

2263

NINA Rapport

Effektovervåking av trua arter og naturtyper

Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge

Ruben Erik Roos, Marianne Evju, Megan Nowell, Anders Endrestøl, Oddvar Hanssen, Jenny Hansen, Ulrika Jansson, Siri Lie Olsen & Odd E. Stabbetorp



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.

Effektovervåking av trua arter og naturtyper

Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge

Ruben Erik Roos

Marianne Evju

Megan Nowell

Anders Endrestøl

Oddvar Hanssen

Jenny Hansen

Ulrika Jansson

Siri Lie Olsen

Odd E. Stabbetorp

Roos, R. E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S. L. & Stabbetorp, O. E. 2023. Effektovervåking av trua arter og naturtyper: Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge. NINA Rapport 2263. Norsk institutt for naturforskning

Oslo, mars 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5060-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig M. Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2506|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Kan habitatkartlegging med bruk av droner bidra til forvaltning av truede arter? © Megan Nowell

NØKKEWORD

Truede arter, prioriterte arter, tiltak, effekter, droner, overvåking, Norge

KEY WORDS

Threatened species, priority species, management actions and effects, drones, 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

Roos, R. E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O. Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S. L. & Stabbetorp, O. E. 2023. Effektovervåking av trua arter og naturtyper: Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge. NINA Rapport 2263. Norsk institutt for naturforskning

Forvaltningen trenger kunnskap om effekter av tiltak for trua arter og naturtyper. Her beskriver vi forslag til videreutvikling av overvåking av effekter av tiltak for fire prioriterte arter: dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*), honningblom (*Herminium monorchis*), elvesandjeger (*Cicindela maritima*) og klippeblåvinge (*Scolitantides orion*).

For dragehode ble det utarbeidet kriterier for egnede lokaliteter for skjøtsel eksperimenter, med fokus på sen slått annethvert år. Det ble identifisert et sett med lokaliteter som kan være aktuelle, og en tidsplan for gjennomføring er foreslått.

For honningblom har vi sammenstilt litteratur om oppformering og utsetting av orkideer generelt og honningblom spesielt og utarbeidet et kunnskapsgrunnlag for eventuell bevaringsutsetting av arten. Kunnskap om artens økologi og livshistorie er grunnleggende for vellykket bevaringsutsetting. Vi foreslår derfor et sett pilotprosjekter som bør gjennomføres før bevaringsutsetting implementeres: 1) videreføring og utvidelse av dagens overvåking, slik at populasjonsdynamikk, vegetasjon og mikroklimatiske forhold dokumenteres, 2) forsøk rettet å identifisere mykobionten(e) til honningblom, 3) innsamling av frø til spiringsforsøk, 4) identifisering og tilrettelegging (skjøtsel) av egnede utsetningslokaliteter, 5) utarbeiding av protokoll for og *ex situ* oppformering av arten, samt 6) utsetting og overvåking.

For elvesandjeger ble det gjennomført forsøk for å teste om drone kan brukes i forvaltningen av arten. Resultatene viser at dronen ikke er i stand til å produsere det samme resultatet som en feltarbeider i form av kartlegging av tilstedeværelse av elvesandjeger. Dronen var likevel i stand til å gi andre data om lokalitetene som ikke ville vært mulig å kartlegge i felt. Med hjelp av dronebilder kan man lage høyoppløselige arealdekkkart som kan bli brukt til å systematisk overvåke vegetasjonen over tid. Dronebilder kan også brukes til å produsere digitale høydemodeller, som kan bidra til å innsikt i habitatpreferanser hos elvesandjeger, og modellene kan benyttes til å kartlegge tilgjengeligheten av og strukturelle endringer i egnet habitat over tid.

For klippeblåvinge har flere bevaringstiltak inkludert bevaringsutsetting blitt satt i gang på en av forekomstlokalitetene, noe som gjør det vanskelig å overvåke effekten av de individuelle bevaringstiltakene. Vi diskuterer kunnskapsgrunnlaget og foreslår konkrete bevaringstiltak rettet mot de eksisterende populasjonene for klippeblåvinge (Halden), samt bevaringsutsetting av arten på, eller i nærheten av, historiske lokaliteter for arten i Agder.

Ruben E. Roos: ruben.roos@nina.no, Marianne Evju: marianne.evju@nina.no, Megan Nowell: megan.nowell@nina.no, Anders Endrestøl: anders.endrestol@nina.no, Jenny Hansen: jenny.hansen@nina.no, Ulrika Jansson: ulrika.jansson@nina.no, Siri Lie Olsen, Odd E. Stabbetorp: odd.stabbetorp@nina.no, NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Oddvar Hanssen: oddvar.hanssen@nina.no, NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Siri Lie Olsen: siri.lie.olsen@nmbu.no, NMBU, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Pb. 5003 NMBU, 1432 Ås

Abstract

Roos, R. E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O. Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S. L. & Stabbetorp, O. E. 2023. Monitoring of effects of management actions on threatened species and nature types: proposals for further development for *Dracocephalum ruyschiana*, *Herminium monorchis*, *Cicindela maritima*, and *Scolitantides orion*. NINA Report 2263. Norwegian Institute for Nature Research.

Environmental managers require a sound knowledge base on the effectiveness of conservation activities in order to make well-informed decisions on the management of threatened species. In this report, we propose to further develop the monitoring of management actions on four threatened priority species in Norway: *Dracocephalum ruyschiana* (northern dragonhead), *Herminium monorchis* (musk orchid), *Cicindela maritima* (dune tiger beetle), and *Scolitantides orion* (checked blue butterfly).

For *D. ruyschiana*, we established a set of criteria to assess the suitability of a range of localities in Norway to studies on the effectiveness of management actions for *D. ruyschiana* populations. Here, we focus on mowing in late summer every second year. We present a shortlist of potentially suitable localities and a time plan for implementation.

For *H. monorchis*, we performed a literature review on the cultivation and reintroduction of wild orchids in general and provide a knowledge base for the possible reintroduction of *H. monorchis* in Norway. A thorough understanding of the species' ecology, habitat requirements, and life history is crucial to successful reintroduction. We therefore propose a set of pilot studies that pave the way towards reintroduction: 1) an extension of the current monitoring program to include population dynamics, composition of plant communities, and microclimatic conditions, 2) studies aimed towards identifying the mycobionts of *H. monorchis*, 3) the collection of seed from wild individuals to attempt germination *ex situ*, 4) guidelines to select suitable reintroduction sites, 5) development of a protocol to cultivate *H. monorchis ex situ*, and 6) recommendations for reintroduction and monitoring.

For *C. maritima*, we performed a study aimed to explore the effectiveness of drones as tools in effective management of the species. Our results show that drones are unable to reproduce the efforts of skilled field workers when it comes to detecting the larval holes of *C. maritima*. However, with drone-derived images it was possible to quantify habitat characteristics that otherwise would be hard to collect in the field. As such, the drone produces high-resolution land cover maps that can be used to monitor vegetation over time. In addition, we produced a digital elevation model that gives insight in the habitat preferences of *C. maritima*. These models can be used to map habitat availability and integrity over time.

Reintroduction of captive bred *S. orion* has already been implemented at one of the Norwegian populations. Because reintroduction is implemented in synchrony with other management actions at the site, disentangling which of the management actions is responsible for any future changes in population size is challenging. We summarize and discuss what is known about reintroduction of *S. orion* and propose concrete management actions aimed both towards the conservation of existing populations, and the reintroduction of captive bred individuals at sites where *S. orion* has gone extinct.

Ruben E. Roos: ruben.roos@nina.no, Marianne Evju: marianne.evju@nina.no, Megan Nowell: megan.nowell@nina.no, Anders Endrestøl: anders.endrestol@nina.no, Jenny Hansen: jenny.hansen@nina.no, Ulrika Jansson: ulrika.jansson@nina.no, Siri Lie Olsen, Odd E. Stabbetorp: odd.stabbetorp@nina.no, NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Oddvar Hanssen: oddvar.hanssen@nina.no, NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Siri Lie Olsen: siri.lie.olsen@nmbu.no, NMBU, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Pb. 5003 NMBU, 1432 Ås

Forord

I 2021 startet NINA overvåking av effekter av tiltak for et utvalg trua arter, som et FoU-prosjekt finansiert av Miljødirektoratet. Dette prosjektet er videreført og -utviklet i 2022. I 2022 har NINA videreført overvåking av honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikk rutevinge, og vi har startet opp overvåking av tiltak i åpen grunnlendt kalkmark i boreo-nemoral sone (Evju mfl. 2022b). Denne rapporten inneholder forslag til videreutvikling av effekt-overvåking for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge.

Vi takker Ellen Svalheim (NIBIO) for gode innspill om oppformering av honningblom fra frø. Bjørn Harald Larsen (Miljøfaglig utredning), Geir Høitomt (Kistefos Skogtjenester AS), Anders Thylén og Terje Blindheim (begge Biofokus) og Øystein Røsok (Statsforvalteren i Oslo og Viken) har gitt gode innspill til lokaliteter for overvåking av skjøtselseffekter på dragehode.

Sindre Molværsmyr, NINA Bergen, har hjulpet med oversetting av kapittel 4 til norsk.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern. Takk for god og konstruktiv dialog underveis i prosjektet.

Oslo, 8. mars 2023

Ruben E. Roos og Marianne Evju
prosjektledere

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Forord	5
Innhold	6
1 Innledning	8
2 Dragehode	9
2.1 Introduksjon	9
2.2 Metode	10
2.3 Resultat.....	10
2.4 Forslag til gjennomføring	11
3 Honningblom	12
3.1 Introduksjon	12
3.2 Bevaringsutsetting av orkidéer	13
3.3 Bevaringsutsetting av honningblom	16
3.4 Oppsummering og konklusjon.....	26
4 Elvesandjeger	28
4.1 Introduksjon	28
4.2 Bruk av drone for overvåking.....	29
4.3 Materiale og metode	30
4.3.1 Datainnsamling	30
4.3.2 Deteksjon av larvehull.....	33
4.3.3 Overflate- og terrengmodell	34
4.3.4 Klassifisering av arealdekke	34
4.3.5 Modellering av habitatets egnethet.....	35
4.4 Resultat og diskusjon	36
4.4.1 Deteksjon av larvehull.....	36
4.4.2 Klassifisering av arealdekke	40
4.4.3 Modellering av habitatets egnethet.....	43
4.5 Konklusjon	46
5 Klippeblåvinge	48
5.1 Introduksjon	48
5.2 Rødlistestatus	49
5.3 Negative påvirkningsfaktorer og historiske tiltak	49
5.4 Bevaringsutsetting av klippeblåvinge og smørbukk	51
5.5 Generelt om bevaringsutsetting av sommerfugler	51
5.6 Innspill til veien videre for klippeblåvinge	52
5.7 Forslag til konkrete tiltak og vurderingsmomenter	55
5.7.1 Halden.....	55
5.7.2 Agder.....	55
5.7.3 Kunnskapsinnhenting	58
5.8 Anbefalinger.....	58
6 Anbefalinger for videreføring	60

7 Referanser61
Vedlegg 1 Anbefalte momenter for utsettingsprogram for sommerfugler67

1 Innledning

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold og har nasjonalt en målsetning om at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14 2015-2016). Den nye globale naturavtalen setter også som mål å stanse menneskeskapt utryddelse av arter og sikre bedre bevaring av trua arter. Derfor trenger miljøforvaltningen kunnskap som konkret kan si noe om hvordan status av trua arter kan forbedres gjennom effektive forvaltningstiltak. For å stadfeste hvilke og hvor store effekter ulike forvaltningstiltak har på de trua artene anbefales eksperimentelle overvåkingsopplegg som inkluderer et representativt utvalg av populasjoner, kontroll-lokaliteter uten tiltak og datainnsamling som er designet på en slik måte at vurderingene av effekter kan støttes av god statistikk (Evju mfl. 2021a,b, 2022a). For sjeldne arter med få forekomster og små populasjoner er det vanskelig å designe denne typen overvåkingsopplegg, og mulighetene for kvantitative analyser av effekter av kan være begrenset (Evju mfl. 2022a).

Miljødirektoratet igangsatte i 2019 et FoU-prosjekt for å få bedre kunnskap om hvordan overvåking av effekter av tiltak for trua arter og naturtyper kan gjennomføres. Siden 2021 har NINA i dette prosjektet arbeidet med å videreutvikle metodikk for feltundersøkelser og dataanalyse, for å følge med på effekter av igangsatte og nye tiltak for de prioriterte artene dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikkkrutevinge, og for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2022b).

I denne rapporten videreføres arbeid med utvikling av metodikk for fire trua arter: dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge (**Figur 1.1**). For alle disse artene foregår det en basisovervåking, dvs. en overvåking med fokus på populasjonsutvikling uavhengig av tiltak. I kap. 2 beskriver vi arbeidet med å identifisere aktuelle lokaliteter for å starte opp med overvåking av effekter av slått på dragehode og skisserer en tidsplan for et slikt overvåkingsopplegg. I kap. 3 går vi gjennom aktuell litteratur om bevaringsutsetting av orkideer og foreslår pilotprosjekter for å kunne starte opp bevaringsutsetting av honningblom. For elvesandjeger er det krevende å kartlegge habitatkvalitet på artens forekomster i felt, da lokalitetene er store og dynamiske og en bør unngå for mye tråkk under kartlegging. I kap. 4 har vi brukt dronebilder for å kartlegge elvesandjegerens lokaliteter og undersøke om arealdekkekart og digitale terrengmodeller fra slike høyoppløselige bilder kan brukes til å overvåke habitatene til elvesandjeger systematisk over tid. I kap. 5 går vi gjennom status og utfordringer for klippeblåvinge og skisserer et opplegg for bevaringsutsetting for denne sommerfuglarten. I kap. 6 gis en kort oppsummering og anbefalinger for videreføring.



Figur 1.1. Dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge. Foto (fra venstre mot høyre): Ruben E. Roos, Marianne Evju, Oddvar Hanssen, Anders Endrestøl.

2 Dragehode

2.1 Introduksjon

Formålet med dette delprosjektet var å foreslå et sett med dragehodelokaliteter med skjøtselsbehov, som grunnlag for å etablere en eksperimentbasert tilstandsovervåking av dragehode i 2023.

Gullstandarden for eksperimentelle design, randomiserte kontrollerte forsøk («randomised controlled trial»; RCT), er ofte vanskelig å gjennomføre rent praktisk i økologiske studier, særlig knyttet til sjeldne og truede arter og naturtyper, der det er begrenset mulighet til gjentak, og der mislykkede eksperimenter kan ha store negative konsekvenser for artens bevaringsstatus. Likevel vil tilnærminger til RTC-eksperimenter bidra med nyttig kunnskap om sammenhengene mellom årsak (her: tiltaket og dets type, omfang, tidspunkt osv.) og virkning (her: dragehodes populasjonsstatus) på en måte som gjør oss bedre i stand til å forstå forventede effekter i tid og rom av tiltak som gjennomføres.

I rapporten fra 2021 (Evju et al. 2022a) anbefalte vi derfor å gjennomføre kontrollerte eksperimenter på lokaliteter med skjøtselsbehov, som samtidig har relativt store dragehodepopulasjoner. Slike lokaliteter gir grunnlag for å sammenligne responser i dragehode (antall og struktur) og andre variabler (f.eks. vegetasjonshøyde og -struktur) i skjøttede og uskjøttede arealer. Vi anbefalte en utprøving med permanente prøveruter (optimaldesign jf. Evju mfl. 2021a,b), og med eventuell tilpasning av design for å sikre nok statistisk styrke.

Mange dragehodepopulasjoner har store mellomårsvariasjoner (Larsen & Høitomt 2022, Evju mfl. 2023). En eksperimentell tilnærming, med behandlings- og kontrollruter på samme lokalitet, gjør det mulig å skille effekter av skjøtsel fra andre årsaker til populasjonssvingninger. Mange lokaliteter gjør det mulig å generalisere resultatene.

I forslaget til optimalovervåking (Evju mfl. 2021a) anbefalte vi ti lokaliteter per tiltak. Lokalitetene burde optimalt sett trekkes tilfeldig, men dette er praktisk vanskelig, da naturvariasjonen mellom dragehodelokaliteter kan være betydelig, det er store variasjoner i populasjonsstørrelse, og eventuelle tiltak er avhengig av grunneiere som er interessert i å stille lokaliteten til disposisjon.

Det kan være aktuelt å teste ut effekter av ulike skjøtselsmetoder, og ulike regimer for hver skjøtselsmetode (Evju mfl. 2021a, se også Berland mfl. 2019). Når det gjelder kunnskapsstatus om effekter av ulike skjøtselsmetoder, oppsummerer Larsen & Høitomt (2022) den på følgende måte:

- Beiting bør unngås gjennom hele sesongen, og særlig forsommerbeite kan være ugunstig. Høstbeite kan være årlig og relativt hardt (men over en kort periode). Storfe og hest er å foretrekke framfor sau, men en bør unngå høytstående melkekyr som fores på kraftfôr, samt tunge storferaser som kan forårsake store tråkkskader.
- Slått kan gjennomføres annethvert år, sent i sesongen (tidligst første halvdel av august). Høyet bør tørke på bakken et par dager før fjerning, og ideelt sett bør en skape små flater med bar jord samtidig. Årlig slått er trolig destruktivt for dragehodepopulasjonene.
- Brenning kan gjennomføres annethvert år eller sjeldnere, tidlig i sesongen (april). En bør unngå brenning på åpen grunnlendt kalkmark og kalkberg.
- Rydding av kantsamfunn bør gjennomføres gradvis og over flere år, for å unngå gjødslingeffekter. Hogstavfall må fjernes og legges minst 20 m fra dragehode. En bør prioritere trær og busker på sørsiden av dragehodepopulasjonen.

I dette delprosjektet foreslår vi konkret å teste effekten av slått, fordi:

- Det er lett å standardisere tiltaket mellom ulike lokaliteter
- Det er mulig å ha både behandlings- og kontrollruter på samme lokalitet (dette er praktisk mer utfordrende for beite og brenning)
- Det er noe uenighet om egnetheten til slått som skjøtselsmetode for dragehode
- Det er behov for å etablere skjøtselsmetoder som også ivaretar andre naturverdier (arter) på dragehodelokalitetene

2.2 Metode

Vi definerte først kriterier for hva som er en egnet lokalitet. En egnet lokalitet bør:

- Ha behov for skjøtsel, f.eks. være i gjengroing (oppopping av strø og/eller gjengroing med høy vegetasjon/busker)
- Ha en nokså stor dragehodepopulasjon, slik at det er mulig å etablere ideelt sett 10 ruter med dragehode, 5 med og 5 uten skjøtsel
- Ikke ha andre planer for arealbruk de neste ti årene
- Ha en grunneier som er positiv til at det gjennomføres forsøk på deres grunn.

For å få en oversikt over aktuelle lokaliteter tok vi kontakt med kolleger i Miljøfaglig Utredning, Biofokus og Dokkadeltaet, som alle har jobbet med dragehode i ulike områder de siste årene. Vi kontaktet også Statsforvalteren i Oslo og Viken og Innlandet for tips og råd. I tillegg gikk vi gjennom overvåkingslokalitetene i dragehodeovervåkingen (Evju mfl. 2023).

2.3 Resultat

Vi fikk mange gode tips om aktuelle lokaliteter. Vi undersøkte lokalitetsbeskrivelser (Naturbase, Larsen & Høitomt 2022, Thylén & Reiso 2018) og vurderte egnethet, og basert på innspill og vurderinger foreslår vi åtte lokaliteter som mest sannsynlig er aktuelle (**Tabell 2.1**), men der feltbefaring og kontakt med grunneiere vil være nødvendig.

Tabell 2.1. Lokaliteter som kan være aktuelle for gjennomføring av eksperimentelle forsøk med slått.

Lokalitet	Region	Kommentar
Vestre Lyngstad	Hadeland	Sterkt kalkrik tørreng med mindre hevdpreg. Ikke slått eller ryddet i senere tid. Tørr, litt gjødselspåvirket, inngår i basisovervåkingen av dragehode.
Greftegreff	Hadeland	Relativt stor forekomst med skjøtselsbehov, noe semi-naturlig mark og noe åpen grunnlendt kalkmark.
Vestre Falang	Hadeland	Åkerholme som ikke er aktuell for brann, men med skjøtselsbehov. Ganske stor forekomst av dragehode.
Leistberg	Valdres	Meget stor populasjon i gjengroende kalktørreng og tørrberg. Tidligere kubeite hvor det ikke har blitt beitet på ca. 20 år.
Flaten	Valdres	Kanskje aktuell, men muligens litt bratt. Bilder og beskrivelser tyder på stort behov for skjøtsel.
Bergsrud øst	Valdres	Stor populasjon med skjøtselsbehov, kanskje aktuell, men muligens planer om beite.
Ultvet SØ	Ringerike	Veikant med skjøtselsbehov, særlig i nedre del. Østvendt skrånning mellom åker og skog, med en fuktighetsgradient fra topp og ned, men dragehode står mest rundt midten. Inngår i basisovervåkingen av dragehode.
Horgen	Oslo	Åkerholme i gjengroing. Inngår i basisovervåkingen av dragehode.

To av de foreslåtte lokalitetene inngår i basisovervåkingen av dragehode (Evju mfl. 2023). Eventuelle tiltak vil ha positiv effekt på utviklingen av populasjonene her. Vi vurderer det ikke som en ulempe å gjennomføre to typer overvåking på samme populasjon – vi vil få kunnskap om hvor store effekter på populasjonsstørrelse og populasjonsvekstrate tiltak kan forvente å få (jf. Evju mfl. 2023). I tillegg vil en slik samordning være kostnadseffektiv.

2.4 Forslag til gjennomføring

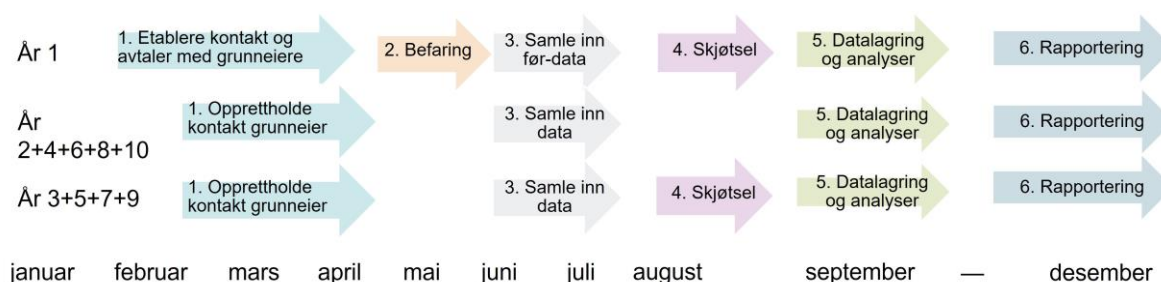
Som beskrevet over, har vi anbefalt å gjennomføre tiltak på minst ti lokaliteter, for å sikre mulighet til å generalisere resultatene. Ideelt sett skulle vi dermed hatt flere lokaliteter. Tre faktorer gjør likevel at vi mener dette er et godt utgangspunkt:

- Det er uklart om og hvor mye finansiering som er tilgjengelig for oppstart i 2023
- Det er større kostnader knyttet til etablering enn til løpende overvåking, som gjør det gunstig starte opp i 2023 selv med færre enn ti lokaliteter, da man lettere kan utvide til flere lokaliteter senere
- Økologisk er det også fornuftig å spre etableringen på flere år, da mellomårsvariasjoner i f.eks. værforhold kan påvirke effektene av skjøtsel (se f.eks. Vaughn & Young 2010), og det derfor kan være gunstig at skjøtselen ikke blir utført samme år på alle lokaliteter

Dersom effektovervåkingen starter opp i 2023 og utvides med flere lokaliteter i senere år, vil vi ta i bruk erfaringer vi gjør oss i 2023 og feltbefaringer på nærliggende arealer for å identifisere supplerende lokaliteter. Tidsplanen for effektovervåking for dragehode er som vist i **Figur 2.1**. Vi anbefaler et tidsperspektiv på overvåkingen på ti år, da en må forvente noe tid før effekter gjør seg gjeldende, og det i tillegg er nødvendig å ta høyde for mellomårsvariasjoner i dragehodepopulasjonene (jf. Evju mfl. 2021a, 2023, Larsen & Høitomt 2022). For å starte effektovervåking i 2023 bør det komme en avklaring om finansiering senest i begynnelsen av april, slik at oppdragstaker kan etablere kontakt med grunneiere og planlegge datainnsamling i tilstrekkelig tid før feltsesongen.

Fordi dragehode ofte forekommer i artsrike lokaliteter med andre rødlistede arter (Evju mfl. 2021b, Larsen & Høitomt 2022), bør overvåkingen også tilrettelegge for å undersøke effektene av tiltaket på andre arter. Vi anbefaler derfor å gjennomføre fulle vegetasjonsundersøkelser (med forekomst og mengde av alle karplantearter, samt dekning av ulike vegetasjonssjikt) før tiltak (år 1), i år 2 og deretter hvert andre eller tredje år. Dette sikrer også kunnskap om skjøtelseffekten på viktige blomsterplanter for pollinatorer. Det vil også være gunstig å ta jordprøver (jorddybde, jordkjemi), som kan bidra til å forklare eventuelle variasjoner i skjøtelseffekter.

Skjøtselen bør gjennomføres annethvert år som sein slått med ljå eller ryddesag med trekantblad. Høyet bør ligge minst to dager for å tørke før det samles sammen og fjernes. Vi anbefaler å veie biomassen som tas ut.



Figur 2.1. Foreslått tidsplan for overvåking av skjøtelseffekter på dragehode.

3 Honningblom

3.1 Introduksjon

Honningblom, *Herminium monorchis* (**Figur 3.1**), er en sjelden orkidé i Norge, med fire kjente populasjoner på Hvaler (Viken). Arten er vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter 2021 (Artsdatabanken 2021) og har status som prioritert art med egen forskrift i naturmangfoldloven. Den vokser på fuktig slåtteeeng og beitemark på baserik grunn, på rikmyr og på strandeng. Drenering/grøfting av rikmyrer samt opphør av tradisjonell drift anses som de viktigste årsakene til tilbakegangen (Solstad mfl. 2021).

Langsiktig overvåking viser at bestandsstørrelsen er i nedgang (Evju mfl. 2022b). For å redusere artens risiko for å dø ut i Norge er det viktig å snu nedgangen i populasjonstrenden, og på sikt øke både antallet individer og populasjoner. Statsforvalteren har derfor tidligere vurdert muligheten for bevaringsutsetting av honningblom (L.I. Kravdal, pers. medd.). Det er imidlertid mange spørsmål som må avklares før en slik utsetting finner sted. Eventuell bevaringsutsetting kreves kunnskap om artenes økologi og habitat, og en detaljert beskrivelse av prosesser og metodene som brukes, slik at effektivitet og suksess av utsetting kan evalueres etter hvert (Tingstad & Endrestøl 2021). Målet med dette kapitlet er å etablere et kunnskapsgrunnlag for å kunne planlegge bevaringsutsetting av honningblom i Norge. Vi diskuterer først noen generelle utfordringer angående oppformering av orkideer og deretter om honningblom spesifikt.



