observasjonsenheten.	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Nei
Vegetasjons-struktur - gjennomsnittlig høyde på vegetasjonen	Observasjonsenheten skal verken ha over- eller underbeite. Som en generell standard bør vegetasjonshøyden ligge mellom 5-20 cm. Lokale justeringer kan være aktuelt.	Flere mulige alternativer: Høydemålinger knyttet til fastruter eller observasjonspunkter under strukturert gange/transektter.	Dette kan være litt vanskelig å få målt m godt sammenligningsgrunnlag over år, ut fra ulik vegetasjonsutvikling mellom år, ulik grad av nedbeiting mm	Indirekte	Indirekte	Nei	Nei	Nei	Nei
Rask suksessjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng	Det skal ikke registreres rask suksessjon.	Flere mulige alternativer: Fastruter. Strukturert gange/transektter.	Rask suksessjon er et tegn på dårlig hevd og forringelse av tilstand.	Indirekte	Indirekte	Ja	Nei	Ja	Nei

Relativ sammensetning tresjikt	Relativ sammensetning av tresjikt skal ikke økes over tid. Unntaket er dersom en ønsker å restaurere høstningstrær, og egen plan for dette forekommer.	GPS-punkt kartfestes.		Indirekte	Indirekte	Ja	Nei	Ja	Nei
Gammelt tre	Skal kartfestes innenfor observasjonsenhet.	GPS-punkt kartfestes.	Viktig for biologisk mangfold.			Ja	Nei	Ja	ja av og til
Tre med spesielt livsmedium	Skal kartfestes innenfor observasjonsenhet.	GPS-punkt kartfestes.	Viktig for biologisk mangfold.			Ja	Nei	Ja	ja av og til
Foto	Sammenlignbare bilder fra samme sted over tid.	Foto fra samme foto-punkt skal tas for å kunne få bildemateriale som er sammenlignbart over tid. GPS-punkt og fotoretning kartfestes.		Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Ja
Værforhold	Værforhold ved registrering av data skal noteres ned. Spesielle værforhold vår/sommer noteres også.	Noteres i felt. Klimadata kan i tillegg suppleres fra værstasjon.	Værforhold kan påvirke mengden urter:gress i observasjonsenhet.	Indirekte	Indirekte	Ja	Ja	Nei	Nei

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: 978-82-426-4752-8

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