Figur 3.1. Honningblom i blomst ved Skipstadsand på Hvaler. Foto: Ruben E. Roos

3.2 Bevaringsutsetting av orkidéer

Orkidéfamilien (Orchidaceae) er en av de mest artsrike plantefamiliene globalt og omfatter mange sjeldne arter. At så mange arter er sjeldne, skyldes i hvert fall delvis orkidéenes komplekse økologi og ofte svært spesielle krav til livsmiljø (Swarts & Dixon 2009). For eksempel har mange orkidéer spesifikke interaksjoner med noen få (eller bare én) pollinerende insektarter. I tillegg lager orkidéer mange frø, men frøene er ganske små og mangler frøhvite. Dette medfører at det trengs tilstedeværelse av en mykorrhizasymbiont (sopp) for at frøene skal spire. For å lykkes med bevaring av sjeldne orkidéer identifiserer Swarts & Dixon (2009) tre tiltak:

- Sikre at forvaltning av naturressurser tar hensyn til de spesielle krav orkidéer stiller til sine livsomgivelser, dvs. å unngå tap av egnet habitat og eventuelt gjennomføre tiltak som opprettholder kvaliteten på habitatet.
- Utvikling av effektiv bevaring *ex situ*, det inkluderer både lagring av frø og mykorrhiza
- Utvikle metodikk for bevaringsutsetting

Bevaringsutsetting er det mest utfordrende fordi det forutsetter detaljert kunnskap om hver enkelt arts økologiske krav og interaksjoner for å først oppformere og deretter sette ut arten. Bevaringsutsetting bør derfor ses som supplerende til andre bevaringstiltak som f.eks. habitatforbedring (Swarts & Dixon 2009).

Formering *ex situ*

Jordlevende orkidéer kan formeres både vegetativt og fra frø (**Tabell 3.1**). Vegetativ formering kan skje gjennom innsamling av underjordiske knoller som kan dyrkes og etter hvert deles i flere individer *ex situ* (f.eks. Martin 2003). Her utnyttes det at mange orkidéarter naturlig formerer seg vegetativt gjennom at de danner nye knoller eller jordstengler. En annen metode er å dyrke orkidéer med bruk av meristemkulturer (f.eks. Chugh mfl. 2009), som i dag er mest brukt til dyrking av arter med kommersiell verdi. Mens meristemkultur åpner muligheten for å dyrke fram større antall avkom, sikrer det ikke genetisk variasjon siden alt avkom fra samme morplante er genetisk identiske. I en bevaringskontekst er vegetativ formering risikabelt fordi små, truede populasjoner muligens ikke tåler at individer blir tatt ut til formering *ex situ*. Å grave ut og flytte voksne planter til nye lokaliteter er ikke et førstevalg, men kan være aktuelt når forekomsten forventes å forsvinne (Pierce & Belotti 2011). I litteraturen finnes det eksempler på vellykket transplantering av orkidéer (Bell 2020; Suzuki mfl. 2021), mens andre publikasjoner peker på at om transplantering lykkes er artsavhengig eller er avhengig av økologiske faktorer som vegetasjonsstruktur (Batty mfl. 2006; Scade mfl. 2006).

Formering fra frø kan gjennomføres både i felt (*in situ*) og *ex situ*. Ved *in situ*-metodikken samles det frø, som da sås ut på lokaliteter hvor arten ikke er til stede eller hvor bestanden trengs å forsterkes. I et forsøk med tre orkidéarter, inkludert honningblom, fant De Hert mfl. (2013) at frøene er i stand til å spire i felt, både i områder hvor arten var til stede fra før og på nye lokaliteter. I dette forsøket ble frøene lagt ut i små poser (laget av planktonnetting) for å være i stand å følge med på spiringen. Hvis frøene spres «i det fri», er det derimot vanskelig å følge med om eventuelle (frø)planter som kommer etter hvert, har opphav fra frøene som ble spredt, eller om de kommer fra planter som var i dvale eller har spredd seg på naturlig vis. I tillegg er det vanskelig å kontrollere for eller unngå naturlige årsaker til redusert rekruttering i felt (Rasmussen mfl. 2015). For eksempel viser studier at nitrogenavsetning reduserer rekruttering for hvitkurle (*Pseudorchis albida*; Ponert mfl. 2013). Dette er særlig relevant å ta hensyn til når det mistenkes at bestanden av forvaltningsarten er i nedgang på grunn av manglende rekruttering.

Bedre kontroll får man når frøene samles fra felt, og så dyrkes under kontrollerte forhold på lab. I tilfelle frøene som brukes er samlet etter at de er modne, eller har blitt lagret i en frøbank, trengs det tilstedeværelse av mykorrhiza for å få frøene til å spire. Dette kalles for symbiotisk formering (selv om frøplanten egentlig er parasitt på mykobionten), og for å lykkes forutsettes det at mykorrhiza-arten(e) er identifisert og at vekstmediet blir inokulert med symbionten. En potensiell

metode for å identifisere mykobionten er «seed baiting» hvor frøene sås *in situ* for så å samle dem inn igjen når spiringen er satt i gang (Brundrett mfl. 2003). I litteraturen finnes det flere eksempler på vellykket symbiotisk formering (Clements mfl. 1986; Zettler 1997). Det er viktig å påpeke at mykorrhiza isolert fra røttene av voksne planter i felt ikke nødvendigvis er av den arten som trengs for spiring og utvikling til frøplante (Meng mfl. 2019; Gao mfl. 2020; Zhao mfl. 2021).

I tillegg har teknikker blitt utviklet som gjør orkidéer i stand til å spire og gro i vekstmedier uten mykorrhiza, såkalt asymbiotisk formering (se f.eks. Zeng mfl. 2012; Jolman mfl. 2022). For å fjerne frøskallet som hindrer asymbiotisk spiring *in vitro*, må frøene blekes med natriumhypokloritt (NaClO) før spiring på sterilt medium etterpå (Malmgren & Vogler 2019). Tykkelsen på frøskallet varierer mellom arter. Umodne frø som ikke har gått i dvale ennå, kan også brukes til asymbiotisk formering. Dette kalles for «grønnspiring» og har vært vellykket for f.eks. myrflangre (*Epipactis palustris*), men det best mulige tidspunkt å samle frø for asymbiotisk formering virker å være artsspesifikt (Znanięcka & Łojkowska 2004).

Overflytting fra frøspiringsmedium til annet substrat kan medføre høy dødelighet, f.eks. opptil 50 % for skrueaks (*Spiranthes spiralis*; Christina Müller, 2023, pers. medd.). Her bidrar kunnskap om artens økologi (f.eks. om mykorrhiza og pollinerende insekter er til stede) i stor grad til suksess (Phillips mfl. 2020). Fordi de fleste orkidéarter produserer svært mange frø, kan oppformeringen være vellykket til tross for lave overlevelsesrater ved overflytting.

Tabell 3.1. Fordeler og ulemper med vegetativ og seksuell formering av orkidéer

Vegetativ formering		Formering fra frø	
Fordeler	Ulemper	Fordeler	Ulemper
Raskere prosess fra innsamling til klare planter til utplantning	Kreves at (deler av) individer fjernes fra naturlige forekomster	Lett å samle in store mengder frø, uten å ødelegge ville bestander	For at spiring skal lykkes <i>in situ</i> må mykorrhiza være til stede. For dyrkning <i>ex situ</i> må frøene behandles slik at frøskallet blir fjernet.
Mulighet for å samle med jord som gjør at symbionten er til stede	Usikkert om plantene overlever <i>ex situ</i>	Avkom er mer genetisk diverse	Kan ta noen år før plantene er store nok til å settes ut
	Avkom er genetisk identisk med morplantene	Genetisk variasjon kan økes ytterligere gjennom manuell pollinering eller årlig innsamling av frø	Vanskelig å gjennomføre <i>in situ</i> , kreves <i>in vitro</i> dyrking av frøplanter
	Tar lang tid å dyrke fram mange ungplanter		Trengs labfasiliteter tilpasset formålet

Utplantning i felt

Etter at frø eller annet materiale er samlet fra naturlige bestander, og plantene er oppformert *ex situ*, er neste trinn å sette ut plantene i felt. Guerrant & Kaye (2007) beskriver noen problemstillinger alle utsettingsprosjekter av planter har til felles, og som kan følges opp med eksperimentelle forsøk:

- Forplantningsenhet: er det frø eller planter som er best egnet til bevaringsutsetting?
- Kildemateriale: bør materiale samles fra en eller flere lokaliteter? Samles det i bulk (frø fra mange individer slås sammen), eller følges frø fra hver enkelt plante individuelt? Blir materialene samlet fra ville individer eller de som er dyrket «i fangenskap»?
- Fitness av de innsamlede individene må testes.

- Utsettingslokalitet: hvordan er lokalitetene plassert ift. bestående eller utdødde populasjoner?
- Forhold på utsettingslokaliteten: vegetasjon, eksposisjon, jordsmonn osv.
- Manipulering av habitatet før utsetting: skal det frigjøres bar jord, trenges det jordforbedring (næringsstoffer, utlufting/vending av jord)?
- Pleie etter utplanting: trenger plantene vanning? Bør det fjernes ugress eller utføres andre typer skjøtsel?
- Timing: hvilken årstid egner seg best til utplanting?
- Antall forsøk: bør utplanting gjentas flere ganger?

Godefroid mfl. (2011) har utført en global metaanalyse på 94 plantearter (inkludert noen orkidéarter) for å vurdere om reintroduksjon av artene var vellykket i praksis. Resultatene viser at:

- Relativ få av reintroduseringsprosjektene er vellykket, i hvert fall hvis rekruttering brukes som mål for suksess (men ofte blir dette ikke fulgt opp). Antallet prosjekter som rapporterer vellykket rekruttering, avtar med tiden etter reintroduksjon, som tyder på at relativ få reintroduseringer fører til populasjoner som er levedyktig på lang sikt.
- Sannsynligheten for at reintroduksjon er vellykket økes ved å bruke materiale som stammer fra flere populasjoner, sannsynligvis på grunn av økt genetisk diversitet. Det virker også som det er bedre å bruke frø med opphav fra stabile populasjoner framfor populasjoner som allerede viser nedgang.
- Et høyt antall reintroduserte planter øker sjansen for vellykket etablering. Det er vanskelig å sette generelle tall, men antallet bør trolig være minst noen hundre individer.
- Man får bedre suksess når småplanter settes ut enn frø fordi frøene ofte ikke klarer å spire på nye lokaliteter.
- Forvaltning av utsettingslokaliteten gjennom enten forberedelse til planting (f.eks. gjerde) eller skjøtsel etter planting (f.eks. vanning, brann, ekskludering av herbivorer, redusert konkurranse) fører til økt utsettingsuksess.
- De vanligste grunnene til at reintroduksjon mislykkes er feilaktig metodikk i form av en dårlig match mellom økologiske forhold på utsettingslokaliteten og artenes miljøkrav. Ut-tørking eller beiting blir ofte nevnt som årsak til å mislykkes.

Forfatterne understreker også at overvåking etter utsetting bør foregå over lengre tid enn det som vanligvis gjennomføres – vanligvis opphører overvåkingen etter bare fire år, mens en mer realistisk tidshorisont for å vurdere utfallet er 10–25 år. Videre understreker de at resultatene bør rapporteres – særlig når utsetting ikke er vellykket, at grunnen til nedgang på artens aktuelle forekomster bør være kjent før man bruker bevaringsutsetting som tiltak, og at klart definerte kriterier for å bestemme om utsetting er vellykket eller ikke, bør utarbeides. Suksess kan ikke bare uttrykkes som overlevelsen av de introduserte individene, men bør inkludere at populasjonen viser klare tegn på at den vil klare seg over tid (dvs. økende størrelse, blomstring og rekruttering).

For orkidéer er utfordringene sammenlignbare. I en global metaanalyse som inkluderte 66 orkidéarter, peker Reiter mfl. (2016) på at overlevelse av utsatte planter i felt varierer både innen og mellom artene. I tillegg var andelen av artene som klarte å formere seg og danne levedyktige bestander på utsettingslokaliteten, veldig lav, bare 2,8 %. Årsaken var ofte manglende forståelse av artens økologi, slik at for eksempel tilstedeværelse av pollinatorer og mykorrhizasymbionter ikke ble tatt hensyn til i de fleste utsettingsprosjektene.

I Norge har *ex situ* dyrking av myrflangre vært vellykket, og individer har blitt introdusert for å styrke naturlige bestander, men ikke uten at restaureringstiltak for å sikre at myrens hydrologi ble bedret også ble gjennomført (Hanssen 2021).

De generelle funnene oppsummert over, gir gode retningslinjer for hvordan et prosjekt på bevaringsutsetting av honningblom bør utformes.

3.3 Bevaringsutsetting av honningblom

Honningblom har fire kjente populasjoner på Hvaler (Viken): tre på Asmaløy (Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær) og en relativt nyoppdaget populasjon på øya Fillettassen utenfor Asmaløy (Høitomt & Brynjulvsrud 2017). Honningblom har tidligere vært å finne i store deler av Sørøst-Norge (**Figur 3.2**), men også da kun på få forekomster (66 kjente lokaliteter fra før 1900, se **Figur 3.2**; Direktoratet for naturforvaltning 2010). Nedgangen siden 1900 har vært dramatisk, og etter 1950 er det kjent bare ca. 10 forekomster. Siste observasjon i Tokke i Telemark var i 1980, mens på en lokalitet på Kirkøy på Hvaler ble honningblom observert siste gang i 1985. Siden da er det bare forekomstene på Asmaløy som har bestått.

Honningblom er vurdert som kritisk truet etter kriteriene B1a(ii)b(i,ii,iii,iv,v)+2a(ii)b(i,ii,iii,iv,v), som innebærer:

- B1 – lite utbredelsesareal (< 100 km²)
- B2 – lite forekomstareal (< 10 km²)
- a(ii) – få lokaliteter (=1)
- b(i) – pågående nedgang av utbredelsesområde
- b(ii) – pågående nedgang av forekomstareal
- b(iii) – pågående nedgang av areal eller kvalitet på artens habitat
- b(iv) – pågående nedgang av antall lokaliteter eller delpopulasjoner
- b(v) – pågående nedgang av antall reproduksjonsdyktige individ

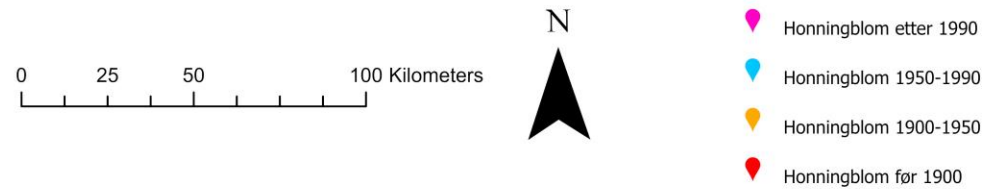
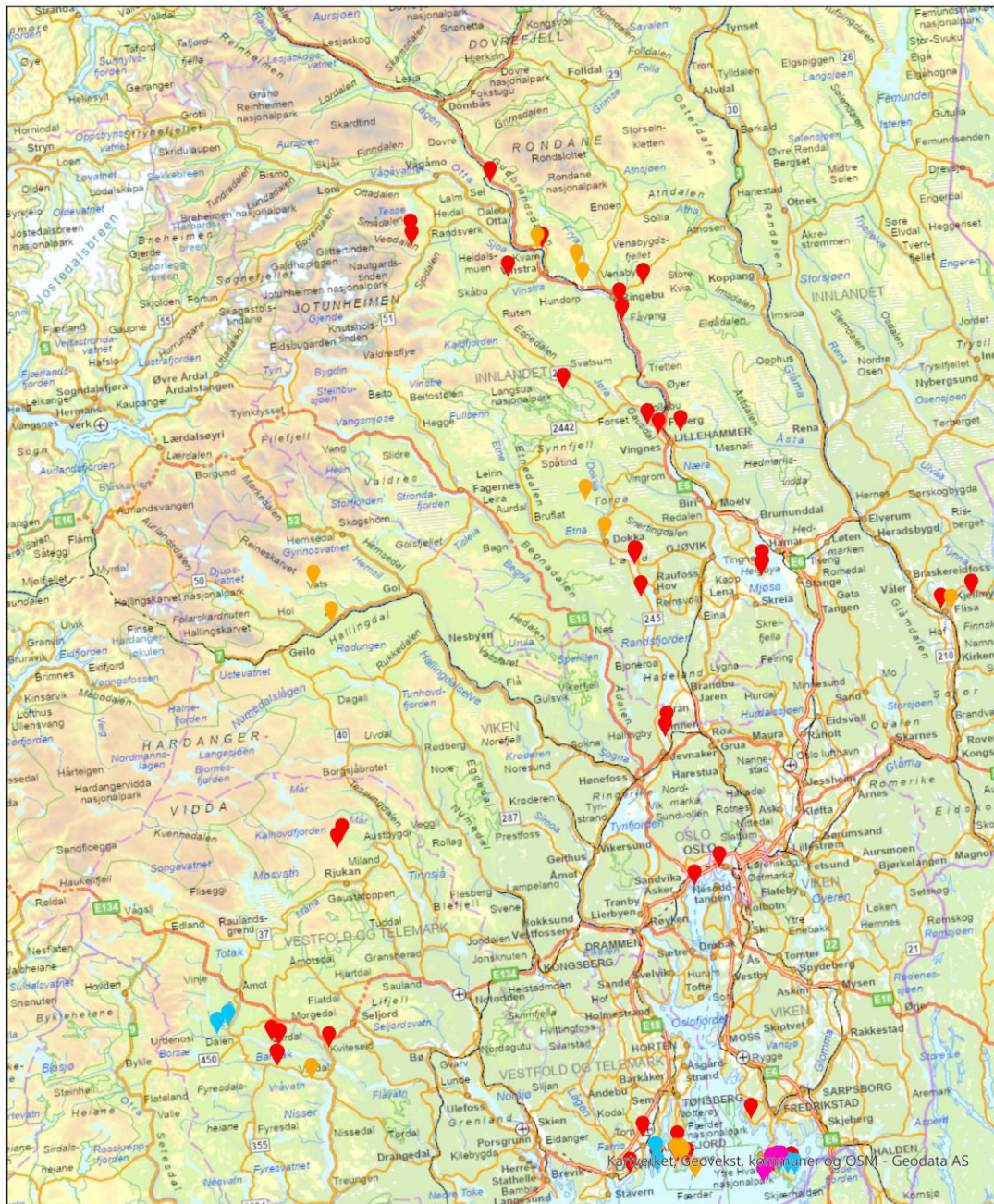
Historisk sett har utbredelsesareal og forekomstareal alltid vært lite, og basert på observasjonene i artskart (**Figur 3.2**) har vi regnet ut utbredelsesareal og forekomstareal slik det beregnes i Rødlista for arter (**Error! Reference source not found.**). Det har ikke vært observert pågående nedgang av verken utbredelsesområde eller forekomstareal siden 1990 (som er vurderingsperioden for honningblom i Rødlista 2021), og det har heller ikke vært nedgang av antall lokaliteter eller delpopulasjoner i siste vurderingsperiode (jf. over, se også Kyrkjeeide mfl. 2023).

Den viktigste påvirkningen iht. Rødlista for arter 2021 er «Ukjent» (Solstad mfl. 2021), mens endringer i arealbruk (opphør av slått og beite, drenering) er vurdert som «Kun historisk». Det er likevel rimelig å anta at endringer i arealbruk er den viktigste årsaken til den historiske nedgangen til honningblom (Kyrkjeeide mfl. 2023), også årsaken til nedgangen i areal og kvalitet på artens habitat, innenfor siste vurderingsperiode (siden ca. 1990). I tillegg vurderes påvirkninger lokalt (høyt beitetrykk og tråkk) og klimaendringer (tørkesommer) å være mulige påvirkninger som medvirker til nedgang i populasjonsstørrelse. I utkastet til handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2010) omtales endringer i landbruk (opphør, oppdyrking, gjødsling og drenering), klima (tørke), nitrogennedfall og nedbygginger.

Tabell 3.2. Utbredelsesareal (arealet av minste konvekse areal som omslutter alle forekomster; km²) og forekomstareal (summen av antallet 2 × 2 km²-ruter med forekomst) for honningblom i ulike tidsperioder.

Periode	Utbredelsesareal	Forekomstareal
Før 1900	55 670	176
1900-1950	46 280	84
1950-1990	1 317	36
Etter 1990*	6,5	8

* iht. retningslinjene for rødlisting kan utbredelsesområdet ikke være mindre enn forekomstarealet. For honningblom er det derfor angitt til 9 km² i Rødlista for arter (Solstad mfl. 2021).



Figur 3.2. Oversikt over forekomster av honningblom i Norge, basert på data fra Artskart (lastet ned 8.12.2022). Fargene på symbolene viser når forekomsten sist ble observert. Alle observasjoner etter 1990 er fra Hvaler.

Honningblom forekommer også i Sverige og Danmark. I Sverige er den vurdert som sårbar (VU) etter A2b-kriteriet (reduksjon på mellom 30 % og 50 % siste 10 år/3 generasjoner), da utbredelsesareal og forekomstareal er for stort til at den kan vurderes etter B-kriteriet. Den har forsvunnet fra mange plasser, særlig på fastlandet (Nyström 2019). Den finnes imidlertid fortsatt i området rundt Strömstad, forholdsvis nære de norske populasjonene (<https://fyndkartor.artfakta.se/>). I Danmark er honningblom vurdert til truet (EN) etter B-kriteriet, med lite forekomstareal, få lokaliteter og fragmentert utbredelse, og pågående nedgang i takt med forringelse av artens leveområder (<https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/redlistframe/>). I Finland er honningblom regionalt utdødd (<https://punainenkirja.laji.fi/en/results/MX.40047?checklist=MR.424>). I alle landene er endret landbruksdrift, med opphør/gjengroing, gjødsling og drenering, viktigste påvirkning, i tillegg til eutrofiering og forsuring fra landbruk og nitrogennedfall (Nyström 2019, Moeslund mfl. 2019).

For å bedre bevaringsstatus for honningblom anbefales å gjennomføre pågående og foreslåtte skjøtselstiltak på dagens honningblomforekomster på Hvaler (Evju mfl. 2022b, Ekelund 2019b, Kyrkjeeide mfl. 2023), samt videreføre overvåkingen slik at endringer kan fanges opp (Evju mfl. 2022b). I tillegg kan utsetting av individer fra en *exsitu* populasjon være et relevant tiltak for å sikre at arten ikke dør ut, og kanskje forbedre rødlistestatus gjennom å øke utbredelses- og/eller forekomstareal (b(i) og b(ii)), øke antall lokaliteter og delpopulasjoner (b(iv) og øke antallet reproduksjonsdyktige individer (b(v)).

Her skilles det mellom to metoder: **populasjonsforsterkning**, hvor individer settes ut på en lokalitet hvor arten allerede finnes for å styrke den eksisterende populasjonen innenfor artens naturlige utbredelsesområde, og **reetablering**, dvs. at dyrkede individer settes ut på en lokalitet hvor honningblom tidligere er påvist, men ikke lenger er til stede. Utsatte planter har da ikke opphav fra den aktuelle utsettingslokaliteten (Tingstad & Endrestøl 2021). Det gjenstår et betydelig arbeid før populasjonsforsterkning eller reetablering av honningblom kan gjennomføres og effektene på artens levedyktighet kan forventes. For å identifisere hvilke trinn som må tenkes gjennom for å utvikle en strategi for bevaringsutsetting, har vi brukt flytskjemaet for bevaringsutsetting jf. Tingstad og Endrestøl (2021) i **Tabell 3.3**.

Tabell 3.3. Utfylt flytskjema for bevaringsutsetting av honningblom, jf. Tingstad & Endrestøl (2021).

Steg	Spørsmål	Kunnskapsbehov
Steg 1	Trenger man feltstudier av:	
	Populasjonsstatus?	Ja. Overvåking av populasjonene har foregått siden 2014: noe minskende bestandsutvikling. Populasjonsovervåking er anbefalt å fortsette (Evju mfl. 2022). Genetisk variasjon innen dagens populasjon er ikke beskrevet.
	Utbredelse?	Nei. Utbredelsen er godt kjent: stor reduksjon i utbredelsen siden 1950, men siden 1990 stabil, honningblom finnes i dag bare på fire lokaliteter innenfor ett kjerneområde på Hvaler (Figur 3.2).
	Habitat?	Ja. Kunnskap om habitat trenges for å kunne identifisere egnet habitat til bevaringsutsettelse. Kunnskap om vegetasjonssammensetning, jord og mikroklimatiske forhold kan forbedres. I tillegg må man forstå hvorfor tidligere habitat ikke lenger er egnet, dvs. hvorfor arten har forsvunnet fra tidligere forekomster.
	Økologiske behov og krav?	Ja. Pollinering skjer av små insekter som snyltevepser. Nilsen (1979) har listet opp minst 71 ulike arter som pollinerer honningblom. Det er ukjent i hvilken grad de er til stede på dagens forekomster. Honningblom kan imidlertid selvpollinere. Wells mfl. (1998) rapporterer at honningblom blomstrer hyppigere når fjorårets sommer var relativt våt og kald, mens

		dødeligheten er høyere etter en varm tørkesommer. Hvor stor (varig) effekt tørkesommer har på populasjonsstørrelsen, bør undersøkes.
Steg 2	<i>Må man ha arten i fangenskap for å skaffe kunnskap som ikke kan skaffes gjennom feltstudier?</i>	Ja. Dyrking <i>ex situ</i> kan bidra til kunnskap om spiringsevne, samt interaksjoner med mykobionten.
Steg 3	<i>Trenger man å oppformere i fangenskap for å:</i>	
	<i>Skaffe seg kunnskap om artens formeringsbiologi?</i>	Delvis. Det finnes allerede mye kunnskap om oppformering av orkidéer <i>ex situ</i> fra et eksklusivt hobbygartnermiljø. Som regel har denne kunnskapen ikke blitt publisert vitenskapelig, men Malmgren & Vogel (2019) gir en relativ grundig beskrivelse av oppformering av flere orkidéarter, inkludert honningblom. Svante Malmgren har erfaring med å dyrke honningblom asymbiotisk <i>in vitro</i> , som tyder på at symbioten ikke trengs for spiring og utvikling av unge planter. Erfaringen med overlevelse etter utplanting til jord er også positiv, der plantene utvikler seg videre og blomstrer (Malmgren & Vogel 2019). Det er viktig påpeke at gartnere som Malmgren har mange tiårs erfaring og at å reprodusere hans suksess kanskje ikke er rett frem. Å etablere kontakt vil være hensiktsmessig, og publisering av metodene gunstig for fremtidig innsats.
	<i>Produsere avkom til bevaringsutsetting?</i>	Ja. Det er ikke nok individer og populasjoner til å satse på at det er mulig å flytte individer som har sannsynlighet for ikke å klare seg. Bare direkte avkom av ville individer (F1) bør dyrkes frem for å unngå kunstig seleksjon for tilpasning til <i>ex-situ</i> forhold.
Steg 4A	<i>Er utsettingslokaliteten umiddelbart klar for utsetting?</i>	Ukjent. Det er foreløpig ikke gjort et arbeid for å vurdere hvilke lokaliteter som er egnet for utsetting og hvordan miljøforholdene der er ift. honningbloms habitatkrav, dermed er det usikkert om det finnes utsettingslokaliteter som er klare for utsetting.
Steg 4B	<i>Er tiltak/skjøtsel på utsettingslokalitetene påkrevet for å:</i>	Ukjent , jf. steg 4A, og følgende punkter må vurderes før utsetting:
	<i>Begrense/eliminere negative påvirkningsfaktorer?</i>	Ukjent. Dette må vurderes spesifikt for hver enkelt lokalitet som identifiseres som egnet for utsetting.
	<i>Kontrollere eller begrense predatører/beitedyr/konkurranser/fremmede arter</i>	Ukjent , men vi eksisterende kunnskap tilsier: Beitedyr: sterkt beitedrykk bør unngås Konkurranser: konkurransedyktige plantearter bør fjernes. Årlig slått anbefales. Fremmede arter: dagens forekomstlokaliteter er i liten grad preget av fremmede arter, men dette må undersøkes på utsettingslokaliteten.
	<i>Gjenskape habitat</i>	Ukjent Det må vurderes om det må gjøres en jobb for å sikre at mykorrhizasymbionten er til stede på utsettingslokaliteten
	<i>Gjenskape næringsnett</i>	Ukjent
	<i>Ta hensyn til andre bevaringsverdier</i>	Ukjent. Skjøtsel vil sannsynligvis være positivt også for andre arter knyttet til utsettingslokaliteten, men dette bør undersøkes

		og en overvåkingsprotokoll som tar hensyn til andre bevaringsverdier utarbeides.
Steg 5	<i>Bevaringsutsetting</i>	Må planlegges. Når skal dette gjennomføres – over flere år eller en gang? Hvor skal det gjennomføres – på en eller flere lokaliteter? Hvem har ansvaret?
Steg 6	<i>Overvåking av utsatte individer/lokaliteten</i>	Må planlegges. De utsatte individene bør følges opp over flere år, med fokus på overlevelse og hvorvidt de formerer seg i felt.

Svarene på flytskjemaet (**Tabell 3.3**) identifiserer noen områder hvor vi har relativ god kunnskap: artens bestandsutvikling på de fire forekomstlokalitetene er relativt godt beskrevet, selv om den nylig oppdagede populasjonen på Fillettassen bare har vært overvåket siden 2019 (Evju mfl. 2022). Analysen i **Tabell 3.3** identifiserer også noen kjerneområder hvor kunnskapsbehovet er stort. Vi utdyper disse problemstillingene nedenfor og foreslår hvordan videre studier kan dekke kunnskapsbehovet.

Frøproduksjon og -spiring av honningblom

For at bevaringsutsetting av honningblom skal lykkes er det behov for et betydelig antall planter som kan introduseres. Det er i internasjonal litteratur anbefalt å samle frø fra stabile populasjoner, som ikke ennå har blitt påvirket av artens tilbakegang, fordi disse generelt har mer genetisk variasjon (Godefroid mfl. 2011). På tross av at vi ikke har data på genetisk variasjon i honningblom, vil populasjonen på Teneskjær, som viser kraftig nedgang, være minst aktuelt til dette formålet, også fordi andelen blomster generelt er svært lav. Det kan være aktuelt på sikt å vurdere innsamling av frø fra populasjoner i Sverige (nær grensen).

I vitenskapelig litteratur og rapporter nasjonalt og internasjonalt om honningblom fant vi at:

- Frøproduksjon av honningblom er generelt anslått som høy (Ingeløg mfl. 1993, sitert i Direktoratet for naturforvaltning 2010). I tillegg virker honningblom i stand til å opprettholde levedyktige populasjoner gjennom vegetativ formering (Wells mfl. 1998; Stroh 2015). Det betyr at det er gode forutsetninger for å samle frø fra ville individer uten at det vil påvirke de ville populasjonene negativt.
- De Hert mfl. (2013) fant at frø av honningblom er i stand til å spire *in situ*, både der hvor arten er til stede fra før og på nye lokaliteter. Dette står i kontrast til et forsøk NINA og NMBU gjennomførte i 2015–2017 med frøspiring på Skjellvik (Klanderud upubl.). Frø samlet av Kristina Bjureke, NHM, ble sortert og fordelt i frøposer i 2015. Frøposene ble lagt i intakt vegetasjon, og på bar jord der all hadde vegetasjon var fjernet, langs en fuktighetsgradient på Skjellvik (**Figur 3.3**). Dette var tenkt som en pilotstudie for å studere effekten av konkurranse fra intakt vegetasjon og fuktighet, på frøspiring hos honningblom. Frøposene ble samlet inn sommeren 2017 og deretter undersøkt i mikroskop på lab for å studere spiring. Det ble ikke observert noen spirer i laboratoriet på NMBU, og heller ikke i videre undersøkelser på NHM (Ekelund 2019a), og forsøket ble ikke fulgt opp.
- For spiresuksess *ex situ* fant vi variable resultater i litteraturen. F.eks. rapporterer Rasmussen (1995) om relativ lav spiringsevne uten mykobiont (3 %), men økt spiringsfrekvens (13 %) ved bruk av havremedium inokulert med *Rhizoctonia*. På den andre siden rapporterer Malmgren & Vogler (2019) at frøene etter relativt intensiv bleking har en spiredyktighet på 30–50 % i løpet av fire uker:
 - Frøene kan samles på sensommeren og trenger behandling med NaClO (0.75–1%) i 10–15 minutter.
 - Spiringsandelen er enda høyere når frøene samles etter vinteren, men rask spiring (om sensommeren) gir bedre vekst.

Hvis slike resultater kan gjentas, vil det være et godt grunnlag for vellykkede forsøk med *ex situ* spiring og oppformering av norsk honningblom. Flere detaljerte beskrivelser av generell metodikk for flere andre orkidéarter er tilgjengelig i litteraturen (f.eks. Pierce & Belotti 2011; Malmgren & Vogler 2019; Mutz 2020).

- Justus-Liebig-Universität har startet en studie for å undersøke genetisk diversitet i ulike orkidéarter i Tyskland, inkludert honningblom. De har også planer om å samle fr  og gjennomføre spirefors k i 2023 (Christina M. M ller, pers. medd.), og vi vil holde kontakten med dem om deres erfaringer.
- Også Meise botaniske hage (Brussel, Belgia) planlegger bevaringsutsetting av flere orkidéarter i 2024–2025, med *in situ* frøspiring (Sandrine Godefroid, pers. medd.)
- NIBIO (ved Ellen Svalheim) og NINA har søkt Statsforvalteren i Oslo og Viken om midler til å gjennomføre innsamling av fr  og et pilotforsøk på spiring av honningblom i høst 2023, i NIBIOs fasiliteter på Landvik, der de har erfaring med oppformering av andre orkidéarter.
- Mykorrhizasymbionten(e) til honningblom er per nå ukjent, men Rasmussen (1995) har brukt *Rhizoctonia* for frøspiring *ex situ* og Gao mfl. (2020) har isolert Tulasnellaceae og Serendipitaceae fra rotfragmenter fra honningblom. Det er ikke nødvendigvis tilfellet at mykobionter isolert fra røttene til voksne planter er av samme art som kreves for at frøene skal spire eller for at frøplantene skal utvikle seg til voksne individer. Det er også ukjent om ulike mykobionter trenges i ulike faser i livshistorien for honningblom.



Figur 3.3. Spirefors k med honningblom på Skjellvik. Fr poser i bar jord og i intakt vegetasjon (til høyre), juni 2016. Foto: Marianne Evju.

Oppdyrking

Neste steg etter vellykkede spiringsforsøk er å dyrke opp planter som kan plantes ut. Generelt danner orkidéer først en såkalt protokorm etter at orkidéfrøet kommer i kontakt med mykorrhizasymbionten. Protokormen danner da en første knoppsspiss, hvorfra det første skuddet utvikler seg (Yeoung 2017). Protokormen kan deles til vegetativ formering (f.eks. Warghat mfl. 2014), men det er relativt lite informasjon tilgjengelig i litteraturen om livssyklusen til honningblom og usikkert om det er mulig for honningblom. Likevel omtales honningblom som relativt «lett» å formere fra frø av Malmgren & Vogler (2019). Selv om Rasmussen (1995) rapporterte lav spiringsevne, fant hun at frøplantene utviklet seg til knoller med blader, og knollene ble plantet ut etter at bladene visnet. Hun fant at det tok to år for plantene å blomstre. Singh & Babbar (2016) rapporterte at 82 % av frøplantene av *Herminium lanceum*, en art som er nært beslektet med honningblom, overlevde ompotting fra vekstmedium til en 1:1 blanding av sand og perlite. Malmgren & Vogler (2019) rapporterer at:

- Protokormen produserer blad og en liten knoll (1–2 mm). Fra november skal plantene kuldebehandles i kjøleskapet i 10–12 uker.
- Om våren kan plantene bli satt i lys og romtemperatur, og deretter vil lange blader utvikle seg. Knollene vokser til ca. 3 mm.
- Om sensommeren kan plantene settes i pottes. De er ikke følsomme for fuktighet om vinteren og tåler kulde.
- 90 % av plantene overlever ompottingen, og første blomstring kan forventes etter 3–4 år etter spiring.

Basert på disse resultatene mener vi det er gode grunner til å tro det er mulig å dyrke fullvoksne honningblomplanter fra frø *ex situ*, som siden kan settes ut i naturen.

Habitatkvalitet og utsetting

Vellykket bevaringsutsetting krever kunnskap om artens økologi slik at økologiske og klimatologiske forhold på utsettingslokaliteten matcher artens økologiske behov (Brundrett 2007).

- Det er per i dag ukjent i hvilken grad økologiske forhold (f.eks., vegetasjon, jord, klima, beiting, tråkk) på potensielle utsettingslokaliteter er gunstig for at utsatte planter skal etablere seg og danne levedyktige populasjoner. God kunnskap om artens økologi, samt de økologiske påvirkningsfaktorer på utsettingslokaliteten, er grunnleggende for vellykket bevaringsutsettelse av orkidéer (Reiter mfl. 2016).
- Phillips mfl. (2020) har utarbeidet ulike metoder for å vurdere hvor egnet lokaliteter er til bevaringsutsetting for orkidéer:
 - «Seed baiting»-eksperimenter (som beskrevet av Brundrett 2007) for å teste om planter spirer og vokser under naturlige forhold. Slike forsøk har hittil ikke vært vellykket for norsk honningblom (Klanderud 2015-2017 (upubl.)) men kan forsøkes gjentatt på andre lokaliteter eller med frø av ulike alder.
 - Å bruke andre arter som er tilknyttet samme mykorrhizasymbiont som veiledning. Det finnes noen andre orkidéer på forekomstlokalitetene (se artslistene i Ekelund 2019b). Dette er trolig lite aktuelt for honningblom siden mykobionten er ukjent. Likevel kan vegetasjonsstruktur kanskje være en indikator på hvorvidt habitatet er egnet.
 - Introdusere planter dyrket med tilstedeværelse av mykobionten for å fastslå om planten overlever. For honningblom bør dette være individer som er oppformert *ex situ*, da en skal være svært forsiktig med uttak av individer fra etablerte populasjoner.

- Å måle mikroklimatiske forhold (f.eks. jordtemperatur og -fuktighet) nær etablerte populasjoner/individer for å finne optimale forhold for honningblom.
- Eksperimentell utplanting i lokaliteter med ulike mikroklimatiske forhold (eks. variasjoner i jordfuktighet). Dette forutsetter kunnskap om hvilke mikroklimatiske variabler som trolig er viktige, og at dyrkede individer er tilgjengelig.
- DNA-sekvensering av jord for å oppdage om mykobionten er til stede på potensielle utsettingslokaliteter. Dette forutsetter at mykobionten er kjent, og tilstedeværelse av mykobionten garanterer ikke vellykket spiring eller at plantene overlever.
- Honningblom pollineres av mange ulike arter av små insekter og honningblom er i stand til å selvpollinere (Nilsson 1979). Dette kan tyde på at tilgang til pollinatorer ikke er like viktig som for andre orkidéarter med mer komplekse pollineringsystemer.
- Det bør også vurderes om dyrkede individer skal utsettes på dagens forekomster (populasjonsforsterkning) eller om de skal plantes ut på en lokalitet som per i dag ikke har forekomst av honningblom (reintroduksjon). I begge tilfeller bør det vurderes om skjøtsel eller andre forvaltningstiltak bør gjennomføres før plantene blir satt ut.
- Metoden for utsetting av voksne planter i felt må utvikles for honningblom. I litteraturen finnes det mange, ofte ulike – og i mange tilfeller ufullstendig beskrevne – eksempler på metoder for utplanting i felt. Viktige variabler å vurdere er: hvilken størrelsesklasse bør plantes ut? Hvor tett bør plantene settes? Hvor mange bør man sette ut på en gitt plass?

Vi anbefaler imidlertid ikke full eksperimentell tilnærming til alle problemstillingene rundt bevaringsutsetting (Guerrant & Kaye 2007). Det innebærer et for stort forsøk med for mange replikater, som vil være svært langvarig. Vi foreslår å bruke det konseptuelle rammeverket for adaptiv effektovervåking (Evju mfl. 2020, 2021) og sørge for systematiske prosjektbeskrivelser med hypoteser, samt god dokumentasjon og rapportering, som gir input til videreutvikling/endring av strategier for utsettingsprogrammet. Denne typen dokumentasjon er også viktig for å bidra til bevaring av orkidéer i en europeisk sammenheng (S. Godefroid, C.M. Müller, pers. medd.).

Oppfølging og overvåking etter utsetting

En forutsetning for å kunne måle om utsetting har vært vellykket er at utsatte individer blir fulgt opp (Reiter mfl. 2016). Her er det viktig å dokumentere bl.a.: hvor stor andel av utsatte planter overlever, hvor mange blomstrer og danner frø, hvor mange av plantene formerer seg vegetativt, og om nye frøplanter blir oppdaget – og hvordan dette varierer f.eks. med miljøforhold eller tid for utplanting.

For å kunne dekke kunnskapsbehovet skissert ovenfor, og gjennomføre et vellykket forsøk på bevaringsutsetting av honningblom, foreslår vi prosjektene som oppsummert i **Figur 3.4** jf. Reiter mfl. (2016):

1. **Kartlegging og overvåking av naturlige forekomster.** Dette vil gi viktig kunnskap om hvordan utsettingslokalitetene bør være (mht. vegetasjonsstruktur og -sammensetning, jordfuktighet mv.) og gi viktige innspill til hvordan eventuelle tiltak bør gjennomføres på utsettingslokaliteten(e).

Overvåking av populasjonsstatus på de fire forekomstlokalitetene er allerede utviklet. Denne overvåkingen kan eventuelt utvides med mer detaljerte (dvs. på individnivå) studier av populasjonsdynamikk, som kan gi bedre innsikt i artens relativt ukjente livshistorie fra frø til fertile individer, samt overlevelseshastigheter mellom ulike livsstadier og rekrutteringsraten til de ulike populasjonene (jf. forslag i Evju mfl. 2021). Dette er viktig for å forstå hvilke livshistoriestadier som er viktigst for populasjonenes levedyktighet, og hvordan skjøtsel eller andre faktorer påvirker disse stadiene.

Den pågående overvåkingen kan også utvides med vegetasjonsanalyser, jordprøver og miljø-DNA for å få bedre oversikt over betydningen av vegetasjonssammensetning og -struktur, abiotiske forhold (pH, fuktighet, annen jordkjemi, jf. forslag i Evju mfl. 2022b), og den relative betydningen av slike faktorer for honningblom (overlevelse, tetthet mv.). Mikroklimatiske forhold som jordtemperatur og -fuktighet kan måles ved klimaloggere som f.eks. TMS-4 (<https://tomst.com/web/en/systems/tms/tms-4/>). Denne kunnskapen vil danne bedre innsikt om hvordan potensielle utsettingslokaliteter bør ser ut (se punkt 4 under), f.eks. om det er andre arter som kan brukes som indikatorart for gode vokseforhold for honningblom.

Den nyoppdagede populasjonen på Filletassen gir håp om at det er mulig at flere populasjoner kan oppdages framover, men vi anslår sannsynligheten som lav siden Hvaler er relativt godt kartlagt (bl.a. av Botanisk Forening avd. Østfold, jf. også Kyrkjeeide mfl. 2023). Skulle nye populasjoner bli oppdaget, bør de inkluderes i overvåkingen av honningblom.

2. Vi foreslår å gjennomføre et pilotprosjekt rettet mot å lære mer om **honningblom og dens mykobionter**. Prosjektet skal finne ut hvilke mykhorrisaarter som assosieres med honningblom *in situ* i ulike faser av livssyklusen. For å isolere mykobionten i frø- og proto-kormstadiet kan det brukes «seed baiting»-metoder i felt for å identifisere mykobionter, mens for voksne planter vil det innebære å samle jord eller grave ut noen individer. Teknikker for isolasjon og genetiske teknikker for identifisering kan baseres på litteratur (f.eks. Gao mfl. 2020). Et videre steg er å dyrke mykobionten *ex situ*, og bevare den.
3. Et pilotprosjekt bør ha som mål å **samle frø til spiringsforsøk av honningblom ex situ**. Innsamling av frø kan foregå i synergi med populasjonsovervåkingen sommeren 2023. Det anbefales å samle frø fra de tre stabile populasjonene, fra flest mulig individer per populasjon. Frøene bør samles i ulike faser (umodne vs. modne frø). Viktige spørsmål inkluderer: Hvor stor er den genetiske variasjonen mellom populasjonene? Hvordan skal man sikre at innsamlede frø har stor nok genetisk variasjon? Er manuell pollinering ønsket for å sikre genetisk variasjon? For å forstå hvor stor den relative genetiske variasjonen i norsk honningblom er sammenlignet med den europeiske populasjonen, ville det ha vært fordelaktig om genetiske analyser kunne gjennomføres i samarbeid med (internasjonale) partnere som f.eks. Christina Müller (Justus-Liebig-Universität). Skulle det være behov for bruk av frø fra nærliggende svenske populasjoner for å øke genetisk variasjon, bør dette utredes og ev. prosedyrene for å få tillatelse settes i gang i god tid.
4. **Identifisere og velge potensielle utsettingslokaliteter**. Dette pilotprosjektet har som mål å identifisere og kartlegge lokaliteter som kan være egnet for bevaringsutsetting av honningblom, basert på kunnskap om artens økologi og abiotiske krav (se punkt 1 og 2 øverst). Både områder innenfor dagens lokaliteter (**populasjonsforsterking**) og nye lokaliteter (**(re-)etablering**) kan være aktuelt.

Videre bør dette pilotprosjektet svare på om forholdene potensielle nye utsettingslokaliteter oppfyller de økologiske kravene honningblom stiller til sitt leveområde. Er eventuelle skjøtselstiltak nødvendig for å forbedre økologisk tilstand før man setter ut planter? Ved igangsetting av skjøtselstiltak må det vurderes om tiltakene har ønsket effekt ift. å forbedre habitatet. I prosjektet er formidling og samarbeid med lokale aktører viktig, og ansvar for vedlikehold og skjøtsel må avklares. Er grunneiere velvillige? Trenges det gjerde/skilting på utsettingslokaliteten?

5. **Formering ex situ**. Dette pilotprosjektet har som mål å utvikle og teste en protokoll for spiring av honningblomfrø *ex situ* etter at frøene er samlet inn. Prosjektet skal svare på: Fungerer spiringsprotkollene (desinfeksjon av frøene, vekstmedier, temperatur osv.) utviklet for honningblom og andre orkidéarter (jf. Malmgren & Vogler 2019) for oss?

Hvor mange dager etter pollinering er frøene mest spiredyktige? Er det best å bruke modne eller umodne frø (grønnspiring)?

Lykkes det å få frøene til å spire asymbiotisk?

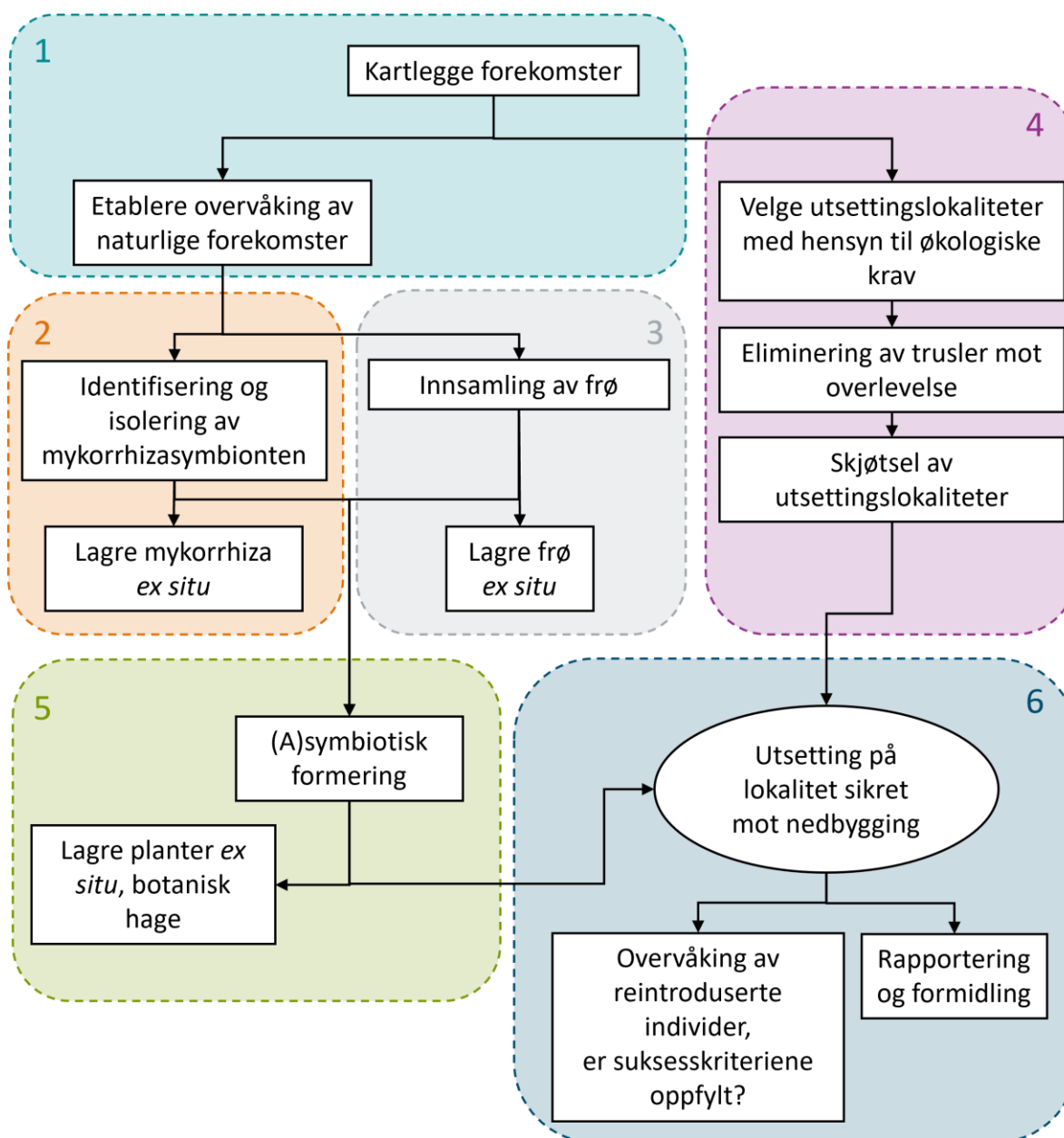
Hvis ja, hvor lang tid tar det fra frøspiring til småplanter kan plantes i potte, og hvordan bør substratet være for å sikre at småplantene overlever flytting?

Hvor lang tid tar det før plantene kan settes ut, og hvor store bør de være for å maksimere overlevelse?

6. **Bevaringsutsetting av honningblom, overvåking, og formidling**

Dette pilotprosjektet har som formål å utvikle og teste protokoll for utsetting og overvåking av overlevelse, vekst og reproduksjon hos de utsatte individene, og ligger lengst fram i tid. Studier av forvaltningstiltak viser at effekten av tiltakene kan variere mye mellom hvilket år og når på året de ble gjennomført (Vaughn & Young 2010). Hvor mange individer bør plantes ut hvert år, hvor tett og innenfor hvor stort område? Hvordan påvirker værforhold overlevelse og vekst? Hvor stor andel av individene overlever, og hvor lang tid tar det før de setter blomst og reproducerer vegetativt? Denne dokumentasjonen er også viktig for å kunne vurdere om hvorvidt reintroduserte populasjoner kan regnes med i rødlistevurderinger i fremtiden.

For alle pilotprosjektene gjelder at metoder og resultater må dokumenteres godt og gjøres offentlig tilgjengelig. Dette inkluderer også negative resultater (metoder testet ut som ikke fungerte, utsetting der ingen individer overlevde osv.).

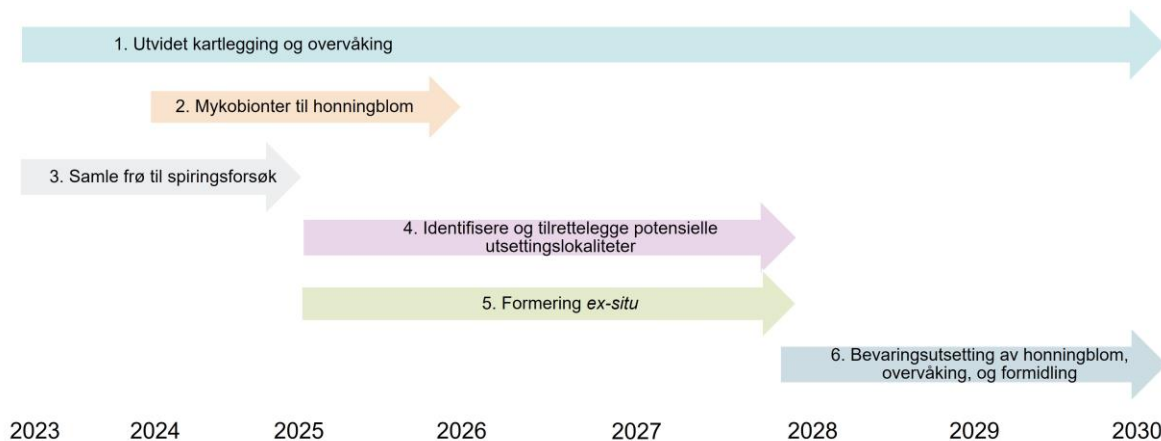


Figur 3.4. Oversikt over program for utsetting av honningblom jf. Reiter mfl. (2016), med ulike delprosjekter. 1. Kartlegging og overvåking av dagens kjente forekomster. 2. Forsøk rettet mot å identifisere mykorrhizasymbionten, lagring av mykorrhiza ex situ. 3. Innsamling og lagring av frø. 4. Utvelgelse av egnede utsetningslokaliteter forankret i kunnskap om artens økologi. 5. Forsøk for å avklare om arten bør formeres symbiotisk, eller om det er mulig med asymbiotisk formering. En del av plantene som blir oppformert, bør «lagres» i en levende samling, for eksempel i en botanisk hage. 6. Utsetting på utsetningslokaliteten. Det er viktig at lokaliteten er sikret mot f.eks. nedbygging. Utsatte individer bør overvåkes, og det må undersøkes om forhåndsdefinerte suksesskriterier er oppnådd.

3.4 Oppsummering og konklusjon

Det viktigste tiltaket for honningblom er å sikre artens habitat, både tilstrekkelig areal, men også god kvalitet (jf. Swarts & Dixon 2009). Langsiktige skjøtelsesplaner er derfor nødvendig, både på de lokalitetene der honningblom nå forekommer, på lokaliteter planlagt for bevaringsutsetting, men også i nærområdene rundt artens forekomster, slik at den har potensial til å spre seg og etablere seg med levedyktige delpopulasjoner innenfor det nåværende utbredelsesområdet.

Først gjennom oppstart av pilotprosjektene vil det være mulig å skissere tidslinjer for når bevaringsutsetting kan implementeres som tiltak med forventet effekt, men et tentativt forslag til tidslinje er vist i **Figur 3.5**. Noen av pilotprosjektene kan gjennomføres parallelt (eks. prosjekt 1 og 3), mens andre er avhengig av resultatene fra øvrige prosjekter, og oppstart og gjennomføring vil derfor være vanskelig å forutsi (særlig prosjekt 6). De ulike pilotprosjektene må ses i sammenheng og ha god kommunikasjon seg imellom. Vi anbefaler også å videreføre kontakten med andre fagmiljøer internasjonalt som jobber med oppformering, genetikk og bevaringsutsetting av honningblom spesielt og orkideer generelt. De fagmiljøene vi har vært i kontakt med, er svært interesserte i å utveksle erfaringer (C. M. Müller, S. Godefroid, pers. medd.). NIBIO har også god kontakt med S. Malmgren, som har svært gode erfaringer med å spire honningblom (Ellen Svalheim, pers. medd.).



Figur 3.5. En foreløpig tidsplan for bevaringsutsetting av honningblom, med seks ulike pilotprosjekter, se tekst for detaljer.

NIBIO og NINA har i 2023 søkt om tilskuddsmidler for å samle frø og starte uttesting av spiring av frø på NIBIOs labfasiliteter på Landvik. Dette kan være oppstarten til pilotprosjektet om frøspiring *ex situ*. Midler er imidlertid bare søkt for 2023, og videre arbeid med å få frøplanter til å vokse og flyttes til pletter er ikke planlagt.

Også pilotprosjekt om økologiske faktorer kan startes opp i 2023 om finansiering blir tilgjengelig (**Figur 3.5**). Prosjektet bør knyttes til populasjonsovervåkingen av honningblom. Vi anbefaler at det gjennomføres vegetasjonsanalyser av overvåkingsrutene i populasjonsovervåkingen, og at det samles jordprøver til miljø-DNA-analyser i 2023. Fordi mellomårsvariasjoner i vær kan ha stor effekt på honningblom (Wells mfl. 1993, Evju mfl. 2022b), bør analyser av mikroklima gjentas flere år, og variasjoner i effekter av vær mellom honningblompopulasjonene (som forekommer i ulike naturtyper) undersøkes. Basert på resultatene fra dette prosjektet kan en i 2024 starte arbeidet med pilotprosjekt 4 Identifisering og selektering av potensielle utsettingslokaliteter. Dette innebærer å lage kriterier for utsettingslokaliteter og i 2025 begynne å lete etter egnede utsettingslokaliteter, i første omgang i nærheten av de eksisterende populasjonene på Asmaløy og naboøyer. Avhengig av tilstand på disse bør det utarbeides skjøtelsesplaner og starte skjøtsel og overvåking slik at en sikrer at de er i ønsket tilstand når individer for honningblom er klare for utplanting.

Gjennomføring av prosjektet vil også avhenge av en langsiktig plan for finansiering. For oppstart i 2023 forutsettes en tidlig avklaring om finansiering, da feltarbeidet som er skissert, er betraktelig mer omfattende enn den ordinære populasjonsovervåkingen. I tillegg må eventuell innsamling av jord søkes om i god tid slik at Statsforvalter og nasjonalparkstyret får vurdert søknaden.

4 Elvesandjeger

4.1 Introduksjon

Elvesandjeger, *Cicindela maritima*, er en løpebille (Carabidae) som er vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for arter, og arten ble prioritert i 2011 (Ødegaard mfl. 2021). Elvesandjeger er knyttet til grus- og sandavsetninger langs elveløp (**Figur 4.1**) hvor hunnen legger eggene direkte ned i sanden. Larvene utvikler seg over to til tre år til voksenstadiet. Sandflatene langs større elveløp dannes på grunn av elvens naturlige dynamikk, f.eks. i perioder med høy vannføring. Dagens elvesandjegerbestand trues derfor av habitatendringer, for eksempel på grunn av vassdragsreguleringer og kanaliseringer av elveløpet, som reduserer den naturlige dynamikken i økosystemet. I tillegg er dagens forekomstlokaliteter ved Gaula i Trøndelag preget av gjengroing, blant annet med fremmedarter som hagelupin (*Lupinus polyphyllus*). Billens larvehull kan også ødelegges direkte gjennom tråkk (Evju mfl. 2022b, Hanssen 2023).

Bestandsobservasjon av elvesandjeger gjøres i dag ved å gå rundt og telle alle larvehull på en lokalitet (dvs. totalkartlegging) etter protokoll jf. Evju mfl. (2022a). I tillegg blir effekten av lupinrydding ved Gaula kartlagt ved å sammenligne forekomster før og etter rydding (Evju mfl. 2022a,b). Denne metoden gir god oversikt over populasjonsstørrelsen på overvåkingslokalitetene, og må utføres av kyndige feltarbeidere slik at unødvendig tråkk unngås. Metoden er ikke optimal for å overvåke habitatkvalitet eller for å få bedre kunnskap om sammenhengen mellom habitatkvalitet og elvesandjegerpopulasjonene. For å øke kunnskap om hvordan substrattypen, vegetasjonsstruktur og småskala strukturer i landskapet påvirker forekomst av elvesandjeger foreslo Evju mfl. (2022b) å lage drone-deriverte høyoppløselige arealdekkkart.

I august 2022 ble en rekke droneflyvninger gjennomført på tre overvåkingslokaliteter for elvesandjeger (**Figur 4.2**). Målet med dette forsøket var todelt: først å finne ut om det er mulig å bruke drone for å finne larvehullene til elvesandjeger, og videre å bestemme hvilke habitatvariabler som kan bli kartlagt ved hjelp av drone, og hvordan disse kan bidra til å forbedre overvåkingen av elvesandjegerpopulasjonen langs Gaula.



Figur 4.1. Elvesandjeger er tilknyttet grus- og sandflater langs dynamiske elveløp som f.eks. her ved Gaulaelva. Foto: Megan Nowell

4.2 Bruk av drone for overvåking

Ubemannete luftfartøy (droner) brukes i økende grad i økologien (Anderson & Gaston 2013) og kan være nyttige verktøy i et forvaltnings- og bevaringsperspektiv der kartfestet data om habitatkvalitet og struktur kan samles. For eksempel brukte Habel mfl. (2016) droner for å kartlegge habitatstruktur for to sommerfuglarter i kombinasjon med tradisjonelle, feltbaserte observasjoner av vegetasjonsstruktur og forekomst av nektarressurser. Droner kan kartlegge større områder relativt raskt, og dermed kan data om arter, habitater og habitatkvalitet samles inn på større romlig skala enn ved tradisjonelle metoder. Dronebilder har gjerne høy oppløsning og kan brukes til å identifisere trær, planter og dyr. I kombinasjon med maskinlæring kan man forsøke å skalere opp til å effektivt kartlegge store områder med minimale forstyrrelser i naturen. En fordel med å bruke dronebilder fremfor satellittbaserte løsninger er at man gjennom fotogrammetri kan få ut tredimensjonale modeller av landskapet, som danner grunnlaget for terreng- (DTM) og overflatemodeller (DOM) i svært høy oppløsning.

Selv om droner har mange fordeler sammenlignet med tradisjonell feltkartlegging, følger det også med noen begrensninger og ulemper. For eksempel er droner ikke egnet til å fly i dårlige værforhold, og de har som regel begrenset batteritid. I tillegg må man ta hensyn til sikkerhet og personvern, og det kan være høydebegrensninger for flyvingen på grunn av vegetasjon, objekter og droneregler. Dataprosessering og tolkning kan være utfordrende av følgende årsaker:

- **Bildeoppløsning:** Droner kan produsere bilder av bakken med svært høy oppløsning, men dronen må da flys lavere og ta flere bilder for å dekke det samme området. Å fly lavt er ikke alltid mulig, særlig i områder med høy vegetasjon. Når dronen må flys fra større høyde, gir det lavere bakkeoppløsning, som igjen gjør det vanskelig å oppdage små objekter.
- **Forvrenginger i ortorektifiserte bilder:** Både komplekse og monotone landskap skaper ofte forvrengninger i prosesserte dronebilder. Dette gjør det vanskelig å skille små objekter fra bakgrunnen.
- **Objektvariasjon:** Objekter kan variere i størrelse, form og farge, som gjør dem vanskelige å detektere ut ifra et enkelt sett med parametere. Ofte kreves dermed avanserte maskinlæringsmodeller for å fange opp objektene.
- **Prosesseringskraft:** Prosessering av store mengder høyoppløselige bilder krever kraftige datamaskiner. Dette kan begrense antall bilder, eller oppløsningen på området som er praktisk mulig å dekke.
- **Tolkning av data:** Selv med avanserte algoritmer vil tolkningen av dataene fremdeles kreve menneskelig kunnskap, erfaring og tolkning. Nøyaktig bestemmelse av objekter er også fullstendig avhengig av kvaliteten på annoterte treningsdata som brukes til å trene opp maskinlæringsmodellen. Å trene en god modell er gjerne svært tidkrevende og kostbart.

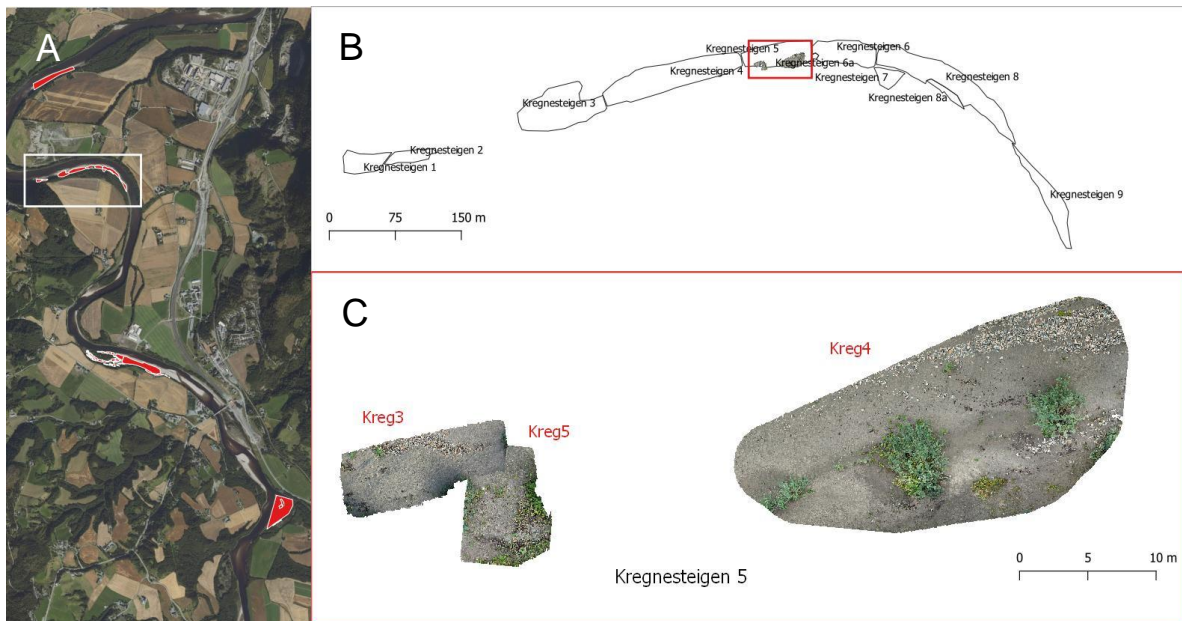


Figur 4.2. Kan droner brukes for å kartlegge og overvåke elvesandjegerhabitat langs Gaulaelva som trues av gjengroing av fremmedarter? Foto: Megan Nowell

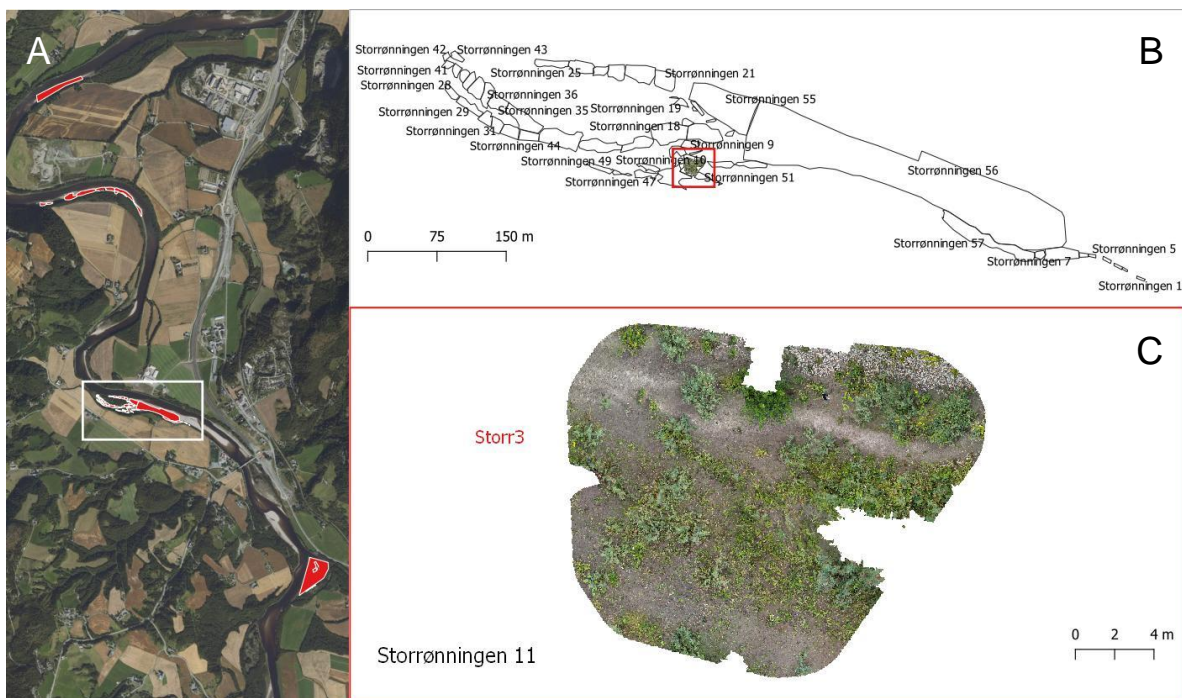
4.3 Materiale og metode

4.3.1 Datainnsamling

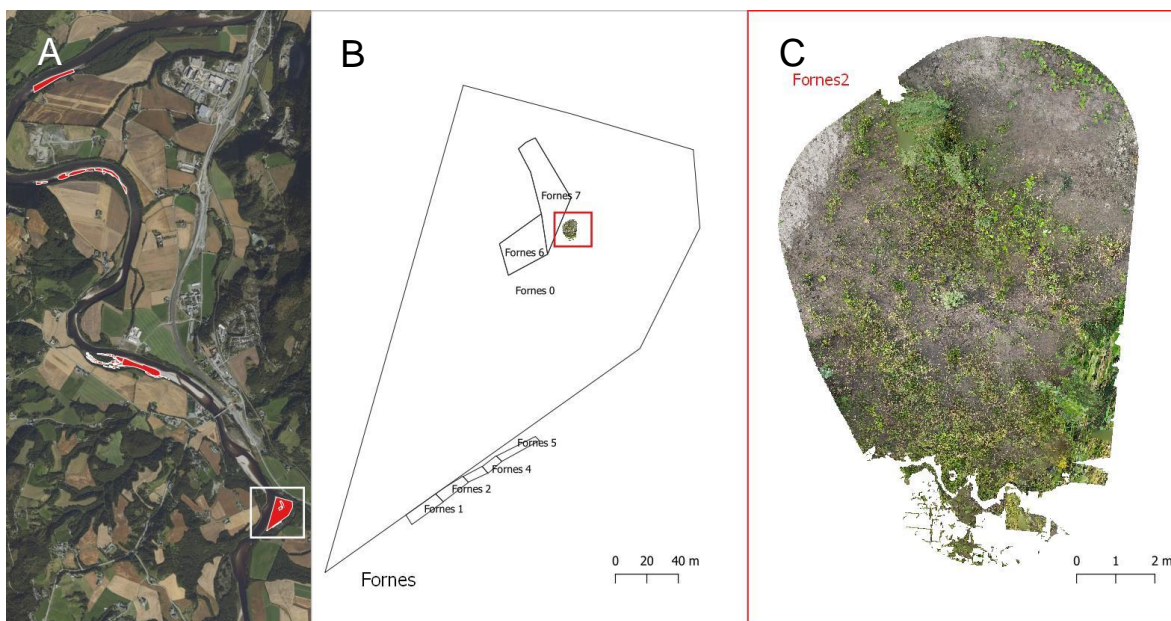
Flyvning med drone ble utført på tre områder på Kregnesteigen (**Figur 4.3**), ett område på Stor-rønningen (**Figur 4.4**) og ett på Fornes (**Figur 4.5**) i Melhus kommune. Flyvningene foregikk den 10. og 11. august 2022, med fullt skydekke den første dagen, mens det var variable lysforhold på den andre dagen. På overvåkingslokaliteten Gravværk ble ingen flyvning foretatt fordi de inn-samlede dataene ville ha overgått dronens lagringskapasitet, og vi valgte å prioritere testflyvning på flere høyder framfor å inkludere alle overvåkingslokaliteter.



Figur 4.3. A. Overvåkingslokalitetene for elvesandjeger langs Gaulaelva, Melhus kommune, med Kregnesteigen markert med hvit boks. B. For å lage ortofoto utførte vi flyvninger på tre ulike høyder (hhv. tre, fire og fem meter) over bakken på tre områder. C. Dronebilde av de tre testområdene på Kregnesteigen.



Figur 4.4. A. Overvåkingslokalitetene for elvesandjeger langs Gaulaelva, Melhus kommune, med Storrønningen markert med hvit boks. B. For å lage ortofoto utførte vi flyvninger tre meter over bakken på ett område. C. Dronebilde av testområdet på Storrønningen.



Figur 4.5. A. Overvåkingslokalitetene for elvesandjeger langs Gaulaelva, Melhus kommune, med Fornes markert i hvit boks. B. For å lage ortofoto utførte vi flyvning to meter over bakken på ett område. C. Dronebilde av testområdet på Fornes.

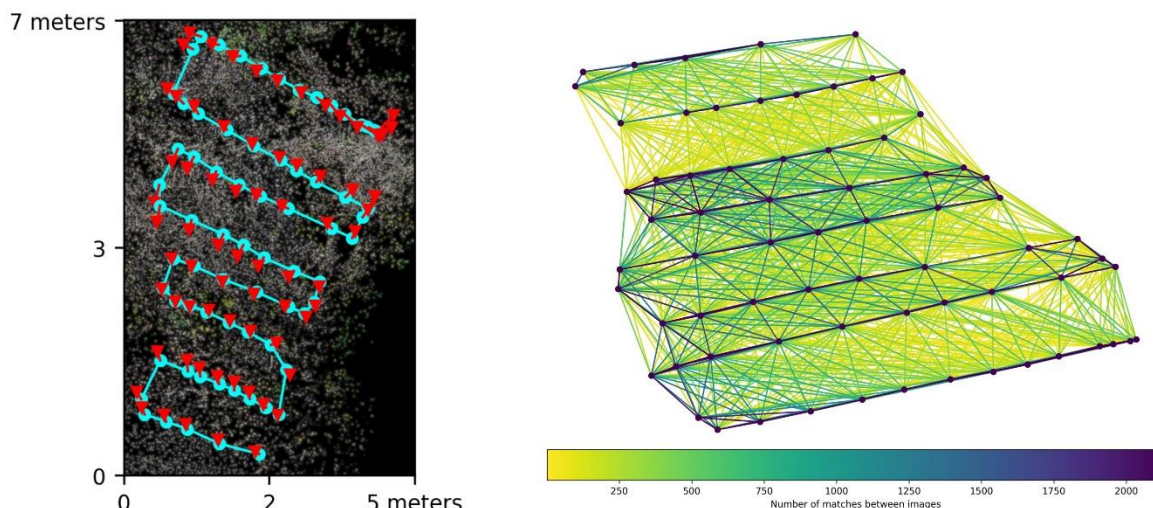
Dronen som ble brukt i dette forsøket, er en DJI Mavic Air 2S (**Figur 4.6**) som tar bilder i RGB (rødt:grønt:blått fargemodell). Dronen har en 1" CMOS sensor med 20 MP, elektronisk lukker og 22mm linse. Dronen har også et posisjoneringssystem bestående av GPS, GLONASS og GALILEO ([DJI Air 2S - Specs - DJI](#)). Bakkekontrollpunkter ble ikke brukt ettersom bildeprosesseringen i OpenDroneMap (se nedenfor) gir tilstrekkelig nøyaktighet for denne pilotstudien.



Figur 4.6. Dronen som ble brukt i dette forsøket var en DJI Mavic Air 2S. Foto: Megan Nowell

For å lage terreng- og overflatemodeller ble flyvningene gjennomført på forskjellige høyder fra to til ti meter over bakken. Dronen ble fløyet med kamera pekende rett ned, og bilder ble tatt hvert andre sekund. Rutene ble fløyet med parallelle transekter hvor det ble sørget for overlapp mellom bildene både i x- og y-plan (**Figur 4.7**). Totalt ble sju testområder kartlagt på de tre studieområdene.

Ettersom elvesandjegerens larvehull ikke har blitt kartlagt med drone tidligere, var det ikke kjent hvilken høyde som var tilstrekkelig for å kunne oppdage hullene på bildene. Derfor ble det også gjort forsøk med deteksjon av larvehull fra forskjellige høyder på to av testlokalitetene, først ved 0,5 meter over bakken, for deretter å ta bilder for hver 0,5 meter i høyde.



Figur 4.7. Figuren til venstre viser et typisk flyvemønster til dronen over studieområdene. De blå prikkene viser hvor bilder har blitt tatt. Figuren til høyre viser antallet sammenfallende «features» mellom bilder, som brukes til å lage ortofoto og høydemodell. Blåfarger tyder på relativt høy overlapp mellom bildene.

4.3.2 Deteksjon av larvehull

Overvåking av elvesandjegerpopulasjoner dreier seg i hovedsak om å kartlegge larvehull, ettersom de voksne individene er svært mobile og vanskelig å oppdage og ofte graver seg ned i sanden. Larvehullene er veldig små. Førstestadium-larvehull er ca. 1,5 mm i diameter, andre-stadium er 2 mm og tredje stadium er 3,5 mm. For å undersøke om larvehull kunne bli automatisk detektert på dronebilder ble en objekt-deteksjonsalgoritme brukt: YOLO (You Only Look Once) v5. Dette er en av de nyeste objekt-deteksjonsalgoritmene for sanntids-deteksjon og klassifisering. YOLO v5 baserer seg på en arkitektur fra «convolutional neural networks» (CNN) og deler bildene inn i mindre celler, hvor hver celle er ansvarlig for å predikere tilstedeværelsen av objekter innenfor cellen. Først ble ortofotoene delt inn i mindre bilder på 1920 x 1080 piksler, og deretter ble bildene annotert ved hjelp av «labelimg», en open-source programvare. I alt 70 % av bildene ble forsøkt brukt som treningsdata, mens de resterende 30 % skulle være valideringsdata i YOLO v5 modellen. Imidlertid kunne modellen ikke bli trent, da larvehullene var for små til å bli detektert automatisk.

4.3.3 Overflate- og terrengmodell

Dronebildene ble prosessert med OpenDroneMap (WebODM 1.9.16). ODM er en open-source programvare som bruker «Structure from Motion» (SfM) til å rekonstruere posisjonen til kameraet og strukturen til omgivelsene fra bilder tatt fra dronen. På nærliggende bilder blir det lett etter felles punkter, sammen med posisjonen og orienteringen til kameraet når hvert bilde ble tatt. Ved å kombinere informasjon fra flere overlappende bilder blir det generert en 3D-modell av miljøet. SfM er særlig nyttig når det ikke er noen bakkekontrollpunkter tilgjengelig, siden det gjør det mulig å lage georefererte ortofoto.

ODM ble brukt til å lage ortofoto, overflatemodell (DOM) og terrengmodell (DTM) for hvert testområde. **Tabell 4.1** beskriver parametere fra ODM for hvert testområde. Antallet rekonstruerte bilder og dekket areal brukes for å kalkulere bildetetthet. De stedene hvor bildetettheten er høyere, er også rapportert 3D- og GPS-error (feilmargin) lavere. **Tabell 4.1** viser også romlig oppløsning (GSD, ground sampling distance) for hvert ortofoto og høydemodell. Det bør nevnes at romlig oppløsning velges av brukeren i ODM før prosessering. De siste radene viser GPS error (geometric error) og feilmarginen til 3D-rekonstruksjonen til høydemodellene.

Tabell 4.1. Oversikt over testområdene innenfor lokalitetene Kregnesteigen, Storrønningen og Fornes.

Testområde	KREG3	KREG4	KREG5	STORR3	FORN2
Site	Kregnesteigen	Kregnesteigen	Kregnesteigen	Storrønningen	Fornes
Flyvehøyde (m)	3	4	5	3	2
Areal (m ²)	22	546	24	368	213
Antall bilder	23	188	70	135	110
Bildetetthet	1,045	0,344	2,917	0,367	0,516
Ortofoto GSD (mm)	0,1	0,5	0,1	1	0,5
DEM GSD (mm)	10	10	1,16	10	0,5
GPS error (m)	0,18	1,52	0,14	1,08	0,32
3D error (m)	0,005	0,157	0,006	0,075	0,036

4.3.4 Klassifisering av arealdekke

For å klassifisere arealdekke ble en «random forest modell» brukt. Random Forest er en klassifikasjonsmodell, som deler datasettet på best mulig måte for å predikere responsvariabelen. Treningsdataene besto av stratifiserte punktdata som representerte de tre klassene (nivå 1) vegetasjon, eksponert sediment og organisk materiale, der organisk materiale er dødt plantemateriale som hoper seg opp etter flommer. Vi testet også et nivå 2 for vegetasjon (busker, urter, gress, lupin, klåved (*Myricaria germanica*), hestehov (*Tussilago farfara*) og moser). Hvis disse klassene kan klassifiseres med maskinlæring, vil droneflyvningene kunne detektere endringer i vegetasjonens struktur og sammensetning på elvesandjegerlokalitetene. Dette er særlig viktig for overvåking av lupiner, som kan spre seg raskt.

Vi digitaliserte treningspolygoner i QGIS fra dronebildet fra en av testlokalitetene på Kregnesteigen, tatt på 5 meter. En «random forest»-modell ble trent i R Studio ved bruk av pakkene 'raster' (Hijmans 2023), 'sf' (Pebesma 2018) og 'randomForest' (Liaw & Wiener 2002). Modellen ble trent på en «raster stack» bestående av rød, grønn og blått bånd fra ortofoto, samt DTM (digital terrengmodell) og DOM (digital overflatemodell). Dette gjør at klassifikasjonen kan ta hensyn til både spektral og strukturell informasjon.



*Klassifisert som vegetasjon på nivå 1

Figur 4.8. Treningsdataene besto av tre kategorier i to ulike nivåer. Nivå 1 inkluderte kategoriene vegetasjon, organisk materiale og eksponert sediment. Nivå 2 inkluderte også organisk materiale og sediment, men delte vegetasjon opp i busker (or i bildet over), urter, graminider, lupin, klåved, hestehov og moser.

4.3.5 Modellering av habitatets egnethet

Vi ville undersøke om de digitale terreng- og overflatemodellene (hhv. DTM og DOM) og arealklassifiseringen kunne brukes til å modellere egnet habitat for elvesandjeger. For å predikere

tilstedeværelsen av elvesandjeger brukte vi DTM- og DOM-rastere med 0,05 m oppløsning for tre larvestadier for fire områder: Fornes2, Kregnesteigen3, Kregnesteigen4 og Storrønningen3. Korrelasjonen mellom DOM og tetthet av larvehull av elvesandjeger gir informasjon om hvordan vegetasjonshøyden påvirker tilstedeværelse av larvene, mens DTM gir informasjon om tilstedeværelsen av larver i forhøyede områder med sediment på elvebredden.

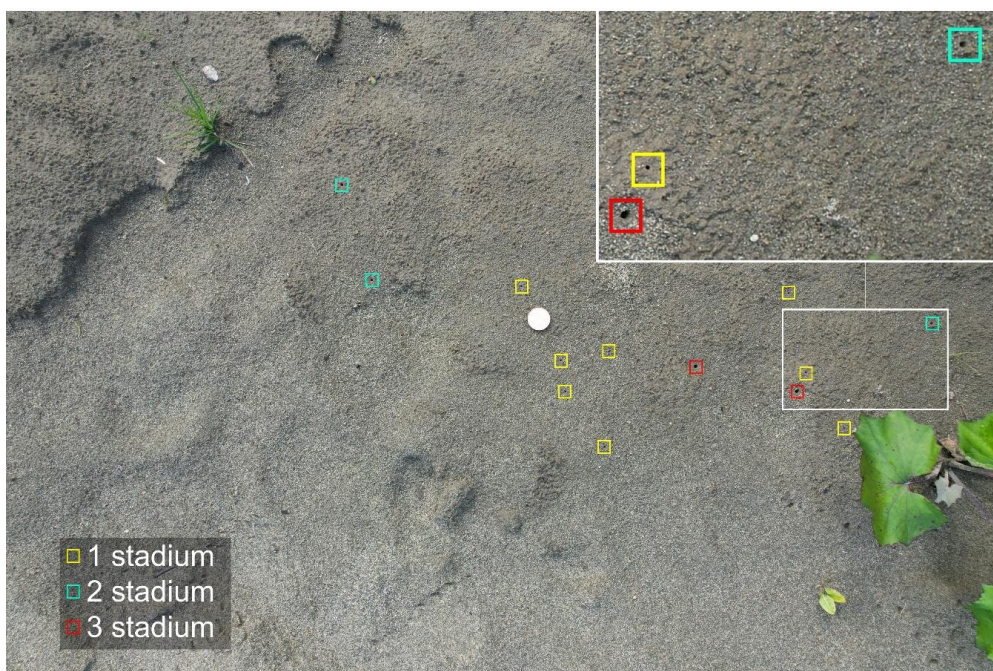
Vi genererte fire utvalgsarealer som samsvarte med arealet som ble dekket av DTM- og DOM-rasterne. I hvert utvalgsareal genererte vi 10 000 tilfeldige utvalgspunkter. På hvert utvalgspunkt hentet vi ut 1) tetthet av elvesandjeger-larvehull (data fra Evju mfl. 2022b), for hvert stadium separat, 2) verdier for DTM og 3) verdier for DOM.

Vi undersøkte data for manglende verdier, utliggere og samvariasjon. DTM- og DOM-variablene hadde ekstremt høy korrelasjon og kunne ikke inkluderes sammen i modellene. Vi satte sammen seks generaliserte lineære miksedede modeller (GLMMs), en for hvert larvestadium (responsvariabel) og enten DTM eller DOM som prediktorvariabel. Testområde ble inkludert som tilfeldig faktor i alle modellene, for å ta høyde for romlig avhengighet i dataene. Vi testet tre ulike feilfordelinger for GLMM-ene: beta, gaussiansk og zero-inflated gamma. Vi brukte DHARMA-pakken (Hartig & Hartig 2017) for å sjekke modellenes tilpasning, og modellene med zero-inflated gamma feilfordeling var best tilpasset data. Hver enkelt GLMM-modell ble tilpasset med bruk av glmmTMB-pakken (Magnusson mfl. 2017), med log-link valgt for zero-inflated gamma family (f.eks. $\text{larvestadium1} \sim \text{DTM} + (1|\text{Testområde})$, $\text{family} = \text{ziGamma}(\text{link} = \text{log})$). Vi brukte Nakagawa's pseudo- R^2 for å beregne prosentandelen variasjon forklart av modellen. Alle analyser ble gjennomført i R.

4.4 Resultat og diskusjon

4.4.1 Deteksjon av larvehull

Larvehull kunne bli detektert visuelt i ortofotoene (**Figur 4.9**, **Figur 4.10**). Fra to meter over bakken kunne man detektere både første- og andrestadiums larvehull. Fra mellom tre og fem meter var det kun mulig å detektere tredjestadiumslarvehull.



Figur 4.9. Alle tre stadier av larvehull var synlige når dronen tok bilder 0,5 meter over bakken, men det er ikke mulig å kartlegge en hel lokalitet med dronen i den høyden.



En høydetest ble også gjennomført, med 0,5 meter intervaller, for å finne egnet høyde for å detektere larvehull. En 20 kr-mynt ble plassert i senter av bildene for skala (**Figur 4.10**).

Alle tre larvestadier var synlige fra 0,5 meter over bakken, men allerede på 1 meter var førstestadiums larvehull nesten umulig å oppdage. Andrestadiums larvehull var fremdeles synlige på 2,5 meter, men ble borte på 3 meter. Tredjestadiums larvehull var så vidt synlige på 5 meter.

Å gjennomføre flyvninger over hele studieområder på 0,5 meters høyde er nesten umulig. Vegetasjonen i området begrenser den laveste høyden dronen trygt kan bli flydd.

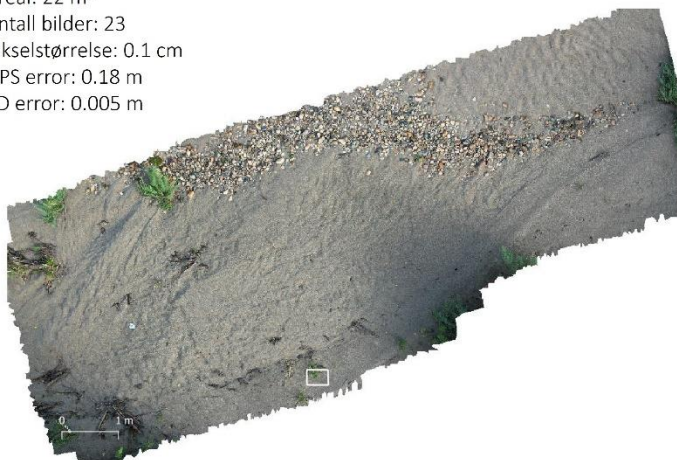
Objektdeteksjonsalgoritmen klarte ikke å kjøre på så små objekter. Selv om YOLO v5 er en svært nøyaktig og effektiv objektdeteksjonsalgoritme, så har den begrensinger når det kommer til å detektere svært små objekter. En av hovedutfordringene med å detektere små objekter er den begrensede oppløsningen til originalbildene, som kan gjøre det vanskelig å lokalisere små objekter nøyaktig i bildet. I tillegg er ikke den rutenebbaserte arkitekturen til YOLO v5 best egnet for å fange detaljer i små objekter særlig når objektene er mye mindre enn rutestørrelsen. Dette kan føre til manglende deteksjoner eller falske positive, særlig for objekter som er mye mindre enn rutestørrelsen. Dette betyr at automatisk deteksjon av larvehull ikke er mulig gitt dagens datafunksjoner.

Figur 4.10. Bildene viser samme testområdet fra ulike flyvehøyder (0,5–2,5 m med 0,5 m intervall). En 20 kr mynt ble plassert i senter av bildene for skala.

Oppdagbarheten av larvehull avhenger av både flyvehøyden og mengden overlap mellom bildene. Bildene under viser testområdene med eksempler på oppløsningen (**Figur 4.11–Figur 4.15**).

Kregnesøra / Kregnesteigen

Høyde: 3 m
 Areal: 22 m²
 Antall bilder: 23
 Pikselstørrelse: 0.1 cm
 GPS error: 0.18 m
 3D error: 0.005 m



Figur 4.11. Flybilder av område Kreg3 på Kregnesteigen med tre meters flyvehøyde (venstre) og ulike utsnitt (høyre). De røde boksene viser hvor larvehull var synlige.

Kregnesøra / Kregnesteigen

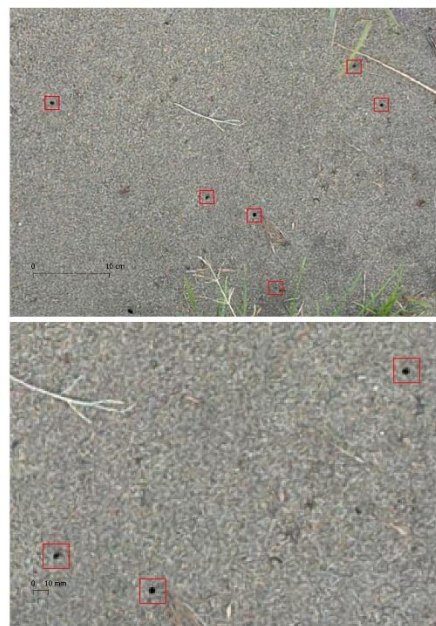
Høyde: 4 m
 Areal: 546 m²
 Antall bilder: 188
 Pikselstørrelse: 0.1 cm
 GPS error: 1.52 m
 3D error: 0.157 m



Figur 4.12. Flybilder av område Kreg4 på Kregnesteigen med fire meters flyvehøyde (venstre) og ulike utsnitt (høyre). De røde boksene viser hvor larvehull var synlige.

Kregnesøra / Kregnesteigen

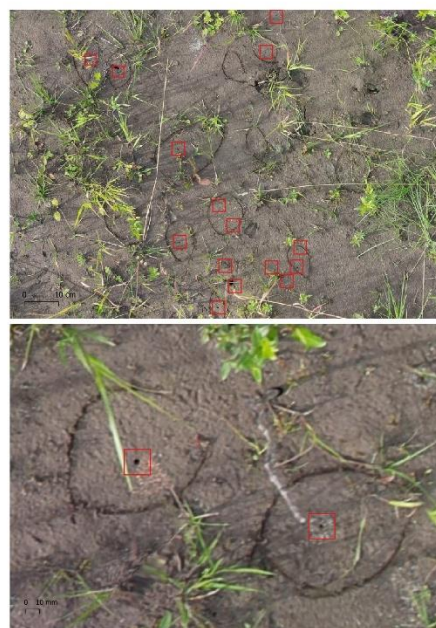
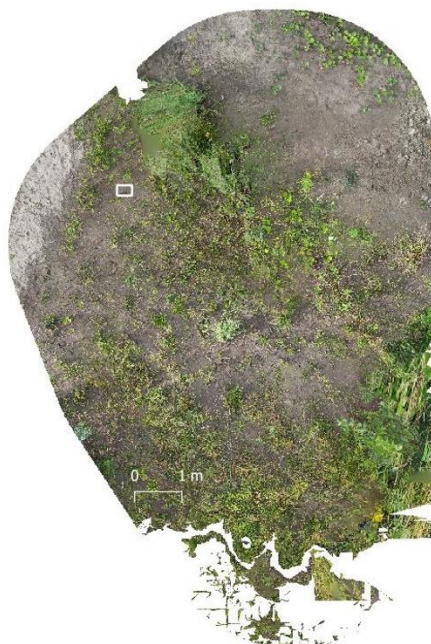
Høyde: 5 m
 Areal: 24 m²
 Antall bilder: 70
 Pikselstørrelse: 0.1 cm
 GPS error: 0.14 m
 3D error: 0.006 m



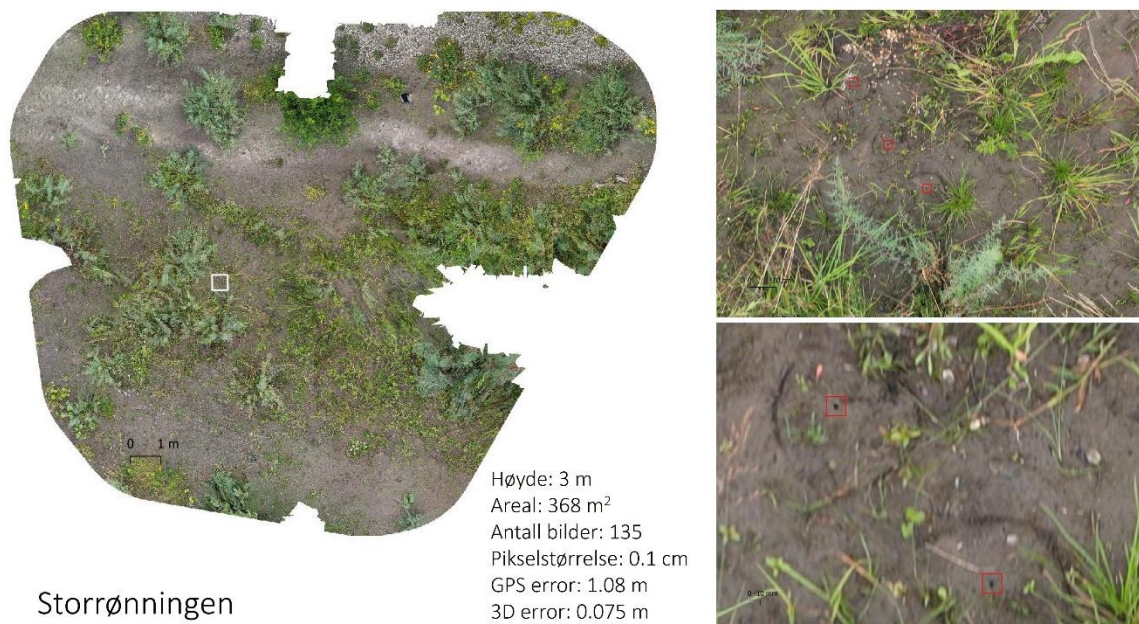
Figur 4.13. Flybilder av område Kreg5 på Kregnesteigen med fem meters flyvehøyde (venstre) og ulike utsnitt (høyre). De røde boksene viser hvor larvehull var synlige.

Fornes

Høyde: 2 m
 Areal: 213 m²
 Antall bilder: 110
 Pikselstørrelse: 0.1 cm
 GPS error: 0.32 m
 3D error: 0.036 m



Figur 4.14. Flybilder av område Fornes2 med to meters flyvehøyde (venstre) og ulike utsnitt (høyre). De røde boksene viser hvor larvehull var synlige.

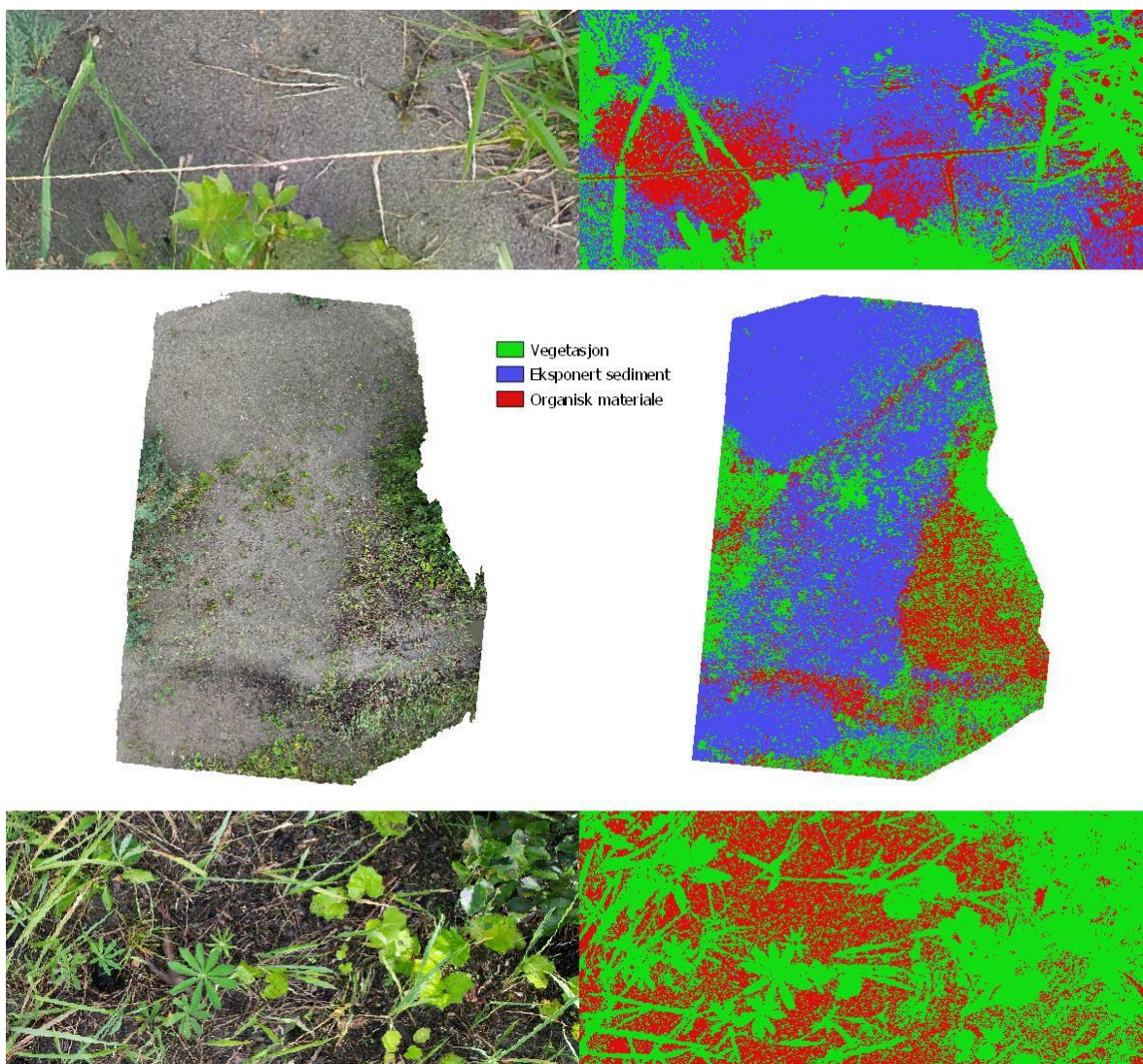


Figur 4.15. Flybilder av område Storrønningen11 med tre meters flyvehøyde (venstre) og ulike utsnitt (høyre). De røde boksene viser hvor larvehull var synlige.

4.4.2 Klassifisering av arealdekke

Klassifiseringsnøyaktigheten av nivå 1-klasser (vegetasjon, eksponert sediment og organisk materiale) var totalt sett på 94 % (**Figur 4.16**). Vegetasjon hadde den høyeste nøyaktigheten med 98 %, etterfulgt av eksponert sediment på 96 %. Organisk materiale hadde en nøyaktighet på 68 %. Den viktigste variabelen var blått bånd, etterfulgt av grønt bånd, DOM, DTM og rødt bånd (**Error! Reference source not found.**).

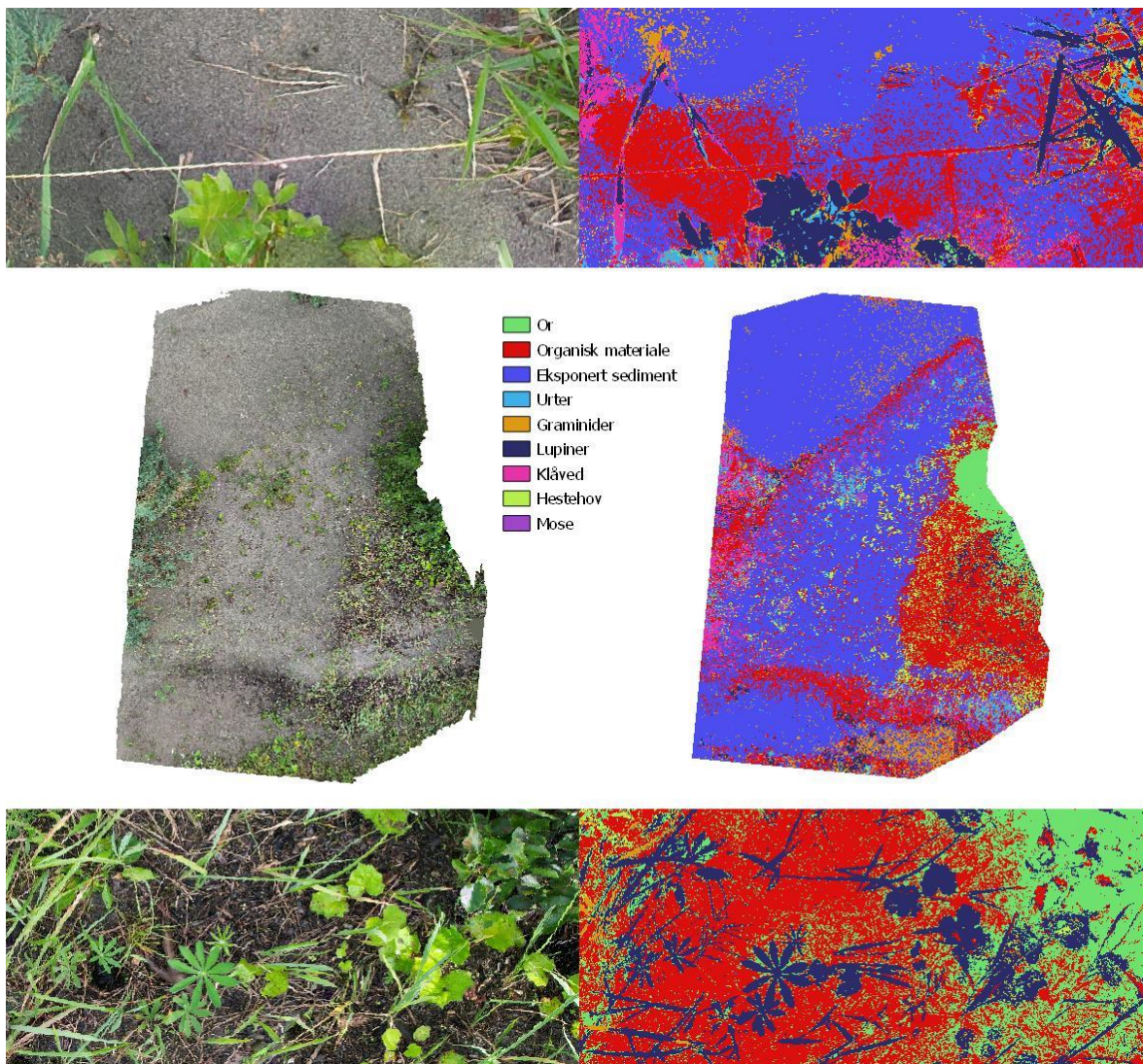
Nivå 2-klassifiseringen hadde en total nøyaktighet på 75 % (**Figur 4.17**). De to klassene med høyest nøyaktighet var eksponert sediment (97 %) og lupiner (92 %). Den klassen med lavest nøyaktighet var klåved med 60 % (**Tabell 4.2**). Disse resultatene indikerer at det er mulig å bruke drone til å lage høyoppløselige arealdekkekart som skiller mellom de forskjellige funksjonelle vegetasjonstypene, og resultatene lover godt for overvåking både av tilgjengelighet av egnet substrat og av spredning av lupiner.



Figur 4.16. Arealdekk klassifisering på nivå 1 (vegetasjon, eksponert sediment, og organisk materiale) hadde en nøyaktighet på 94%. Bildet viser område Kreg5 på Kregnesteigen.

Tabell 4.2. Klassifiseringsnøyaktighet for 2. nivå i arealdekk kartet.

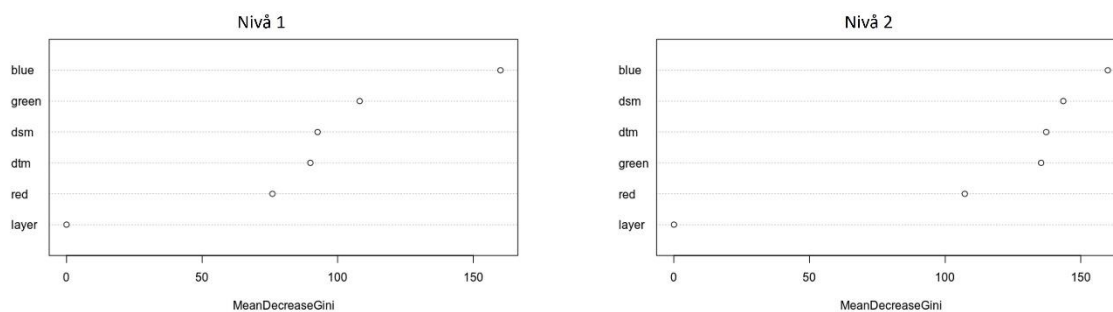
Kode	Kategori (2)	Nøyaktighet %
1	Busker	74
2	Organisk materiale	70
3	Eksponert sediment	97
4	Urter	72
5	Graminider	67
6	Lupiner	92
7	Klåved	60
8	Hestehov	67
9	Moser	88



Figur 4.17. Nøyaktigheten av klassifiseringen av arealdekke på nivå 2 var lavere enn på nivå 1 fordi vegetasjon var delt i sju klasser. Generell nøyaktighet på nivå 2 var på 75 %. Bildet viser område Kreg5 på Kregnesteigen. Or i figuren tilsvarende busker i klassifiseringsnivået.

Det var forskjell i betydningen av variablene mellom de to klassifiseringsnivåene (**Figur 4.18**). Mens blått og grønt bånd var viktige på nivå 1, ved å skille vegetasjon fra organisk materiale og sediment, var de digitale terreng- og overflatemodellene mye viktigere for å skille mellom vegetasjonstyper (på nivå 2). Forskjellen i variabelenes viktighet viser at 3D-dataene fra dronen er nyttige for å klassifisere vegetasjonstyper basert på vegetasjonens struktur.

Resultatene indikerer at det er teoretisk mulig å skille mellom vegetasjonstyper, men nøyaktigheten er bare 75 %. Det resulterende arealdekkekartet (**Figur 4.17**) viser at mange av vegetasjonsklassene i realiteten overlapper. Klåved og busker («or» i figuren) kan avgrensnes rimelig bra, men urter, lupiner og hestehov har samme spektrale egenskaper og høyde over bakken. Ettersom lupiner og hestehov har spesielle bladformer, kan en objekt-detekteringsalgoritme potensielt identifisere dem, men dronebildene ble tatt etter lupinrydding, og det var derfor for få treningsdata for å teste denne metoden.



Figur 4.18. Prediktorvariablenes viktighet (langs y-aksen) for å klassifiseringen av arealdekket, på nivå 1 (til venstre) og nivå 2 (til høyre). Variablene som ble brukt, var blått, rødt og grønt bånd. Fra ortofoto, samt digital terrengmodell (DTM) og digital overflatemodell (DEM i figurteksten, DOM i teksten).

4.4.3 Modellering av habitatets egnethet

Forekomster av elvesandjeger varierte mellom testområdene (**Tabell 4.3**). Tilstedeværelse var høyest på Kregnesteigen 3.

Tabell 4.3. Tetthet av elvesandjegerens larvehull i testområdene, fordelt på larvenes tre stadier. Tetthet er antall per 2 m², og tabellen viser min- og maksverdier i pikslene i testområdene.

Testområde	1. stadium	2. stadium	3. stadium
Fornes2	0–1,1	0–3,5	0–9,2
Kregnesteigen3	0–3,3	0–4,8	0–15,1
Kregnesteigen4	0–6,0	0–4,9	0–13,1
Storrønningen3	0–1,8	0–1,8	0–10,1

Verdiene for de digitale overflatemodellene (DOM) og terrengmodellene (DTM) varierte også mellom områdene (**Tabell 4.4**)

Tabell 4.4. Verdier for digitale overflatemodeller (DOM) og terrengmodeller (DTM) i testområdene.

Testområde	DOM	DTM
Fornes2	–5,32 – 1,92	–5,32 – –3,94
Kregnesteigen3	–60,1 – –53,7	–60,5 – –56,8
Kregnesteigen4	–65,4 – –49,8	–65,4 – –58,6
Storrønningen3	–26,8 – –24,7	–26,8 – –25,0

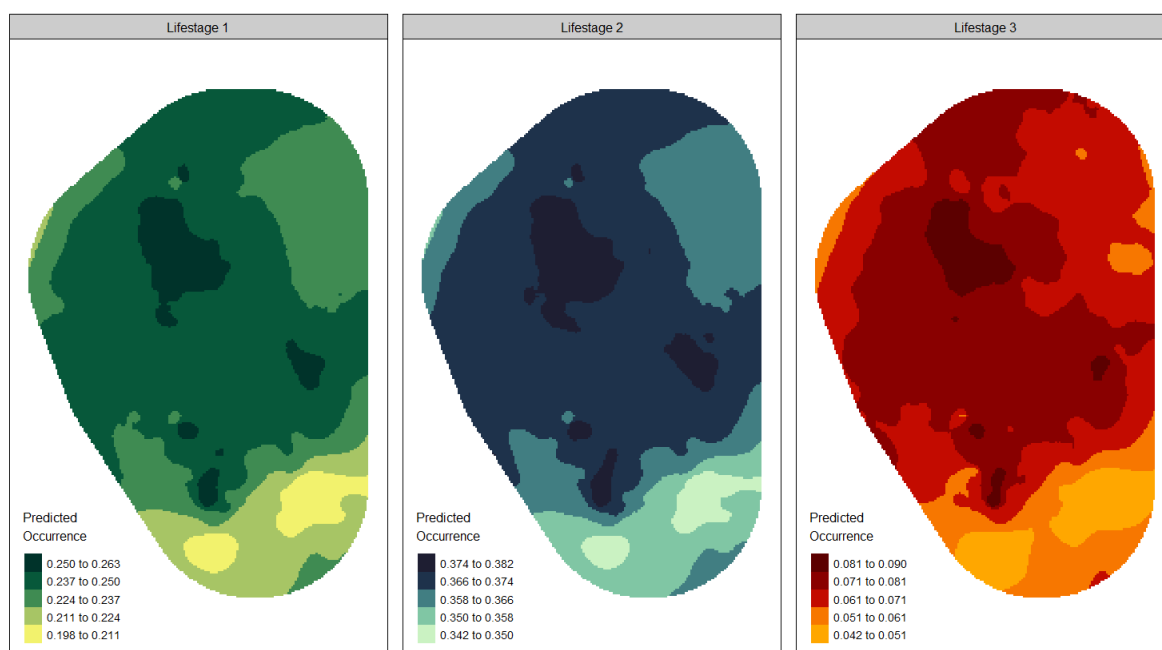
Resultatene fra de generaliserte lineære miksede modellene viste at forekomst av elvesandjegerens larvehull i stadium en korrelerte positivt med både DOM og DTM. Det samme gjorde forekomst av larvehull i stadium to, mens stadium tre korrelerte negativt med DOM og positivt med DTM (**Tabell 4.5**). Generelt virket høyere nivåer av DOM og DTM å være assosiert med høyere forekomst av elvesandjeger.

DOM og DTM som prediktorvariabler forklarte opp til 50 % av forekomstfordelingene av elvesandjeger i utvalgsrommet. For førstestadiumslarvene forklarte DOM 45,4 % og DTM 46,1 % av forekomstfordelingen. For andrestadiumslarvene forklarte DOM og DTM hhv. 41,8 % og 45,4 %, mens for tredjestadiumslarvene forklarte de hhv. 49,8 % og 50,0 %. Fordi DOM og DTM har høy

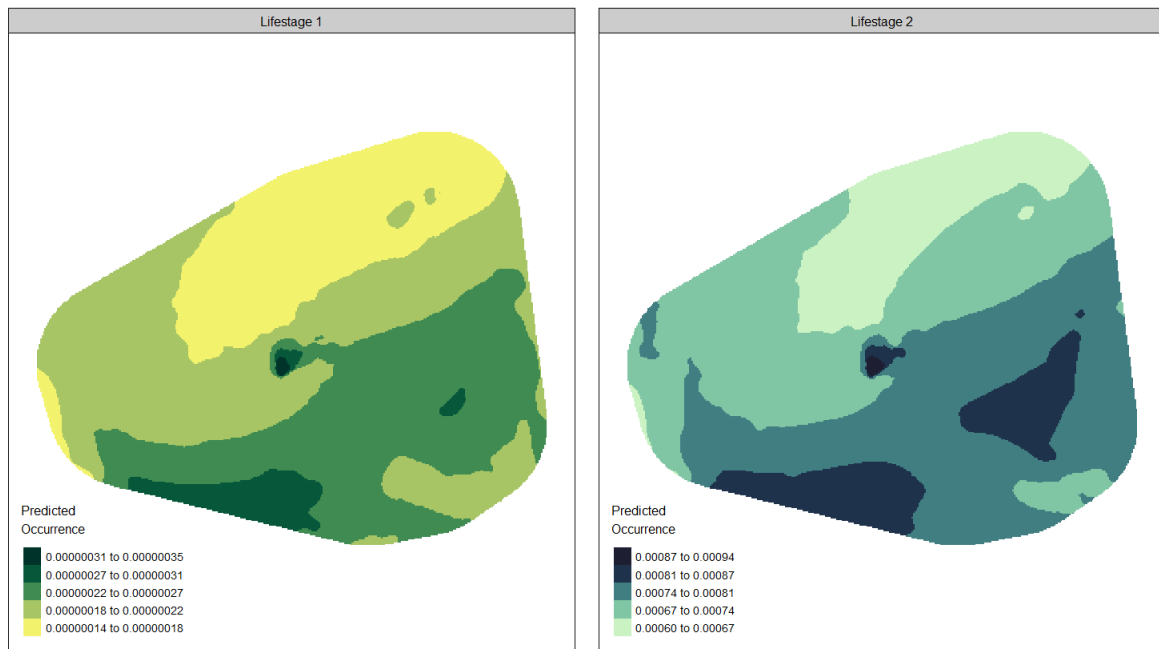
grad av samvariasjon, kan de ikke modelleres sammen, og vi foreslår å bruke DTM for å generere prediktive forekomstkart pga. den noe høyere forklaringsvekten. **Figur 4.19–Figur 4.22** viser prediksjonskart for hvert av de fire testområdene.

Tabell 4.5. Resultater av generaliserte lineære miksede modeller med tetthet av larvehull for hhv. 1., 2. og 3. stadium som responsvariabel og hhv. digital overflatemodell (DOM) og digital terrengmodell (DTM) som prediktorvariabel, modellert med zero-inflated gamma-feilfordeling og testområde som tilfeldig faktor.

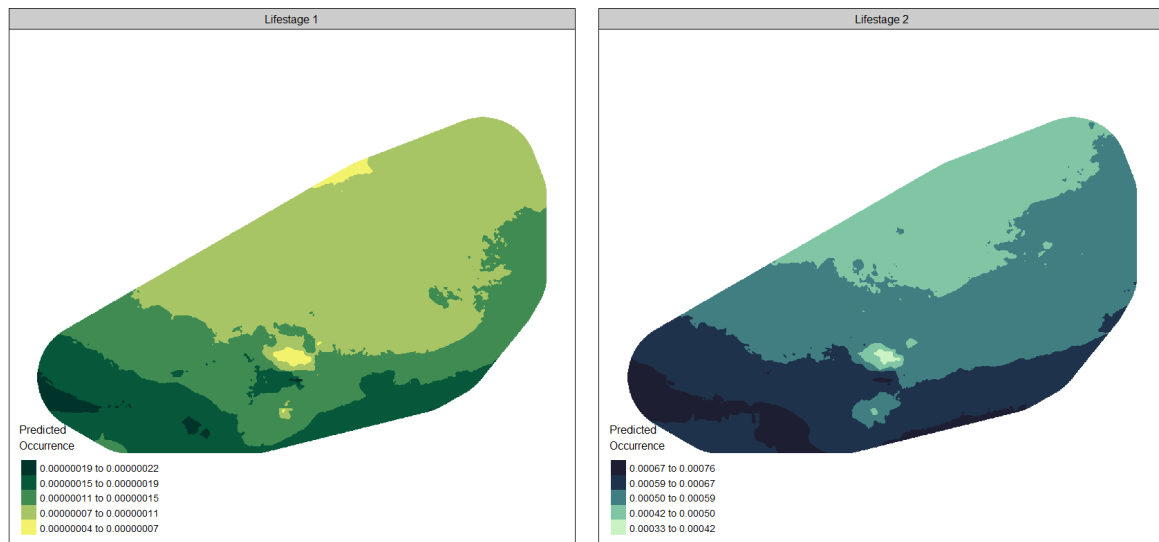
Respons	DOM			DTM		
	Estimat (β)	SE	p	Estimat (β)	SE	p
1. stadium	0,21	0,04	<0,001	0,26	0,01	<0,001
2. stadium	0,08	0,01	<0,001	0,13	0,01	<0,001
3. stadium	-0,18	0,01	<0,001	0,59	0,01	<0,01



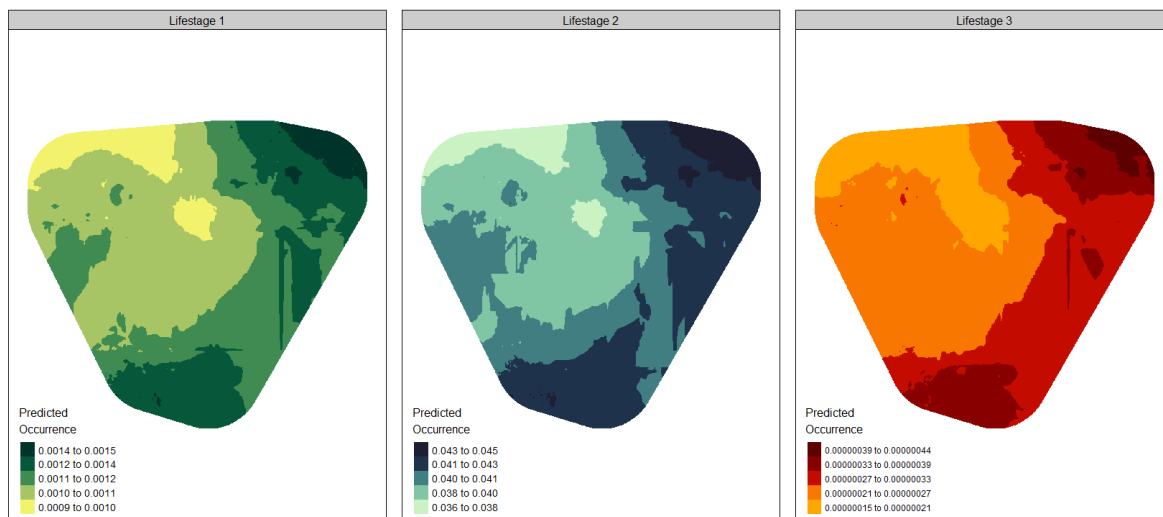
Figur 4.19. Fornes3: Predikert forekomst for hhv. larvestadium en (til venstre), to (i midten) og tre (til høyre) med digital terrengmodell. Mørkere farger betyr høyere predikert forekomst.



Figur 4.20. Kregneiteigen3: Predikert forekomst for hhv. larvestadium en (til venstre) og to (til høyre) med digital terrengmodell. Mørkere farger betyr høyere predikert forekomst. Larvestadium tre ble ikke predikert for Kregneiteigen3 fordi de predikerte verdiene fra modellen var utenfor de fysiske karakteristika målt i testområdet. Dette var et artefakt av modellingsprosedyren, som grupperte alle data fra de forskjellige testområdene.



Figur 4.21. Kregneiteigen4: Predikert forekomst for hhv. larvestadium en (til venstre) og to (til høyre) med digital terrengmodell. Mørkere farger betyr høyere predikert forekomst. Larvestadium tre ble ikke predikert for Kregneiteigen4 fordi de predikerte verdiene fra modellen var utenfor de fysiske karakteristika målt i testområdet. Dette var et artefakt av modellingsprosedyren, som grupperte alle data fra de forskjellige testområdene.



Figur 4.22. Storrønningen3: Predikert forekomst for hhv. larvestadium en (til venstre), to (i midten) og tre (til høyre) med digital terrengmodell. Mørkere farger betyr høyere predikert forekomst.

4.5 Konklusjon

Dronen er ikke i stand til å produsere det samme resultatet som en feltarbeider i form av kartlegging av tilstedeværelse av elvesandjeger. Størrelsen på larvehullene er for liten til at objektdeleksjonsalgoritmen kan detektere dem. Dronen var likevel i stand til å gi andre data om lokalitetene som ikke ville vært mulig å kartlegge i felt. Med hjelp av dronebilder kan man lage høyoppløselige arealdekkkart som kan bli brukt til å systematisk overvåke vegetasjonen over tid. Dette er nyttig informasjon ettersom tap av egnet habitat på grunn av gjengroing er en av de mest akutte truslene for elvesandjeger langs Gaula. Vi fant dessuten at det var mulig å skille forskjellige typer vegetasjon i arealdekkkartene. Dette kan være viktig for å kunne overvåke spredningen av invaderende arter eller inngrep i stedegen vegetasjon. Med hjelp av dronebilder kunne vi også produsere digitale høydemodeller. Disse tredimensjonale dataene gir innsikt i habitatpreferanser hos elvesandjeger, for eksempel om de har preferanse for høyde i forhold til elvens vannivå eller hvor tolerante de er ovenfor vegetasjonshøyde. Høydemodellene kan benyttes til å kartlegge tilgjengeligheten av og strukturelle endringer i egnet habitat over tid.

Vi mener derfor at droner kan bidra til å overvåke habitatene til elvesandjeger systematisk over tid. Disse høyoppløselige dataene vil gi forvaltningen muligheten til å ta bedre beslutninger om spredning av vegetasjon må stoppes, hvor man skal prioritere ryddeoperasjoner og ev. om det er særlige områder der man bør vurdere å regulere tilgang for allmenheten.

Våre anbefalinger for en droneovervåkningsprotokoll er som følger:

- Flyvninger bør bli gjennomført over alle lokalitetene for å etablere et utgangspunkt for arealdekke og topografi.
- Minimum tre permanente bakkekontrollpunkter (GCP) burde bli etablert for hvert felt. Koordinatene til GCPene bør bli tatt med høypresisjons-GPS. GCPer vil redusere geografiske avvik i dataene over tid. Eventuelt kan også en drone med RTK (real time kinematic) brukes for å forbedre den geografiske nøyaktigheten.
- Bakkeoppløsning er avhengig av dronen og kamerasensoren som blir brukt, samt på hvilken høyde dronen flyr over bakken. Ulike droner kan derfor gi ulik bakkeoppløsning ved samme flyvehøyde, og det forventes at oppløsningen blir bedre i årene fremover grunnet teknologisk utvikling eller bruk av mer avanserte droner. Vi anbefaler derfor at bakkeoppløsning fremfor flyvehøyde standardiseres ved gjentatte forsøk.

- Man bør sørge for høy bildetetthet. Vi anbefaler å bruke automatiserte kartleggingsapplikasjoner for å ha mer kontroll på overlapp mellom bildene. 80 % overlapp mellom bildene er anbefalt.
- Årlige flyvninger med samme parametere vil gi informasjon om endringer fra utgangspunktet med tanke på vegetasjon og topografi. Dette vil gi et bedre kunnskapsgrunnlag for forvaltning av elvesandjeger, i tillegg til å identifisere om endringer i populasjonen er et resultat av rydding eller andre miljøvariabler.
- Videre forskning på korrelasjonen mellom topografi og elvesandjegerens populasjoner trengs. Foreløpig er ikke dronebildene og punktene for elvesandjegerens larvehull samlet i felt registrert med samme geografiske nøyaktighet. Variablene kan dermed ikke sammenlignes direkte. Et eksperiment kan bli gjennomført hvor man bruker høypresisjons-GPS for å kombinere feltobservasjoner med terrengmodellene fra drone. På grunn av tettheten av larvehull og forsiktigheten som en må bevege seg i terrenget med under telling, er det imidlertid ikke hensiktsmessig å registrere alle larvehull på en lokalitet med høypresisjons-GPS.
- Det kan være mulig å legge dronebildet som et WMS-lag på et nettbrett og bruke dette som kartgrunnlag for å registrere larvehull. Det vil kunne gi bedre koordinat-presisjon enn bruk av håndholdt GPS. Vi har erfaringer med dette i andre prosjekter og anbefaler å teste det ut.

5 Klippeblåvinge

5.1 Introduksjon

Klippeblåvinge, *Scolitantides orion*, er en dagsommerfugl som har vist kraftig tilbakegang de siste tiårene (Kyrkjeeide mfl. 2023). Arten er derfor vurdert som kritisk truet (CR) på Norsk rødliste for arter (Elven mfl. 2021), og den ble vedtatt prioritert med forskrift av 20. mai 2011 etter naturmangfoldloven. Det er utarbeidet et faglig grunnlag for handlingsplan for klippeblåvinge (Endrestøl 2010).

Klippeblåvinge er historisk funnet på 23 lokaliteter fordelt på 10 kommuner i Norge (Endrestøl mfl. 2009, Bengtson & Steel 2017, Endrestøl & Bengtson 2020). Etter 1975 er klippeblåvinge kun registrert i to kommuner, Tvedestrand og Halden. Arten var ikke påvist i Tvedestrand i perioden 1996 til 2009, før den ble gjenfunnet der i 2009. Den ble siden påvist i Tvedestrand årlig frem til 2012, men er siden ikke funnet der. I dag er derfor arten etter all sannsynlighet kun i Halden kommune i Norge. Her finnes den på en strekning på omkring to kilometer langs Iddefjorden fra Torpbukta i sør til Brottholt/Nokkedal i nord. Den ble også påvist i Sponvika i 2017 (Bengtson & Steel 2017) og er påvist der årlig siden (eksempelvis Evju mfl. 2022a). Halden kommune har derfor to lokaliteter for arten, der lokaliteten Torpbukta videre er inndelt i en rekke dellokaliteter (se Endrestøl & Bengtson 2019).

Klippeblåvinge trives i (semi-)åpne habitater med soloppvarmet fjell (**Figur 5.1**), i all hovedsak nær sjøen. Lengste avstand fra sjøkanten registrert i Norge er på omkring 350 meter. Artens habitat er en blanding av impediment (svaberg/klipper), lyng og spredt busk-vegetasjon, gjerne med en sør-sørvestlig eksposisjon. I tillegg må det på lokaliteten være tilstrekkelig med vertsplanter (smørbukk) og nektarplanter i artens flygeperiode.

Artens tilbakegang historisk er i all hovedsak knyttet til gjengroing og/eller endret bruk av tidligere egnede arealer (Endrestøl 2010, Jansson 2013, Marttila mfl. 2000). Dette har på flere historiske lokaliteter medført habitatfragmentering og en reduksjon av populasjonene til et nivå hvor de lenger ikke er livskraftige.

I dette delkapitlet oppsummerer vi først artens rødlistestatus og de faktorene som påvirker artens populasjoner negativt. Deretter diskuterer vi utsettingsprogrammet som er igangsatt i 2020 og gir forslag til konkrete tiltak for videre bevaringsutsetting av klippeblåvinge.



Figur 5.1. Klippeblåvingehabitat langs Iddefjorden. Foto: Ruben E. Roos

5.2 Rødlistestatus

Prosjektet Trua natur har analysert hva som kreves av tiltak for å nedjustere rødlistekategorien til klippeblåvinge fra kritisk truet (CR) til sterkt truet (EN) i 2034 (Kyrkjeeide mfl. 2023). Arten er i rødlista for 2021 gitt følgende kriterier: A2(a); B1a(i)b(ii,iii,iv)c(iv) (Elven mfl. 2021). A- kriteriet er knyttet til en observert 80 % populasjonsreduksjon i løpet av de siste tre generasjonene, mens B1-kriteriet er knyttet til lite utbredelsesområde med kraftig fragmentering, pågående nedgang av forekomstareal, areal/kvalitet på artens habitat og antall lokaliteter/delpopulasjoner, samt ekstreme fluktuasjoner i antall reproduktive individer.

For at arten skal kunne vurderes til sterkt truet (EN) i 2034 må utbredelsesområdet overstige 100 km² (samt at forekomstarealet må overstige 10 km²), og man må stanse reduksjonen i populasjonsstørrelse. Av dette følger det at arten må gjenfinnes eller reintroduseres til Agder, samt at man må sette inn relevante tiltak for populasjonene i Halden for å stanse populasjonsreduksjonen der.

5.3 Negative påvirkningsfaktorer og historiske tiltak

Habitatfragmentering som følge av gjengroing og arealendring har vært nevnt som de viktigste grunnene for artens tilbakegang i Norge (Endrestøl 2008, 2010). Av samme grunn har skjøtsel og habitatforbedrende tiltak, i tillegg til kartlegging og overvåking, vært foreslått som det viktigste tiltaket for å sikre arten langsiktig overlevelse i Norge, både i faglig grunnlag for handlingsplan, og etterfølgende overvåkingsrapporter (eksempelvis Endrestøl mfl. 2009, Endrestøl 2010, Endrestøl & Bengtson 2015). Forslagene til skjøtsel har vært konkret beskrevet, og det er blant annet utarbeidet et forslag til skjøtelsplan for klippeblåvingelokaliteter i Halden (Nygårds mfl. 2016, Endrestøl & Bengtson 2019, Endrestøl mfl. 2022). På tross av dette er det gjort svært få målrettede skjøtselstiltak på lokalitetene i Tvedestrand og Halden (Endrestøl mfl. 2022). De tiltakene

som er gjort, er i noen tilfeller basert på (kvalitative) anbefalinger, men i liten grad fulgt opp med etterundersøkelser av effektene. I Tvedestrand har enkelte grunneiere gjort skjøtselstiltak, hovedsakelig etter at arten forsvant derfra etter 2012, og med varierende resultat i habitatkvalitet (Endrestøl mfl. 2022). I Halden har det kun vært utført noen få mindre skjøtselstiltak – to mindre ruter innenfor dellokaliteten «Lilleneset» og Kjellvik ble ryddet for vegetasjon i 2014–2015, samt at en granhekk ble fjernet (Endrestøl & Bengtson 2017). En del av skjøtselstiltakene det er gitt tilskudd til, er oppgitt i Evju mfl. (2021a).

På tross av at klippeblåvinge har vært kategorisert som kritisk truet siden 2006, har det vært gjort få konkrete tiltak for å bedre denne artens status i Norge, utover en årlig kartlegging og overvåking siden 2009. Det er lite som tyder på at tiltakene som er gjort så langt, har hatt noen effekt på populasjonsstørrelsen, all den tid denne er blitt forverret. Det tiltaket som trolig har hatt størst positiv effekt på populasjonen i Halden, var ryddingen av dellokaliteten Monolittbruddet (Endrestøl mfl. 2022). Dette var et tiltak for å få frem de kulturhistoriske verdiene i dette området, uten tanke for klippeblåvinge. Her ble gjort en tradisjonell skoghogst, samt at deler av området ble manuelt ryddet for mindre busker og kratt (totalt i et område på omkring 15 dekar).

Tiltak for klippeblåvinge etter 2020 har i all hovedsak vært knyttet til *ex situ* oppformering som ble igangsatt i 2020 (se under). Det har de siste årene også blitt utført skjøtselstiltak på dellokaliteten Hov i Halden, både i 2021 og 2022 med tanke på å øke habitatstørrelsen og -kvaliteten (Endrestøl mfl. 2022, Evju mfl. 2022b). Dette er en lokalitet som har vært kjent for arten og overvåket siden 2014 (Endrestøl & Bengtson 2015), og hvor det fra tidligere foreligger ett gammelt funn fra 1997 (Endrestøl 2008). På denne dellokaliteten ble det i 2022 satt ut både larver av klippeblåvinge og pluggplanter av vertsplanten smørbukk. Tiltaket er derfor å anse som populasjonsforsterkning (jf. Tingstad & Endrestøl 2021).

I Hov er det utført en rekke bevaringstiltak samtidig i et område hvor arten allerede var etablert. Utsetting av klippeblåvinge og smørbukk har foregått parallelt med at området har vært ryddet for trær og kratt (**Figur 5.2**). Det er derfor ikke mulig å vurdere hvilke effekter disse tiltakene har samlet eller isolert sett på populasjonen av klippeblåvinge ved Iddefjorden (Evju mfl. 2022b).



Figur 5.2. Området på dellokaliteten Hov i Torpbukta hvor det er foretatt skjøtsel samt bevaringsutsetting av klippeblåvinge og smørbukk. Røyken er fra brenning etter hogst 12. oktober 2022. Dronefoto: Megan Nowell.

Likevel har utsettingsprosjektet trolig bidratt til økt kunnskap om artens livshistorie, og har vist at det er mulig å avle klippeblåvinge *ex situ*.

5.4 Bevaringsutsetting av klippeblåvinge og smørbutikk

Bevaringsutsetting av klippeblåvinge ble foreslått som tiltak for å sikre artens langsiktige overlevelse i Norge allerede i faglig grunnlag for handlingsplan for arten (Endrestøl 2010). Der omtales hovedsakelig tiltaket for å reintrodusere arten til tidligere kjente historiske lokaliteter, siden avstanden til disse fra eksisterende populasjoner er for stor for artens spredningsevne og dermed for naturlig rekolonisering. Siden er blant annet den historiske lokaliteten for arten, Håøya i Frogn kommune, vurdert som mulig utsettingslokalitet (Endrestøl 2013). Tiltaket bevaringsutsetting av klippeblåvinge er ikke diskutert videre i særlig grad, før det ble igangsatt i 2020.

For klippeblåvinge ble *ex situ* oppformering med tanke på bevaringsutsetting satt i gang i 2020. Planen var å samle inn 10 egg fra Agder, alternativt Halden dersom man ikke fant egg i Agder. Det ble gitt tillatelse til dette fra Miljødirektoratet. Arbeidet med oppformering av arten ble startet i 2020 med egg fra Halden, og supplert med ytterligere 10 egg i 2021 (ingen kilde) og 2022 (Jakobsen 2023a).

I 2022 ble 100 larver satt ut på smørbutikk i pottar på en av dellokalitetene i Torpbukta (Hov) (Jakobsen 2023b). I tillegg ble 169 pluggplanter av smørbutikk satt ut på utsettingslokaliteten og ved Monolittbruddet, en annen av dellokalitetene i Torpbukta.

5.5 Generelt om bevaringsutsetting av sommerfugler

Bevaringsutsetting av sommerfugler er blitt et stadig mer aktuelt tiltak for å sikre en langsiktig overlevelse av trua arter globalt. På tross av dette er det svært få utsettingsprogrammer som er gjennomført på en måte som er repeterbar etter vitenskapelige standarder og utført med en strukturert beslutningsprosess som grunnlag. Videre er få utsettingsprosjekter godt dokumentert, verken i vitenskapelig eller grå litteratur (Daniels mfl. 2018). Schultz et al. (2008) nevner at mange tidligere utsettingsforsøk av trua sommerfugler i Storbritannia og USA ble mislykkede nettopp fordi det ikke var dokumentert noe mål for utsettingen, informasjon om kildepopulasjon, antall individer, faktorer knyttet til selve utsettingen (antall utsettingslokaliteter, status på utsettingslokalitetene osv.), i tillegg til mangel på økologisk kunnskap om de aktuelle artene.

Vi har få eksempler på bevaringsutsetting av sommerfugler i Norge, spesielt der *ex situ* oppformering er inkludert. Et unntak er lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognom*, hvor hele tiltaket er beskrevet i detalj i Elven (2014). På tross av et isolert sett vellykket resultat av oppformeringen, og dokumentert parring mellom en hunn fra fangenskap og en vill hann etter reintroduksjon, er arten nå trolig forsvunnet fra landet (Elven & Bengtson 2016). Prosjektet er også diskutert i Tingstad & Endrestøl (2021). Et annet eksempel på bevaringsutsetting av sommerfugler er heroringvinge *Coenonympha hero*. For denne er det i en årrekke flyttet voksne individer fra Brønnøya til den nærliggende øya Borøya (som også er en tidligere kjent lokalitet for arten). Man har siden 2018 årlig flyttet ti voksne individer, og årlig undersøkt en eventuell etablering på donorlokaliteten før utsetting. I 2022 var første året det ble dokumentert individer av heroringvinge på Borøya før utsetting, noe som antyder at arten har overlevd fra utsettingen året før (Bengtson, R. pers. medd.).

Felles for begge disse prosjektene er at man i all hovedsak satte ut individer fra donorpopulasjonen på en tilsynelatende tom historisk lokalitet. Hvorvidt etableringen har vært vellykket, kan da enkelt følges opp gjennom inventeringer påfølgende sesonger. Slike oppfølginger er viktige, og kan gi svar på viktige momenter i forhold til populasjonsutviklingen (van Langevelde & Wynhoff 2009).

5.6 Innspill til veien videre for klippeblåvinge

I det videre kommer vi med innspill til planlegging og gjennomføring av bevaringstiltak for klippeblåvinge, med fokus på bevaringsutsetting, og hvordan tiltak og overvåking av effektene av tiltakene kan samkjøres. Dette er i all hovedsak basert på anbefalinger gitt i Daniels mfl. (2018) og Tingstad & Endrestøl (2021).

Vi har videre tatt som utgangspunkt at det mest aktuelle er å reintrodusere arten til historiske lokaliteter, ev. til antatt egnede områder i nærheten av historiske lokaliteter.

I det videre arbeidet er det vesentlig at man følger anbefalingene gitt for reintroduseringsprosjekter for å sikre en god informasjonsflyt i tiltakene og at disse (herunder planlegging, gjennomføring og etterundersøkelser) er utformet på en måte slik at effektene kan dokumenteres, og at effektene er relevante og størst mulig for måloppnåelse (Daniels mfl. 2018 og Tingstad & Endrestøl 2021).

Daniels mfl. (2018) angir sju hovedmomenter som må inngå i en bevaringsutsetting av sommerfugler (**Vedlegg 1**). Disse momentene er som følger:

1. Dokumentasjon før alle bevaringsutsettinger, for planleggingsformål.
2. Etablere en plan for å publisere/rapportere resultater.
3. Dokumentere *a priori* spørsmål angående mål for utsetting og overvåking.
4. Overvåking etter utsetting (kortsiktig).
5. Overvåking etter utsetting (langsiktig).
6. Habitatovervåking.
7. Prosjektevaluering og dokumentasjon.

For å identifisere hvilke trinn som må tenkes gjennom for å utvikle en strategi for bevaringsutsetting, har vi brukt flytskjemaet for bevaringsutsetting jf. Tingstad og Endrestøl (2021) i **Tabell 5.1**.

Tabell 5.1. Utfylt flytskjema for bevaringsutsetting av klippeblåvinge, jf. Tingstad & Endrestøl (2021).

Steg	Spørsmål	Kunnskapsbehov
Steg 1	Trenger man feltstudier om:	
	Populasjonsstatus?	Ja. Overvåking av populasjonene har foregått i regi av NINA siden 2008 (Endrestøl mfl. 2009). Populasjonen i Torpbukta har hatt nokså store årlige svingninger (fra 65 til 525 egg), men trenden har siden 2020 vært nedadgående (Evju mfl. 2022b). Populasjonsovervåking er anbefalt å fortsette (Evju mfl. 2022b). Populasjonsgenetikken til arten i Skandinavia er ukjent, både historisk og nåværende mellom populasjoner i Norge og utenfor Norge. Populasjonsgenetiske studier vil være viktig for å vurdere flytting/utsetting og overvåking av utsatte individer (Daniels mfl. 2018), samt eventuelt supplering av individer fra utenlandske populasjoner. Studier fra Polen setter spørsmålstegn ved hvorvidt de skandinaviske populasjonene er en egen underart (haplotype) (Czajkowska mfl. 2020).
	Utbredelse?	Ja. Samtlige historiske lokaliteter til arten er undersøkt siden overvåking av arten begynte i 2008 (se eksempelvis Endrestøl & Bengtson 2011). Også en rekke antatt

		potensielle lokaliteter er undersøkt (se eksempelvis Endrestøl & Bengtson 2012, 2018; Endrestøl mfl. 2021). Utbredelsen er dermed nokså godt undersøkt, men gitt artens tilsynelatende vanlig forekommende habitat er fortsatt mange områder dårlig undersøkt. Oppdagelsen av arten i Sponvika i 2017 (Bengtson & Steel 2017) bekrefter dette. Kystnære områder i Telemark er kanskje dårligst undersøkt. Angående bevaringsutsetting i Agder bør det være prioritert å kartlegge med tanke på å finne den mest optimale utsettingslokaliteten, og dernest området innenfor artens spredningsdistanse der.
	<i>Habitat?</i>	Ja. Selv om vi har grunnleggende forståelse av hva klippeblåvinges klimatiske krav er for voksne individer (lune, soleksponerte bergskråninger), kan kunnskap om hvorfor tilsynelatende egnet areal ikke blir brukt av arten, forbedres. Vi vet ikke hvorfor arten har forsvunnet fra enkelte historiske lokaliteter, eller hvilke faktorer som gir populasjonssvingninger.
	<i>Økologiske behov og krav?</i>	Ja. Vi har kunnskap om at arten trenger tilstedeværelse av (soleksponerte) vertsplanter (smørbukk), og nektarplanter, men noe manglende forståelse om andre faktorer (predatorer, vegetasjonsstruktur). Det er ikke mangel på tilsynelatende egnet habitat langs kysten fra Halden til Agder, selv om arten mangler de aller fleste steder.
Steg 2	<i>Må man ha arten i fangenskap for å skaffe kunnskap som ikke kan skaffes gjennom feltstudier?</i>	Nei. Men gitt at arten oppformerer i fangenskap allerede, kan man skaffe seg verdifull informasjon om artens biologi som kan være nyttig i forvaltningen av ville populasjoner. Dette kan gjøres som direkte observasjoner under oppformeringen, eller gjennom enkle tilleggsundersøkelser. Dette kan være forhold som artens fenologi, lengde på ulike stadier under ulike forhold, antall egg en hunn legger, overlevelsesrater av de ulike stadiene, hva som kreves av nektarplanter, hvordan været påvirker flyveaktiviteten, mikroklimatiske forhold, hvorvidt maur påvirker overlevelsen, hvor mye vertsplante en larve trenger i sitt livsløp, hvilke vertsplanter som prefereres for egglegging (gitt ulik eksponering), om ev. andre vertsplanter kan benyttes (f.eks. <i>Sedum spp.</i>) og ev. hvor på planten eggene legges.
Steg 3	<i>Trenger man å oppformere i fangenskap for å:</i>	
	<i>Skaffe seg kunnskap om artens formeringsbiologi?</i>	Nei. Dette er kjent gjennom allerede pågående oppformering.
	<i>Produsere avkom til bevaringsutsetting?</i>	Ja. Det er urealistisk med flytting og direkte utsetting av denne arten. Grunnen er at donorpopulasjonen trolig er for svak for å hente ut individer årlig, og at man gjennom oppformering i større grad kan sikre et adekvat antall, samt synkroniserer fenologien slik at man øker sannsynligheten for at arten vil etablere seg på en utsettingslokalitet. På sikt vil en <i>ex situ</i> oppformering kunne erstattes av direkte flytting, siden man kun trenger få individer for å sikre en genetisk diversitet. Bare direkte avkom av ville individer (F1) bør avles frem for å unngå kunstig seleksjon for tilpasning til <i>ex situ</i> forhold.

Steg 4A	<i>Er utsettingslokaliteten umiddelbart klar for utsetting?</i>	Ukjent. Det er i liten grad gjort konkrete vurderinger av egnede utsettingslokaliteter, både i Halden og i Agder. Det må derfor påregnes å gjøre vurderinger av dette i forkant av en utsetting for å sikre at sannsynligheten for overlevelse er størst mulig. Dette inkluderer også vurderinger av behov for og eventuelt gjennomføring av skjøtsel. Samtidig er det knyttet en rekke juridiske problemer med å sette ut en art med økologisk funksjonsområde definert i forskrift (Se 5.7.2 og Framstad mfl. 2018).
Steg 4B	<i>Er tiltak/skjøtsel påkrevd for å:</i>	
	<i>Begrense/eliminere negative påvirkningsfaktorer?</i>	Ja. De viktigste negative påvirkningsfaktorene er knyttet til endret arealbruk, samt gjengroing av habitatene. Arealendring skjer i stor skala i dag innenfor artens økologiske funksjonsområde i Tvedestrand. Samtidig er gjengroing en pågående prosess som truer flere av dagens delpopulasjoner. Det er derfor vesentlig at dagens kjente lokaliteter og eventuelle utsettingslokaliteter sikres kontinuerlig skjøtsel og langsiktig bevaring, uavhengig av eventuell bevaringsutsetting.
	<i>Kontrollere eller begrense predatorer/beitedyr/konkurranser/fremmede arter</i>	Sannsynligvis. Den viktigste konkurrenten til klippeblåvinge er trolig rådyr. Rådyr kan beite mye smørbukk, og på de fleste lokaliteter med klippeblåvinge er det avklippede smørbukk etter rådyrbeite. Det er for øvrig ikke kjent hvor stor denne effekten er, eller om det er begrensende for vertsplanteforekomstene. Undersøkelser har vist at hunner av klippeblåvinge preferer hele smørbukkplanter over skadde planter (Johansson 2021). Et tilleggsmoment er at både larver og egg trolig blir spist av rådyr. Det kan derfor være aktuelt å gjerde inn eventuelle utsettingslokaliteter, ev. deler av disse, for å måle effekten av rådyrbeite.
	<i>Gjenskape habitat</i>	Ja. Gjengroing er en viktig negativ påvirkningsfaktor på lokalitetene til klippeblåvinge. Det betyr at selve lokaliteten der artens finnes, med jevne mellomrom må skjøttes for å opprettholde en riktig matriks av vertsplanter, småbusker, åpne bergflater og nektarplanter. På de fleste lokaliteter kan dessuten habitatene utvides gjennom målrettet skjøtsel.
	<i>Gjenskape næringsnett</i>	Kanskje. Det har vært gjort forsøk på bevaringsutsetting av pluggplanter av smørbukk i 2022. Hvorvidt disse har overlevd og eventuelt blir benyttet av klippeblåvinge til egglegging, vil vi først få svar på tidligst i 2023. Gitt at dette gir positive resultater kan tiltaket være aktuelt for å forsterke allerede eksisterende populasjoner, eller for å tilrettelegge for en bevaringsutsetting av klippeblåvinge.
	<i>Ta hensyn til andre bevaringsverdier</i>	Ukjent. Skjøtsel vil sannsynligvis være positivt også for andre arter knyttet til utsettingslokaliteten, men dette bør undersøkes og en overvåkingsprotokoll som tar hensyn til andre bevaringsverdier utarbeides.
Steg 5	<i>Bevaringsutsetting</i>	Må planlegges. 100 larver ble satt ut sommeren 2022 på en lokalitet i Hov (Jakobsen 2023b), men det er usikkert (og vanskelig å vurdere) hvorvidt de overlever og bidrar til å forsterke delpopulasjonen.

		Pluggplanter av smørbukk ble satt ut på to lokaliteter i Hov (Evju mfl. 2022b), og det er lagt grunnlag for å vurdere om disse overlever og på sikt om de vil brukes som vertsplanter av klippeblåvinge.
Steg 6	<i>Overvåking av utsatte individer/lokaliteten</i>	Må planlegges. Det er ikke gode metoder for å overvåke om utsatte larver overlever. I en del bevaringsutsettingsprosjekter på sommerfugler setter man ut voksne sommerfugler og bruker fangst-gjenfangstmetoder for å overvåke de utsatte individenes bidrag til populasjonen (se f.eks. Marttila mfl. 2000, Adamski & Witkowski 2007, Czajkowska mfl. 2020, Adamski & Cmiel 2022), men dette er en relativt invasiv overvåkingsmetode. Ved populasjonsforsterking er det mulig at suksess bare kan måles indirekte, gjennom bestandsendringer (se Evju mfl. 2022b), men dette er høyst usikkert. Ved reintroduksjon vil det være mulig å overvåke etablering, overlevelse og bestandsutvikling.

5.7 Forslag til konkrete tiltak og vurderingsmomenter

5.7.1 Halden

Som konklusjon på det som er beskrevet over, er det for populasjonen i Halden sitt vedkommende nødvendig å stoppe nedgangen i populasjonene. Med de tiltakene som er gjort der de senere årene, kan vi håpe på en positiv effekt på delpopulasjonene, men på grunn av manglende planlegging er det trolig umulig å måle om tiltakene har effekt og hvor stor denne effekten eventuelt er (både i positiv og negativ retning). Det man konkret vil kunne vurdere, er hvorvidt de områdene som er skjøttet, og hvor det er satt ut smørbukk, vil bli benyttet til egglegging av klippeblåvinge. Erfaringer fra for eksempel Monolittbruddet tyder på at klippeblåvinge nokså raskt vil ta i bruk nye, egnede områder dersom det er individer tilgjengelig i spredningsavstand fra stedet. I Finland fant man at populasjonene av klippeblåvinge hadde en noe forsinket respons på skjøtsel, men at både populasjonene av sommerfuglen og vertsplanten tok seg opp få år etter skjøtsel (Marttila mfl. 2000).

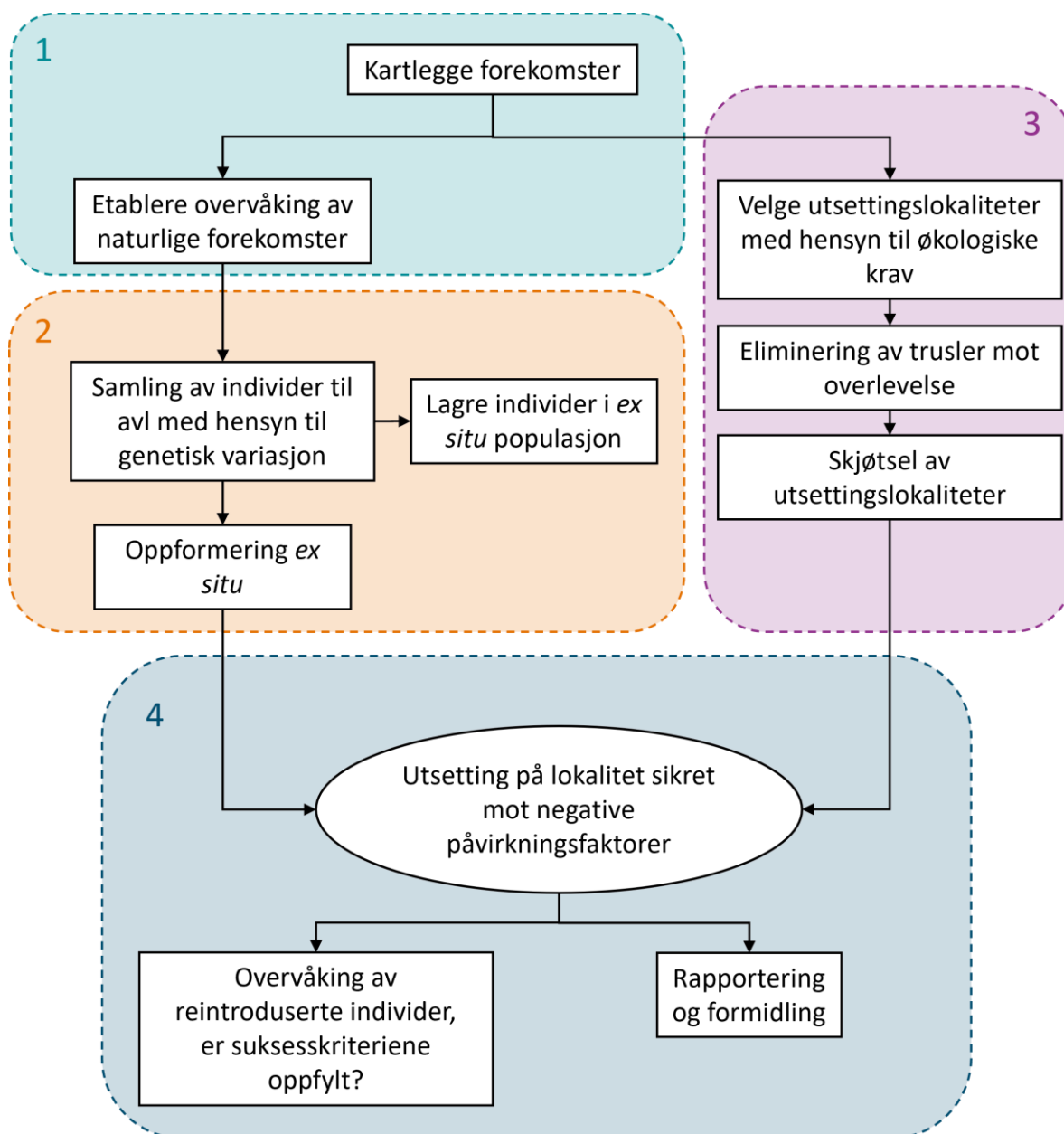
Det foreligger en rekke forslag til skjøtselstiltak som man umiddelbart kan utføre i Halden (se for eksempel Endrestøl & Bengtson 2019, Kyrkjeeide mfl. 2023). Dersom utsetting av smørbukk viser seg å ha effekt, kan man vurdere å videreføre dette tiltaket.

5.7.2 Agder

Kartlegging: Det har vært gjort målrettede søk etter klippeblåvinge på alle de relevante historiske lokalitetene til klippeblåvinge i Agder. Samtidig er en rekke potensielle lokaliteter undersøkt, både på fastlandet og på ulike øyer (se Endrestøl & Bengtson, flere år). Lokaliteten hvor arten ble oppdaget i 2009 og tilgrensende områder, har vært kartlagt omkring årlig i perioden 2009 til 2022. Vi anser det derfor som lite trolig at arten fortsatt finnes i Agder, men kan heller ikke utelukke det. I forbindelse med igangsetting av oppformering av klippeblåvinge, kom det frem opplysninger om at det skulle være lokaliteter i Agder som hadde hatt klippeblåvinge nokså nylig, som ikke var undersøkt i forbindelse med overvåkingsprosjektet for arten. Dette er et eksempel på opplysninger (og lokaliteter) som må undersøkes før man kan sette i gang en eventuell utsetting i Agder (se **Figur 5.3**).

Utsettingslokalitet: En reetablering i Agder vil være en forutsetning for at arten skal kunne vurderes til sterkt truet (EN) i 2034 (Kyrkjeeide mfl. 2023). Hvorvidt man skal vurdere det som en reintroduksjon eller introduksjon, avhenger av hvor nært man velger utsettingslokalitet i forhold

til historiske funn. En del historiske lokaliteter for arten er dårlig stedfestet, og artens utbredelse var også trolig nokså dårlig undersøkt før 1980-tallet. En del av de historiske lokalitetene er dessuten, på grunn av arealendringer, ikke lenger egnet som habitat for klippeblåvinge. Nærheten til historiske lokaliteter bør derfor være underordnet det å velge lokaliteter man mener er best egnet i forhold til ønsket mål om etablering og langsiktig overlevelse. Behovet for forundersøkelser og ev. skjøtselbehov vil være vesentlige faktorer for valgt av utsettingslokalitet. I alle tilfeller må man gjennom dette punktet sikre at lokaliteten er best mulig tilrettelagt *før* utsetting.



Figur 5.3. Diagram for utsetting av klippeblåvinge jf. Reiter mfl. (2016), med ulike delprosjekter. 1. Kartlegging og overvåking av kjente forekomster. 2. Forsøk rettet mot avl av klippeblåvinge ex situ. Her er det viktig at genetisk variasjon blir ivaretatt. 3. Utvalgelse av egnede utsettingslokaliteter forankret i kunnskap om artens økologi. 4. Utsetting på utsettingslokaliteten. Det er viktig at lokaliteten er sikret mot faktorer som kan påvirke populasjonene negativt, som for eksempel nedbygging. Utsatte individer bør overvåkes, og det må undersøkes om forhåndsdefinerte suksesskriterier er oppnådd.

Det vil være nærliggende å vurdere lokaliteten i Tvedestrand (Rørkil/Krokvåg) hvor arten sist var observert i 2012, som utsettingslokalitet. Det vil være mindre utfordrende i forhold til gjeldende lovverk (se *juridiske betraktninger* under). Samtidig har vi ingen kunnskaper om hvorfor arten forsvant fra området i 2012, og etter den tid er det dessuten gjort betraktelige inngrep i artens økologiske funksjonsområde der. Det er derfor ikke gitt at dette, om man ser Agder under ett, er den best egnede utsettingslokaliteten for arten. Det vil være en rekke hensyn å vurdere for å velge ut en egnet utsettingslokalitet. Dette er diskutert mer i detalj i Tingstad & Endrestøl (2021). Dette kan inkludere følgende liste (ikke uttømmende):

- a) Området har en forvaltningsmessig avklart situasjon, det vil si at det ikke foreligger planer om arealendringer som kan hindre måloppnåelse om etablering og langsiktig overlevelse. Negative påvirkningsfaktorer er begrenset/eliminert. De juridiske forholdene er avklart (se under).
- b) Arealet er av en størrelse som sikrer at arten kan spre seg – gjerne til flere nærliggende egnede områder som kan legge til rette for en metapopulasjonsstruktur. Den romlige fordelingen av egnet habitat kan være viktig for hvorvidt arten sprer seg naturlig eller ikke (van Langevelde & Wynhoff 2009).
- c) Arealet har, eller kan restaureres til å ha, nødvendige kvaliteter som kan sikre måloppnåelse. Dette inkluderer også nærliggende områder eller spredningsområder.
- d) Andre bevaringshensyn eller biologiske kvaliteter er ikke i konflikt med utsettingen.

Juridiske betraktninger. Et vesentlig punkt som forvaltningen må avklare, er de juridiske implikasjonene av å flytte en prioritert art med økologisk funksjonsområde definert i forskrift. En del generelt om temaet er diskutert i Tingstad & Endrestøl (2021). For en ev. utsetting i Agder vil dette i all hovedsak omhandle *Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*, *Forskrift om fremmede organismer* og *Forskrift om klippeblåvinge (Scolitantides orion) som prioritert art*. I naturmangfoldloven vil §5 om forvaltningsmålet for arter være bærende. Videre vil §§7-12 være retningsgivende for offentlig beslutningstaking, samt §27 «Hvis en art står i fare for å bli utryddet, skal myndigheten etter loven her vurdere om det i tillegg til vedtak etter § 23 (prioriterte arter) skal iverksettes bevaringstiltak utenfor leveområdet, hvis det kan bidra til å fremme artens overlevelse i naturen». «Bevaringstiltak» må her tolkes bredt, og vil kunne omhandle alle typer skjøtsel og habitatforbedrende tiltak, inkludert *ex situ* oppformering og etterfølgende bevaringsutsetting.

Forskrift om fremmede organismer vil være relevant for utsetting av en art dersom arten ikke finnes på «stedet» (se diskusjon om «stedet» i Tingstad & Endrestøl 2021). Ved utsetting i Agder vil denne forskriften derfor være relevant, selv om man velger å sette ut arten der den sist ble observert (man må da definere «nylig» og bruk av «ikke-stedegent» materiale, se Tingstad & Endrestøl 2021).

Forskrift om klippeblåvinge (Scolitantides orion) som prioritert art vil medføre implikasjoner på en utsettingslokalitet, og de områder den ev. sprer seg til derfra. I forskriften står følgende: «*Enhver form for uttak, skade eller ødeleggelse av klippeblåvinge er forbudt. Som ødeleggelse regnes uttak, ødeleggelse eller skade av vertsplanten smørbukk (Hylotelephium maximum) i det økologiske funksjonsområdet for klippeblåvingen og andre handlinger dersom de er egnet til å skade, forstyrre eller på annen måte forringe individer av arten*». Problemstillinger rundt definisjonen av økologisk funksjonsområde og klippeblåvinge er gitt i Framstad mfl. (2018). Jf. dagens regelverk vil arten, gitt etablering på ny lokalitet, måtte gis et økologisk funksjonsområde etter det arealet den er etablert på («leveområde»), hvilket igjen vil få forvaltningsmessige konsekvenser for de som disponerer arealene. Dette vil igjen kunne gjøre det utfordrende å få lokal aksept for en slik type tiltak. Samtidig er det viktig at en utsettingslokalitet er lokalt forankret blant grunneiere og kommune, slik at man kan sikre arten en langsiktig overlevelse på stedet. Unntaket vil her være dersom man velger å sette arten ut på lokaliteten hvor den sist ble observert i 2012, hvor det allerede er definert et økologisk funksjonsområde for arten.

Bevaringsutsetting: Dersom man ønsker å reetablere arten i Agder, er det vesentlig at man følger anbefalte retningslinjer for bevaringsutsetting. Vi går ikke inn på detaljer her, men henviser til Daniels mfl. (2018; se **Vedlegg 1**) og Tingstad & Endrestøl (2021). Essensen er at det er en planmessig prosess fra forundersøkelser, tilrettelegging, oppformering og utsetting, og til etterundersøkelser. Det betyr videre at alle stegene dokumenteres slik at man kan ha en adaptiv prosess som øker sjansen for at prosjektet lykkes.

5.7.3 Kunnskapsinnhenting

Genetiske analyser: Dette kunnskapsbehovet er nevnt allerede i faglig grunnlag for handlingsplan for klippeblåvinge (Endrestøl 2010). Der ble det fremhevet et behov for å få informasjon om den genetiske variasjonen mellom;

- 1) norske populasjoner
- 2) norske populasjoner og svenske populasjoner
- 3) nordiske populasjoner og europeiske populasjoner

Det vil være av stor forvaltningsmessig verdi å få til et internasjonalt samarbeidsprosjekt der mange land med populasjoner av klippeblåvinge bidrar inn med materiale for å få så god oversikt over artens populasjonsgenetikk (i tid og rom) som mulig (se eksempelvis Czajkowska mfl. 2020). Det vil også være viktig for å overvåke den genetiske sammensetningen til individene i *ex situ* populasjoner. Slike overbyggende genetiske undersøkelser vil være en forutsetning før man eventuelt vurderer å hente inn individer fra Sverige til *ex situ* oppformering eller forsterkningsutsetting i Norge. Dette er grunnleggende og viktig kunnskap for fremtidig forvaltning av arten, som kan illustreres med eksempelet om lakrismjeltblåvinge (se Tingstad og Endrestøl s. 52–53). Da lakrismjeltblåvinge forsvant fra Norge etter *ex situ* bevaring og utsetting, ble det vurdert å ta inn individer fra Sverige. Der var de samtidig i ferd med å sette i gang *ex situ* bevaring av arten, men fikk aldri satt i gang prosjektet før arten også var forsvunnet fra Sverige. Nå planlegger de i Sverige å ta inn individer fra Latvia etter inngående genetiske analyser basert på museumsmateriale. Disse analysene ville sannsynligvis vært mye enklere og trolig blitt bedre om de var gjort mens populasjonene var tilstede.

5.8 Anbefalinger

Daniels mfl. (2018) presenterer et sett med ulike momenter som bør inn i et utsettingsprogram for sommerfugler, videreutviklet fra IUCN sine generelle retningslinjer (IUCN/SSC 2013, se også **Vedlegg 1**). Daniels mfl. (2018) anerkjenner at listen med momenter i mange tilfeller kan være for omfattende, men anbefaler at alle prosjekter som et minimum må utvikle klare mål, øke detaljeringsgraden for all dokumentasjon knyttet til utsettinger og ha bred deling av resultater med forvaltning og øvrige. Videre påpeker de at overvåking av individene etter utsetting er essensielt, hvor det bør foreligge en klar overvåkingsplan og definerte suksesskriterier (Daniels mfl. 2018). Mange av de samme momentene er diskutert i Tingstad & Endrestøl (2021) og oppsummert i **Error! Reference source not found..**

Vi vurderer at prosessen rundt utsetting av klippeblåvinge så langt har vært suboptimal, i all hovedsak fordi utsetting ble gjennomført før det ble vurdert om utsettingslokaliteten var egnet og at skjøtselstiltak ble gjennomført samtidig med utsettingen (av både vertsplanter og sommerfugler). Det betyr at å dokumentere hva effekten av både utsetting og andre tiltak er på de lokale delpopulasjonene, er vanskelig.

Oppsummert er våre anbefalinger for den videre forvaltningen av klippeblåvinge følgende:

Halden:

- Videreføre basisovervåkingen av klippeblåvinge gjennom totaltelling av egg (Evju mfl. 2022b). Her foreligger det en tidsserie på omkring 10 år, som har gitt oss viktig innsikt i

populasjonssvingene hos denne arten. Dataene er videre brukt direkte inn i rødlistevurderingen av arten. Videre overvåking vil forhåpentligvis kunne gi oss svaret på hvorvidt arten stabiliserer seg, og hvordan den utvikler seg i ulike delområder. Videreføring inkluderer å følge opp utplantede smørbukkplanter og kartlegging av klippeblåvinge innenfor de skjøttede områdene.

- Oppdatere og gjennomføre foreslåtte skjøtselstiltak. Her påligger det forvaltningen et ansvar for faktisk å gjøre planmessige og kraftfulle nok skjøtselstiltak (i samarbeid med grunneiere) for å utbedre og utvide habitatet til klippeblåvinge i Halden.
- Vurdere gjerdning på den skjøttede lokaliteten i Halden (Hov) i samråd med grunneier, for å forhindre rådyrbeite, uønsket motorisert ferdsel og kasting av hageavfall/søppel.

Agder:

Planlegging:

- Utarbeide et utsettingsprogram for Agder, hvor hele prosessen er beskrevet. Dette kan basere seg på skjema fra Tingstad & Endrestøl (2021) hvor man identifiserer kunnskaps-hull, samt skjema fra Daniels mfl. (2018) som lister opp de ulike stegene i et slikt program.

Gjennomføring:

- Kartlegging av aktuelle områder med tanke på å identifisere egnet utsettingslokalitet i Agder. Dette gjelder både i forhold til egnethet for klippeblåvinge, men også forhold knyttet til andre biologiske verdier og arealdisponeringer som kan komme i konflikt med en ev. utsetting. Definere nødvendige tiltak i forkant av utsettingen.
- Bevaringsutsetting. En fortsatt oppformering av klippeblåvinge *ex situ* vil kreve årlige uttak av egg fra donorlokaliteten i Halden. Det er viktig at det foreligger en god plan for dette, at alle steg i prosessen dokumenteres, og at man med utgangspunkt i basisovervåkingen gjør en løpende vurdering av om dette er en holdbar strategi på sikt.

Etterundersøkelser:

- Både utsatte individer og viktige habitatkvaliteter (vertsplanter og nektarplanter) må overvåkes årlig så lenge utsettingen foregår, og til man anser populasjonen som etablert. Da må det foreligge en plan for avslutning av *ex situ* bevaring, og oppstart av direkte flytting av et fåtall individer mellom Halden og den nye lokaliteten i Agder, for å tilføre utsettingslokaliteten økt genetisk mangfold og forhindre negative genetiske effekter (founder-effekt, Allee-effekt, innavl osv.) av en mulig genetisk snever genpool blant de utsatte individene fra *ex situ* oppformering.

6 Anbefalinger for videreføring

Bevaring av artenes leveområder er det viktigste tiltaket for å stanse populasjonsnedgangen som observeres hos mange trua arter. I tidligere rapporter er det utarbeidet vurderinger og forslag til tiltak og overvåkingsopplegg for hver art, der konkrete bevarings- og skjøtselstiltak omtales (Evju mfl. 2021a,b, 2022a,b, se også Kyrkjeeide mfl. 2023). Tilpasset skjøtsel og bekjempelse av fremmede arter er særlig viktig for å opprettholde kvaliteten på habitatene til de artene som omtales her. Vi anbefaler å videreføre – og der det er nødvendig – utvide skjøtselstiltakene for å utbedre og utvide habitatene for de prioriterte artene. Det bør også tilstrebes en langsiktighet i planlegging og finansiering, som kan legge til rette for utvikling av enda mer standardiserte protokoller for overvåking, og for gradvis utvidelse av overvåkingen til å omfatte nye tiltak eller nye arealer. Langsiktige strategier er helt avgjørende for å oppnå Norges internasjonale forpliktelser knyttet til å ta vare på norsk natur.

Uttesting av droner for overvåking av elvesandjegerhabitat viser lovende resultater og kan være et svært kostnadseffektivt supplement til tradisjonell overvåking. Selv om dronen ikke kan erstatte feltbiologer, kan droneteknologi gi verdifullt bidrag til å kartlegge potensielle leveområder og habitatkvalitet for trua arter. Vi anbefaler at droner innarbeides i overvåkingen av elvesandjeger, og at det testes ut også for andre arter, særlig der logistikk eller sikkerhetshensyn gjør det vanskelig med tradisjonelle feltundersøkelser.

Bevaringsutsetting er et inngripende og omfattende tiltak, med stor økologisk og økonomisk risiko, og bør være siste utvei når skjøtsel, restaurering eller andre tiltak for leveområdene ikke er tilstrekkelige (Swarts & Dixon 2008, Tingstad & Endrestøl 2021). Vi har utarbeidet kunnskapsgrunnlag for bevaringsutsetting for honningblom og klippeblåvinge i denne rapporten, som kan fungere som utgangspunkt for mer omfattende utsettingsprogram. Kunnskapsgrunnlagene gir grunnlag for å optimalisere leddene som inngår i et utsettingsprogram, og vi understreker behovet for god og langsiktig planlegging. Alle ledd i prosessen må beskrives og dokumenteres grundig (Daniels mfl. 2018, Tingstad & Endrestøl 2021), og det må planlegges overvåking som skaffer til veie kunnskap om hvorvidt de utsatte individene overlever og eventuelt reproducerer.

I tråd med tidligere anbefalinger (Evju mfl. 2020, 2021, 2022a) understreker vi behovet for å utarbeide databaser for prosjekter som omfatter tiltak for trua arter og naturtyper, inkludert bevaringsutsettinger. En slik database vil sikre at data som innsamles gjennom ulike prosjekter for overvåking av tiltakseffekter for trua arter og naturtyper, kan ses i sammenheng. Det er viktig for å bidra til læring og kunnskapsoppbygging.

7 Referanser

- Adamski, P. & Witkowski, Z.J. 2007. Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding. *Biological Conservation* 140(1-2): 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.027>
- Adamski, P. & Cmiel, A.M. 2022. The long-term effect of over-supplementation on recovered populations: why restraint is a virtue. *Oryx* 56(4): 564-571. <https://doi.org/10.1017/s0030605321000296>
- Anderson, K. & Kevin J.G. 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11.3: 138-146. <https://doi.org/10.1890/120150>
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlistefor-arter/2021/>
- Batty, A.L., Brundrett, M.C., Dixon, K.W., & Sivasithamparam, K. 2006. In situ symbiotic seed germination and propagation of terrestrial orchid seedlings for establishment at field sites. *Australian Journal of Botany* 54(4): 375-381. <https://doi.org/10.1071/BT04024>
- Bell, S.A. 2020. Translocation of threatened terrestrial orchids into non-mined and post-mined lands in the Hunter Valley of New South Wales, Australia. *Restoration Ecology* 28(6): 1396-1407. <https://doi.org/10.1111/rec.13224>
- Bengtson, R. & Steel, C. 2017. Til Sponvika i Halden etter klippeblåvinge og annet 26. mai 2017. Upubl. notat.
- Berland, T., Daugstad, K., Enzensberger, T., Høitomt, G., Larsen, B.H. & Sickel, H. 2019. Skjøtselsråd for dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*). NIBIO POP 5(4). Norsk institutt for bioøkonomi
- Brundrett, M.C., Scade, A., Batty, A.L., Dixon, K.W., & Sivasithamparam, K. 2003. Development of in situ and ex situ seed baiting techniques to detect mycorrhizal fungi from terrestrial orchid habitats. *Mycological Research* 107(10): 1210-1220. <https://doi.org/10.1017/S0953756203008463>
- Brundrett, M.C. 2007. Scientific approaches to Australian temperate terrestrial orchid conservation. *Australian Journal of Botany* 55(3): 293-307. <https://doi.org/10.1071/BT06131>
- Chugh, S., Guha, S., & Rao, I.U. 2009. Micropropagation of orchids: a review on the potential of different explants. *Scientia Horticulturae* 122(4): 507-520. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2009.07.016>
- Clements, M.A., Muir, H., & Cribb, P.J. 1986. A preliminary report on the symbiotic germination of European terrestrial orchids. *Kew Bulletin*: 437-445. <https://doi.org/10.2307/4102957>
- Czajkowska, M., Dawidowicz, Ł., Borkowska, A., Dziekańska, I. & Sielezniew, M. 2020. Population genetic structure and demography of the critically endangered Chequered Blue Butterfly (*Scolitantes orion*) in a highly isolated part of its distribution range. *Insects* 8;11(9): 608.
- Daniels, J.C., Nordmeyer, C. & Runquist, E. 2018. Improving standards for at-risk butterfly translocations. *Diversity* 10(3): 67. <https://doi.org/10.3390/d10030067>
- De Hert, K., Jacquemyn, H., Provoost, S., & Honnay, O. 2013. Absence of recruitment limitation in restored dune slacks suggests that manual seed introduction can be a successful practice for restoring orchid populations. *Restoration Ecology* 21(2): 159-162. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00925.x>
- Direktoratet for naturforvaltning 2010. Utkast til handlingsplan for honningblom *Herminium monorchis*. DN-rapport 2010-xx
- 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 nasjonal-park, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult
- Elven, H. 2014. Oppal og utsetting av lakrismjeltblåvinge (*Plebejus argyrognom*) i indre Oslofjord. Rapport 4/2014. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvern avdelingen.

- Elven, H. & Bengtson, R. 2016. Overvåking av lakrismjeltblåvinge *Plebeius argyrognomon* i Asker og Bærum i 2016. Rapport nr. 56. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021. Sommerfugler: Vurdering av klippeblåvinge *Scolitantides orion* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken.
- Endrestøl, A. 2008. Statusrapport om klippeblåvinge *Scolitantides orion*. Insekt-Nytt 33 (1): 9–24.
- Endrestøl, A. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for klippeblåvinge *Scolitantides orion*. NINA Rapport 649. Norsk institutt for naturforskning. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2010/649.pdf>
- Endrestøl, A. 2013. Vurdering av Håøya i Frogn i Akershus som lokalitet for klippeblåvinge *Scolitantides orion*. NINA Minirapport 471. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Bengtson, R. og Dahle, A. 2021. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2020. NINA Rapport 1984. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2739335>
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Dahle, A. 2022. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2021. NINA Rapport 2113. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2983688>
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Hanssen, O. 2009. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2008-2009. NINA Rapport 523. Norsk institutt for naturforskning. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2009/523.pdf>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2011. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2010 – NINA Rapport 735. Norsk institutt for naturforskning. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2011/735.pdf>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2012. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2011 – NINA Rapport 783. Norsk institutt for naturforskning. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2012/783.pdf>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2015. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2014 – NINA Rapport 1159. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/284179?locale-attribute=no>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2017. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2015–2016. NINA Rapport 1342. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2440544>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2018. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2017. NINA Rapport 1466. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2487990?locale-attribute=no>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2019. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2018 – med forslag til skjøtelsesplan. NINA Rapport 1649. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2595040>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2020. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2019. NINA Rapport 1794. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2654069?locale-attribute=no>
- 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. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735571>
- Evju, M., Grainger, M., Olsen, S.L., Roos, R.E., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2023. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana* i 2022. Resultater og forslag til veien videre. NINA Rapport 2257. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3052108>

- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype. NINA Rapport 2106. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2979127>
- Evju, M., Olsen, S.L., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2021c. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Beskrivelse av metodikk og resultater fra 2017-2020. NINA Rapport 1976. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2733373>
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735576>
- Evju, M., Roos, R.E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Omblør, E.E. 2022. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022b. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3035335>
- Framstad, E., Bevanger, K., Dervo, B., Endrestøl, A., Olsen, S.L. & Pedersen, H.C. 2018. Faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter. NINA Rapport 1598. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2578447>
- Gao, Y., Zhao, Z.Y., Li, J.Y., Liu, N., Jacquemyn, H., Guo, S.X. & Xing, X.K. 2020. Do fungal associates of co-occurring orchids promote seed germination of the widespread orchid species *Gymnadenia conopsea*? *Mycorrhiza* 30(2-3): 221-228. <https://doi.org/10.1007/s00572-020-00943-1>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.D., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. & Vanderborght, T. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144(2): 672-682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- Guerrant Jr, E. O., & Kaye, T. N. 2007. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, 55(3), 362-370. <https://doi.org/10.1071/BT06033>
- Habel, J. C., Teucher, M., Ulrich, W., Bauer, M., & Rödder, D. 2016. Drones for butterfly conservation: larval habitat assessment with an unmanned aerial vehicle. *Landscape Ecology*, 31, 2385-2395. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0409-3>
- Hanssen, O. 2023. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvebreddekerpopp *Arctosa cinerea*. Rapportering for perioden 2015–2020. NINA Rapport 1815. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3049395>
- Hartig, F., & Hartig, M. F. 2017. Package 'DHARMA'. *R package*.
- Hanssen, E.W. 2021. Revidert forslag til handlingsplan for myrflangre *Epipactis palustris* (L.) Crantz 2021-2026, Norsk Botanisk Forening Rapport 1-2021, 1-122. https://botaniskforening.no/wp-content/uploads/2021/09/UtenISBN_feil_rapportnummer_handlingsplanMyrflangre-ny_2021.pdf
- Hijmans, R.J. 2023. The raster package. *R package* <https://rspatial.org/raster/pkg/RasterPackage.pdf>
- Ingelög, T., Thor, G., Hallingbäck, T., Andersson, R. & Aronsson, M. (red.) 1993. Floravård I jordbrukslandskapet. Skyddsvärda växter. Databanken för hotade arter. SBT-förlaget. Lund. 559 s.
- IUCN/SSC 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations; Version 1.0; IUCN Species Survival Commission: Gland, Switzerland, 2013.
- Jakobsen, M. 2023a. Rapport 2022. Innsamling egg klippeblåvinge. Upubl. Notat.
- Jakobsen, M. 2023b. Rapport. Prosjekt klippeblåvinge 2022. Upubl. Notat.
- Jansson, C. 2013. Habitat selection and oviposition of the endangered butterfly *Scolitantides orion* in Sweden. Master thesis, Linköpings universitet. 36 s.

- Johansson, A. 2021. Direct and indirect effects of roe deer (*Capreolus capreolus*) herbivory on an island population of Chequered blue butterfly (*Scolitantides orion*). (Dissertation). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-435077>
- Jolman, D., Batalla, M. I., Hungerford, A., Norwood, P., Tait, N. & Wallace, L. E. 2022. The challenges of growing orchids from seeds for conservation: An assessment of asymbiotic techniques. *Applications in Plant Sciences*, 10(5), e11496. <https://doi.org/10.1002/aps3.11496>
- Klanderud, K. 2017. Rapport prosjekt: Honningblom: utsåing og forsøk i samarbeid med Botanisk museum. Upublisert notat til Fylkesmannen i Østfold.
- Kyrkjeeide mfl. 2023, under utarbeidelse. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2022. Skjøtsel og overvåkning av dragehode i Vestoppland og Valdres i 2021. Miljøfaglig Utredning Rapport 2022-24. Miljøfaglig Utredning. <https://www.bor-chbio.no/MFURapporter/MU2022-24-DRAGEHODE-VESTOPPLAND-2021.PDF>
- Liaw, A. & Wiener, M. 2002. "Classification and Regression by randomForest." *R News*, 2(3), 18-22. <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., ... & Brooks, M. M. 2017. Package 'glmmtmb'. *R Package* Version 0.2. 0.
- Malmgren, S. & Vogler, I. 2019. Erdorchideen. Naturschutz und Kultur im Garten. ISBN 978-3-86659-414-2
- Marttila, O., Saarinen, K. & Marttila, P. 2000. Six years from passing bell to recovery: Habitat restoration of the threatened Chequered Blue Butterfly (*Scolitantides orion*) in SE Finland. *Entomologica-Fennica* 11(2): 113-117.
- Martin, K.P. 2003. Clonal propagation, encapsulation and reintroduction of *Ipsea malabarica* (Reichb. f.) JD Hook., an endangered orchid. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant* 39(3): 322-326. <https://doi.org/10.1079/IVP2002399>
- Meng, Y.Y., Zhang, W.L., Selosse, M.A. & Gao, J.Y. 2019. Are fungi from adult orchid roots the best symbionts at germination? A case study. *Mycorrhiza* 29(5): 541-547. <https://doi.org/10.1007/s00572-019-00907-0>
- Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P. & Wind, P. 2019. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk
- Mutz, S. 2020. Gartenarbeit im Labor - Anzucht heimischer Erdorchideen im Botanischen Garten Gießen. Institut für Botanik der Universität Gießen
- Nilsson, L.A. 1979. The pollination ecology of *Herminium monorchis* (Orchidaceae). *Botaniska Notiser* 132: 537-549.
- Nygårds, S., Segerlind, D., Stenmark, M. & Strandberg, R. 2016. Kartläggning av viktiga habitat för fetörtsblåvinge (*Scolitantides orion*) i Aust-Agder 2015. Ecocom AB. 16 s.
- Nyström, D. 2019. Revision av artfaktablad – *Herminium monorchis*, honungsblomster. Artfakta. SLU Artdatabanken; <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/herminium-monorchis-770>
- Pebesma, E.J. 2018. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *R J.*, 10(1), 439.
- Phillips, R.D., Reiter, N. & Peakall, R. 2020. Orchid conservation: from theory to practice. *Annals of Botany* 126(3): 345-362. <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa093>
- Pierce S. & Belotti J. 2011. The conservation of terrestrial orchids from the Alps to the Po Plain of Lombardy. Parco delle Orobie Bergamasche og Centro Flora Autoctona della Regione Lombardia.
- Ponert, J., Figura, T., Vosolsobě, S., Lipavská, H., Vohník, M. & Jersáková, J. 2013. Asymbiotic germination of mature seeds and protocorm development of *Pseudorchis albida* (Orchidaceae) are

- inhibited by nitrates even at extremely low concentrations. *Botany* 91(10): 662-670. <https://doi.org/10.1139/cjb-2013-0082>
- Rasmussen, H.N. 1995. Terrestrial orchids from seed to mycotrophic plant. Cambridge University Press, Cambridge, UK. ISBN: 0 521 45165 5
- Rasmussen, H.N., Dixon, K.W., Jersáková, J. & Těšitelová, T. 2015. Germination and seedling establishment in orchids: a complex of requirements. *Annals of Botany* 116(3): 391-402. <https://doi.org/10.1093/aob/mcv087>
- Reiter, N., Whitfield, J., Pollard, G., Bedggood, W., Argall, M., Dixon, K., ... & Swarts, N. 2016. Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. *Plant Ecology* 217(1): 81-95. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0561-x>
- Scade, A., Brundrett, M.C., Batty, A.L., Dixon, K.W. & Sivasithamparam, K. 2006. Survival of transplanted terrestrial orchid seedlings in urban bushland habitats with high or low weed cover. *Australian Journal of Botany* 54(4): 383-389. <https://doi.org/10.1071/BT04025>
- Schultz, C.B., Russell, C. & Wynn, L. 2008. Restoration, reintroduction, and captive propagation for at-risk butterflies: A review of British and American conservation efforts. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 54(1): 41-61.
- Singh, D.K. & Babbar, S. B. 2016. In vitro propagation and chemical profiling of *Herminium lanceum* (Thunb. ex Sw.) Vuijk, a medicinally important orchid, for therapeutically important phenolic acids. *Plant Biotechnology* 16-0523. <https://doi.org/10.5511/plantbiotechnology.16.0523a>
- Stroh, P.A. 2015. *Herminium monorchis* (L.) R. Br. Musk orchid. Species Account. Botanical Society of Britain and Ireland. https://bsbi.org/wp-content/uploads/dlm_uploads/Herminium_monorchis_species_account.pdf
- Suzuki, R.M., Tamaki, V., Nievola, C.C., Costa, J.P., Guardia, M.C., Cachenco, M.V., ... & Santos Junior, N.A.D. 2021. Prior fertilization enables higher survival of relocated terricolous orchids?. *Rodriguésia* 72. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202172033>
- Swarts, N.D., & Dixon, K.W. 2009. Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of Botany* 104(3): 543-556. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp025>
- Thylén, A. & Reiso, S. 2018. Brenning som hevdmetode for semi-naturlig eng - med fokus på dragehode i Hole/Ringerike. BioFokus-rapport 2018-12. Stiftelsen Biofokus
- Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2755719>
- van Langevelde, F. & Wynhoff, I. 2009. What limits the spread of two congeneric butterfly species after their reintroduction: quality or spatial arrangement of habitat? *Animal Conservation*, 12: 540-548.
- Vaughn, K.J. & Young, T.P. 2010. Contingent conclusions: year of initiation influences ecological field experiments, but temporal replication is rare. *Restoration Ecology* 18: 59-64. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00714.x>
- Warghat, A.R., Bajpai, P.K., Srivastava, R.B., Chaurasia, O.P., Chauhan, R.S. & Sood, H. 2014. In vitro protocorm development and mass multiplication of an endangered orchid, *Dactylorhiza hata-girea*. *Turkish Journal of Botany* 38(4): 737-746. <https://doi.org/10.3906/bot-1308-48>
- Wells, T.C.E., Rothery, P., Cox, R. & Bamford, S. 1998. Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Herminium monorchis* (L.) R. Br. at two sites in eastern England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126(1-2): 39-48. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1998.tb02514.x>
- Yeung, E.C. 2017. A perspective on orchid seed and protocorm development. *Botanical studies* 58(1): 1-14. <https://doi.org/10.1186/s40529-017-0188-4>
- Zeng, S., Wu, K., da Silva, J.A.T., Zhang, J., Chen, Z., Xia, N. & Duan, J. 2012. Asymbiotic seed germination, seedling development and reintroduction of *Paphiopedilum wardii* Sumerh., an endangered terrestrial orchid. *Scientia Horticulturae* 138: 198-209. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2012.02.026>

- Zettler, L.W. 1997. Terrestrial orchid conservation by symbiotic seed germination: techniques and perspectives. *Selbyana* 188-194. <https://www.jstor.org/stable/41760433>
- Zhao, D.K., Selosse, M.A., Wu, L., Luo, Y., Shao, S.C. & Ruan, Y.L. 2021. Orchid reintroduction based on seed germination-promoting mycorrhizal fungi derived from protocorms or seedlings. *Frontiers in Plant Science* 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.701152>
- Znanięcka, J. & Łojkowska, E. 2004. Establishment of in vitro culture collection of endangered European orchids. *Bulletin of Botanical Gardens, Museums and Collections* 13: 69-73.
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021. Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/12703>

Vedlegg 1 Anbefalte momenter for utsettingsprogram for sommerfugler

I Daniels mfl. (2018) listes en rekke momenter som er sentrale for utsettingsprogram for sommerfugler. Under er en omarbeidet, norsk versjon.

1. Dokumentasjon før alle bevaringsutsetninger for planleggingsformål.

Informasjon bør inkludere:

- Takson
- Foreslått(e) utsettingslokalitet(er) (forvaltningsenhet og arealstatus)
- Foreslått(e) sted(er) innenfor lokaliteten (dvs. konkrete utsettingssteder)
- Foreslått tidsplan for utsetting (dvs. måned, andre indikatorer på passende tidspunkt)
- Utsettingslokalitetens restaurerings-, skjøtsels- og forvaltningshistorie
- Utsettingslokalitetens landskapsstruktur og egenskaper. Inkluderer habitatområde og romlig struktur, spredningsbarrierer, omkringliggende landskapsmatrise
- Utsettingsplan og målsetninger
 - a) Type bevaringsutsetting (introduksjon, reintroduksjon, forsterkning)
 - b) Type donorpopulasjon (vill, oppformert i fangenskap, kombinasjon)
 - c) Antall som skal slippes, med begrunnelse for antallet
 - d) Livsstadiet som skal frigjøres, med begrunnelse grunn
 - e) Genetiske- og helsemessige undersøkelser (f.eks. om individene har parasitter eller sykdommer, som *Wolbachia*), hvis det er kjent for kildepopulasjon og mottakerpopulasjon
 - f) Tilstanden til utsettingsindivider (dvs. nyklekket, parret osv.) Behandling av individene før utsetting (dvs. tidsrom holdt, antall generasjoner i fangenskap, forhold i fangenskap, ressurser gitt osv.).
 - g) Foreslått frekvens av utsetninger, med begrunnelse
 - h) Foreslått varighet av utsetninger, med begrunnelse
 - i) Type utsetting (dvs. myk, hard)
 - j) Foreslåtte suksesskriterier og mål for disse
 - Overvåkingsplan etter utsetting
 - Tilknyttet organisasjon/institusjon og personell som utfører utsettelsen
 - Overvåkingsmyndighet/tillatelsesmyndighet

2. Etablere en plan for å publisere/rapportere resultater.

3. Dokumenter *a priori* spørsmål angående utsettings- og overvåkingsmål.

- Vurder introduksjon som et eksperiment for å evaluere ulike metoder.

4. Overvåking etter utsetting (kortsiktig). Dette vil inkludere aktiv overvåking av utsatte individer og eventuelle senere livsstadier.

- Atferd ved utsetting.
- Atferd i påfølgende dager etter utsettelse. Dette inkluderer
 - tegn på reproduksjon (dvs. parring, egglegging),
 - bofasthet (om individene fortsatt er der),
 - spredning til nærliggende områder (hvis individene er merket),
 - andre økologisk relevante observasjoner som maur-larve-interaksjoner (for myr-mekofile taksa) og predasjon/dødelighet.

5. Overvåking etter utsetting (langsiktig). Dette vil inkludere aktiv overvåking av påfølgende generasjoner som følge av utslipp av organismer.

- Bruk standardiserte metoder for å estimere relativ mengde eller populasjonstetthet for å registrere populasjonstrender over tid.
- Utvikle en adekvat overvåkingsplan basert på artens fenologi og voltinisme (antall generasjoner/livsløp).
- Undersøke bredt på alle utsettingssted(er) og eventuelle nærliggende habitatområder for å dokumentere tilstedeværelse og potensiell spredning/kolonisering.
- Gjennomføre regelmessig årlig overvåking.
- Dokumenter tegn på reproduksjon (dvs. parring, egglegging, tilstedeværelse av unge stadier).
- Dokumenter økologisk relevante observasjoner, hvis mulig, inkludert maur-larve-interaksjoner (for myrmekofile taksa), bruk av spesifikke blomsterressurser og eventuell predasjon/dødelighet.

6. Habitatovervåking

- Gjennomfør grunnleggende vegetasjonsundersøkelser av alle utsettingssteder før enhver utsetting. Undersøkelser bør ha fokus på å kartlegge, kvantifisere og karakterisere identifiserte sentrale landskapsressurser for den aktuelle arten (dvs. vertsplantetetthet, habitatsammensetning og -konfigurasjoner, plantekvalitet, plantefenologi; nektarplantemangfold, tetthet, fenologi og tilstand).
- Inkluder grunnleggende vegetasjonsundersøkelser samtidig med organismeovervåking der det er mulig.
- Dokumenter virkningen av og fotografer eventuelle observerte habitatforstyrrelser (f.eks. fjerning av invasive arter, brann, ugressmiddelbehandling, stormskader osv.).

7. Prosjektevaluering og dokumentasjon

- Prosjektgruppen bør møtes årlig for å diskutere innsats og funn/resultater.
 - Revidere innsats og protokoller etter behov ved hjelp av en adaptiv tilnærming.
- Inkluder eldre overvåkingsdata hvis tilgjengelig og av passende kvalitet i analyser for prosjekter som involverer forsterkning/forsterkning.
- Evaluere prosjektet etter 5. år (og med regelmessige fastsatte intervaller dersom utsetting og overvåking er utvidet), ift. målsetninger
 - De enkelte utsettingsprogram har generelt spesifikke anbefalte mål for suksess basert på populasjonsstørrelse, areal på etablering, og/eller populasjonstendenser/stabilitet over tid.
- Rapportere alle resultater i et vitenskapelig tidsskrift eller i det minste i en rapport.

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: 978-82-426-5060-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger