

2106

NINA Rapport

Overvåking av effekter av tiltak for truet natur

Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype

Marianne Evju, Rannveig M. Jacobsen, Anders Endrestøl, Matthew Grainger, Oddvar Hanssen, Megan S. Nowell & Bård Pedersen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Overvåking av effekter av tiltak for truet natur

Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype

Marianne Evju
Rannveig M. Jacobsen
Anders Endrestøl
Matthew Grainger
Oddvar Hanssen
Megan S. Nowell
Bård Pedersen

Evju, M., Jacobsen, R. M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M. S. & Pedersen, B. 2022. 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.

Oslo, februar 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4894-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Markus A.K. Sydenham

ANSVARLIG SIGNATUR

Ass. forskningssjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2211|2022

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Slått av prikkutevingelokalitet, Rauer, Fredrikstad © Anders Endrestøl/NINA

NØKKEWORD

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

KEY WORDS

Threatened species priority species, threatened nature types, selected habitat types, management actions, effects, monitoring, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Evju, M., Jacobsen, R. M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O, Nowell, M. S. & Pedersen, B. 2022. 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.

Forvaltningen trenger kunnskap om effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. Her beskriver vi overvåking av effekter av tiltak for sju truede arter og en truet naturtype. Formålet er å videreutvikle metodikk og dataanalyse slik at overvåkingen kan følge med på effekter av igangsatte og nye tiltak, og få bedre oversikt over reelle kostnader.

For dragehode har vi brukt eksisterende data til å undersøke statistisk styrke i gjeldende overvåkingsprotokoller, samt betydningen av forklaringsvariabler for vekstrater. I hovedsak kan vi med dagens overvåking fange opp nedgang i bestandene, men ikke hvor stor nedgangen er. Vegetasjonshøyden rundt dragehode er viktig for å forklare vekstrater – skjøtsel som reduserer vegetasjonshøyde kan dermed forventes være positivt. Vi anbefaler videre basisovervåking kombinert med eksperimentelle skjøtselforsøk.

For åpen grunnlendt kalkmark har vi brukt eksisterende data til å undersøke forekomst og oppdagbarhet for fremmede og rødlistede arter, samt statistisk styrke i gjeldende overvåkingsprotokoller. Resultatene viser at vi ikke kan forvente å registrere alle forekommende arter på en lokalitet, men ruteanalyser er bedre egnet enn transekter. Transektene er derimot bedre egnet til å oppdage økte populasjonsstørrelser av rødlistearter. Vi anbefaler å benytte planlagte restaureringstiltak til å gjennomføre overvåking av tiltakseffekter.

Honningblom overvåkes på artens fire lokaliteter i Hvaler kommune. Skjøtselstiltak gjennomføres på tre av de disse. Resultatene tyder på en stor tilbakegang på Teneskjær, og på noe variasjon og kanskje nedgang på de andre lokalitetene. Framover må det sikres gode rutiner for stedfesting av nye tiltak, som bør følges av en vurdering av behov for utvidet datainnsamling.

Elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp overvåkes på flere lokaliteter ved Gaula i Trøndelag. I dette prosjektet har vi vurdert den pågående overvåkingen og tilpasset den til å fange opp effekter av lupinluking. Lokalitetene har vært overvåket siden 2009, men systematisk kartlegging og luking ble først utført i 2020. For å gi robuste vurderinger av effekten av luking trengs lengre tidsserier, særlig fordi bestandene fluktuierer naturlig mellom år.

Klippeblåvinge overvåkes gjennom kartlegging av egg og larver ved forekomster i Halden. Det er ikke gjennomført tiltak for arten, foruten ett mindre skjøtselstiltak. Vegetasjonsstruktur er kartlagt i dette området, samt områder som planlegges skjøttet. Bestandene varierer mellom år, og det har aldri blitt registrert færre egg og larver i området «Torpbukta-Steinbruddet [N]» enn i 2021. Kunnskap om slike svingninger er avgjørende for å kunne måle effekter av tiltak.

Prikkrotevinge forekommer kun på øya Rauer utenfor Fredrikstad, hvor Forsvarsbygg gjennom flere år har drevet skjøtsel i ulike delområder. Skjøtsel må skje svært målrettet for å unngå å ødelegge larvespinn på vertsplanten smalkjempe. Vi planlegger å etablere vegetasjonsovervåking på enkelte delområder. Årlig kartlegging vil gi viktige data på hvordan arten fordeler seg på de ulike delområdene, hvilke områder hvor man bør vurdere skjøtsel og hvilke effekter skjøtelsen har på etablering og tetthet av larvespinn.

Eremitt overvåkes på den eneste påviste forekomsten, Tønsberg gamle kirkegård, samt på Søndre Berg (Tønsberg) hvor arten har blitt satt ut årlig siden 2017. Vi har registrert habitattilstand og forekomst av eremitt, samt testet ut automatisk analyse av videoovervåking ved begge lokalitetene. Automatisk videoanalyse viste at minst ett individ av eremitt har overlevd fra tidligere utsetting og var svært arbeidsbesparende.

Det er krevende å overvåke sjeldne arter på en måte som gir gode estimater på tiltakseffekter. Et viktig grep for å få bedre kunnskap er å sikre tidsserier. For alle tiltak som gjennomføres, gjelder at en vurdering av tiltakenes effekt bare kan gjøres dersom før-tilstand og etter-tilstand for arten/naturtypen er kjent og tiltakene er tilstrekkelig dokumentert.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Rannveig M. Jacobsen (rannveig.jacobsen@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestøl@nina.no) og Megan S. Nowell (megan.nowell@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
Matthew Grainger (matthew.grainger@nina.no), Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no) og Bård Pedersen (bard.pedersen@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning	8
2 Dragehode	9
2.1 Innledning	9
2.1.1 Statistisk styrke	9
2.1.2 Hvordan adressere årsakssammenhenger?	10
2.2 Protokoll for overvåking og tiltak	10
2.2.1 Bakgrunn for overvåking.....	10
2.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak	11
2.2.3 Overvåkingsdesign	12
2.2.4 Datainnsamling	12
2.2.5 Dataanalyser	13
2.2.6 Resultater.....	17
2.2.7 Anbefalinger for videre overvåking	23
2.2.8 Kostnader.....	25
3 Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone	26
3.1 Innledning	26
3.2 Protokoll for overvåking og tiltak	26
3.2.1 Bakgrunn for overvåking.....	26
3.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak	27
3.2.3 Overvåkingsdesign	27
3.2.4 Datainnsamling	27
3.2.5 Dataanalyser	27
3.2.6 Resultater.....	28
3.2.7 Anbefalinger for videre overvåking	34
3.2.8 Kostnader.....	35
4 Honningblom	37
4.1 Innledning	37
4.2 Protokoll for overvåking og tiltak	37
4.2.1 Bakgrunn for overvåking.....	37
4.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak	38
4.2.3 Overvåkingsdesign	39
4.2.4 Datainnsamling	44
4.2.5 Dataanalyser	45
4.2.6 Resultater.....	46
4.2.7 Anbefalinger for videre overvåking	51
4.2.8 Kostnader.....	51
5 Elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp	53
5.1 Innledning	53
5.2 Protokoll for overvåking og tiltak	53
5.2.1 Bakgrunn for overvåking.....	53
5.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak	55
5.2.3 Overvåkingsdesign	57
5.2.4 Datainnsamling	58
5.2.5 Dataanalyser (elvesandjeger).....	60

5.2.6	Resultater (elvesandjeger).....	61
5.2.7	Anbefalinger for videre overvåking.....	69
5.2.8	Kostnader.....	69
6	Klippeblåvinge.....	71
6.1	Innledning.....	71
6.2	Protokoll for overvåking og tiltak.....	71
6.2.1	Bakgrunn for overvåking.....	71
6.2.2	Beskrivelser og kartfesting av tiltak.....	72
6.2.3	Overvåkingsdesign.....	72
6.2.4	Datainnsamling.....	72
6.2.5	Dataanalyser.....	74
6.2.6	Resultater.....	74
6.2.7	Anbefalinger for videre overvåking.....	76
6.2.8	Kostnader.....	77
7	Prikk rutevinge.....	78
7.1	Innledning.....	78
7.2	Protokoll for overvåking og tiltak.....	78
7.2.1	Bakgrunn for overvåking.....	78
7.2.2	Beskrivelser og kartfesting av tiltak.....	79
7.2.3	Overvåkingsdesign.....	80
7.2.4	Datainnsamling.....	80
7.2.5	Dataanalyser.....	80
7.2.6	Resultater.....	81
7.2.7	Anbefalinger for videre overvåking.....	82
7.2.8	Kostnader.....	83
8	Eremitt.....	84
8.1	Innledning.....	84
8.2	Protokoll for overvåking og tiltak.....	84
8.2.1	Bakgrunn for overvåking.....	84
8.2.2	Beskrivelser og kartfesting av tiltak.....	85
8.2.3	Overvåkingsdesign.....	87
8.2.4	Datainnsamling.....	87
8.2.5	Dataanalyser.....	88
8.2.6	Resultater.....	88
8.2.7	Anbefalinger for videre overvåking.....	91
8.2.8	Kostnader.....	92
9	Oppsummering og anbefalinger.....	93
10	Referanser.....	95
	Vedlegg 1 Resultater fra simuleringer av dragehodedata.....	99
	Vedlegg 2 Forslag til overvåking av effekter av tiltak på dragehode.....	107
	Vedlegg 3 Resultater fra simuleringer av åpen grunnlendt kalkmarkdata.....	109
	Vedlegg 4 Botaniske registreringer på klippeblåvinge-lokaliteter, Torpbukta.....	111
	Vedlegg 5 Botaniske registreringer ved Hov, Halden.....	115

Forord

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

I september 2020 ble det utløst opsjon til prosjektet. Miljødirektoratet ønsket en oppfølging med konkretisering av strategier for overvåking, kostnadsberegninger og kriterier for prioritering av overvåking av effekter, med særlig fokus på prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Dette arbeidet ble gjennomført i perioden september 2020 til februar 2021 og resulterte i to rapporter: NINA-rapport 1975 «Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer» (Evju mfl. 2021a) og NINA-rapport 1974 «Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter» (Evju mfl. 2021b).

I juni 2021 fikk NINA et oppfølgende FoU-prosjekt der effektovervåking settes i gang for et utvalg arter og naturtyper. Formålet med prosjektet er å utvikle feltmetodikk og analyser som vil gjøre det mulig å følge effekten av igangsatte tiltak på utvalget av truede arter og naturtyper, inkludert mer kunnskap om effektene av allerede igangsatte tiltak og de reelle kostnadene ved gjennomføring av overvåkingen.

Gjennomføringen av prosjektet har vært helt avhengig av god dialog med Statsforvalter i Oslo og Viken og i Trøndelag. I tillegg takker vi Midtnorsk naturundersøkelse, som har gjennomført lusing og kartlegging av lupiner på elvesandjegerlokaliteten Kregnesøra og Storrønningen, og som har vært behjelpelige med deling av tidligere års data. Oppfølgingen av prikkroutevinge har skjedd i nært samarbeid med Forsvarsbygg, som har gjennomført skjøtselen på Rauer. Anders Often (NINA) har bistått med kartlegginger i Halden og Tønsberg og Sindre Molværsmyr (NINA) har gjennomført videoanalyser av eremitt. Takk også til Siri Lie Olsen (NMBU/NINA), Olav Skarpaas (UiO) og Odd Stabbetorp (NINA) for gode diskusjoner rundt dragehode, og Bjørn Harald Larsen i Miljøfaglig Utredning for deling av data på dragehode.

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

Oslo, 15. februar 2022

Marianne Evju
Prosjektleder

1 Innledning

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

De fleste truede arter og naturtyper er avhengige av tiltak for å sikre og opprettholde populasjoner og forekomster med god tilstand (Scott mfl. 2010, Kyrkjeeide mfl. 2018, 2021). Samtidig har miljøforvaltningen behov for bedre kunnskap om hvordan ulike tiltak virker. Hvilken og hvor stor effekt har de på bevaringsstatus for artene og naturtypene? Har de negative eller utilsiktede effekter? Er effektene av tiltak spesifikke for gitte naturforhold?

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

Et metodisk rammeverk for overvåking av effekten av tiltak for arter og naturtyper er beskrevet i Evju mfl. (2020a). For å konkretisere overvåkingsopplegg for spesifikke arter og naturtyper ble det utarbeidet en mal basert på dette konseptuelle rammeverket (Evju mfl. 2021a, b), med utgangspunkt i to alternative overvåkingsstrategier: et optimalopplegg (det best tenkelige, med hensyn til alle elementer i det metodiske rammeverket) og et minimumsopplegg, som tar sikte på å fange opp de viktigste effektene av de viktigste tiltakene (Evju mfl. 2021a). Malen inkluderte forenklete kostnadsberegninger for overvåking. Konkrete overvåkingsopplegg ble utarbeidet for elleve prioriterte arter og sju utvalgte naturtyper (Evju mfl. 2021a, b).

I dette prosjektet videreføres arbeidet med én utvalgt naturtype, fem prioriterte arter og to kritisk truede arter som ikke er prioritert:

- Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (sterkt truet, utvalgt naturtype)
- Dragehode (sårbar, prioritert art)
- Honningblom (kritisk truet, prioritert art)
- Elvesandjeger (sterkt truet, prioritert art)
- Stor elvebreddedderkopp (sterkt truet)
- Klippeblåvinge (kritisk truet, prioritert art)
- Prikkrutevinge (kritisk truet)
- Eremit (kritisk truet, prioritert art)

Formålet med dette prosjektet er å videreutvikle feltmetodikk og dataanalyse slik at overvåkingen kan følge med på effekter av (allerede igangsatte og nye) tiltak på disse artene og naturtypene. En viktig del av dette er å få bedre oversikt over reelle kostnader ved gjennomføring av overvåking. Dette vil gi miljøforvaltningen bedre grunnlag for å prioritere tiltak og overvåking innenfor gitte kostnadsrammer.

For artene og naturtypen som er i fokus i dette prosjektet, er status med hensyn på eksisterende overvåking, oversikt over tiltak og protokoller for datainnsamling og -analyse varierende. Hver art/naturtype har sitt eget kapittel, med bakgrunn for overvåking, beskrivelse og kartfesting av tiltak, overvåkingsdesign, datainnsamling, dataanalyser, resultater og anbefalinger for videre overvåking, og med en tabell som viser kostnader for videre overvåking.

2 Dragehode

2.1 Innledning

Det er i dette delprosjektet ikke gjennomført feltarbeid for å undersøke effekter av tiltak for dragehode. I stedet har vi brukt eksisterende data fra basisovervåkingen av arten (Evju mfl. 2021c) for å sammenligne effektiviteten av optimal- vs. minimumsovervåking for å fange opp populasjonsendringer og effekter av tiltak for arten. I tillegg har vi brukt data fra Miljøfaglig utrednings skjøtsel og overvåking av dragehode i Vestoppland og Valdres (Larsen & Høitomt 2021).

Overvåking, altså «gjentatt registrering av tilstanden til en egenskap/indikator av interesse, for å undersøke samsvar med en forhåndsdefinert standard» (Hellowell 1991) er essensielt for å adressere tre viktige spørsmål (Legg & Nagy 2006):

- Avviker systemet fra en ønsket tilstand?
- Har forvaltningstiltak ønsket effekt på tilstanden?
- Kan vi oppdage effektene av naturlige eller menneskeskapt forstyrrelser på tilstanden?

2.1.1 Statistisk styrke

For å svare på de tre spørsmålene over må vi være sikre på at metodene vi bruker til datainn-samling i felt, og de statistiske metodene vi bruker for å analysere data, har nok *styrke* til å oppdage endringer i tilstanden (til økosystemet eller populasjonen). Den *statistiske styrken*, eller teststyrken, til en hypotesetest er definert som sannsynligheten for å oppdage en effekt, hvis det er en effekt til stede. For eksempel: Hvis vi overvåker en art og det er en nedgang, ønsker vi en metode som kan oppdage denne nedgangen med en gitt sikkerhet.

Styrke består av interaksjonen mellom *effektstørrelse*, *variabiliteten i data*, *utvalgsstørrelse* og *Type I-feilraten* (α). *Effektstørrelsen* er størrelsen på effekten (f.eks. av tiltaket), og jo større effekt, jo større styrke. Vi kan tenke på effektstørrelse som hvilken endring (f.eks. i populasjonsstørrelse) som vil betraktes som enten god eller dårlig ift. forvaltningsmål – ønsker vi f.eks. å være i stand til å oppdage en 1 % nedgang i abundansen til en truet art?

Den iboende *variabiliteten* i indikatoren som måles (errorvarians) har betydning for hvor usikre eller variable estimater for tilstanden vil være. Hvis det er mye variabilitet i det vi måler, blir styrken redusert. *Utvalgsstørrelsen* er antallet enheter (eks. overvåkingsruter, lokaliteter) vi samler inn data fra – jo større utvalgsstørrelse, jo høyere styrke. Innsamling av data har en kostnad knyttet til tid eller utstyr, og man må gjøre en avveining mellom ressursene som er tilgjengelig og kvaliteten på informasjon som kan oppnås ved økt utvalgsstørrelse. *Type I-feil* er sannsynligheten for å gjøre en falsk positiv slutning (vi slår fast f.eks. at tiltaket har en effekt, når det ikke har det). Vi setter vanligvis denne sannsynligheten til 0,05 (α), men ved å øke aksepten for Type I-feil, øker vi styrken til en test betraktelig.

Styrke kan beregnes matematisk eller gjennom simuleringer. Ved å bruke simuleringer, som vi har gjort i dette prosjektet, spør vi: hvor sannsynlig er det at vi observerer en trend, gitt de metodene og utvalgsstørrelsene vi angir. To andre typer feil vi er interessert i, er retningsfeil («sign error») eller *Type S-feil*, og størrelsesfeil («magnitude error») eller *Type M-feil*. Type S-feil er sannsynligheten for at retningen på effekten er feil (Gelman & Carlin 2014). Med andre ord: hvis den sanne effekten er en nedgang i populasjonen, men vi estimerer en økning i populasjonen, gjør vi en Type S-feil. Type M-feil er en feil i størrelsen på effekten vi estimerer.

2.1.2 Hvordan adressere årsakssammenhenger?

Det andre vi ønsker med dette prosjektet, er å undersøke om vi med dataene vi har, kan si noe om effekter av tiltak. Å forstå effekter av forvaltningstiltak på truede arter er grunnleggende for å effektivisere tiltak og sikre at penger og ressurser ikke brukes på tiltak som ikke gir effekt.

I andre vitenskaper (som f.eks. helse/medisin eller utdanning) vurderes effektivitet ofte ved bruk av «gullstandarden» for eksperimentelle design: randomiserte, kontrollerte forsøk («randomised controlled trial»; RCT). Randomisering reduserer skjevheter (bias) og gir et stringent verktøy for å vurdere kausalitet, altså årsakssammenhenger, mellom intervensjon og utfall. I økologi er det imidlertid vanskelig å gjennomføre randomiserte kontrollerte forsøk. Det er mange grunner til dette, for eksempel kan kostnaden (tiden) det tar å se effektene av intervensjonen overstige den vanlige finansieringssyklusen på 1–3 år, og den iboende variabiliteten i naturen gjør at ikke alle potensielle forklaringsfaktorer kan kontrolleres for. Selv om disse faktorene ikke gjør RCT-er umulig i økologi, begrenser de muligheten for gjennomføring av gode randomiserte kontrollerte forsøk. For truede arter er det også begrenset mulighet til å gjennomføre eksperimenter – både fordi antallet individer er lavt, og fordi mislykkede eksperimenter kan ha store negative konsekvenser for artens bevaringsstatus.

En måte vi kan begynne å nærme oss RCT på, er å bruke kausale (årsak-virknings-) modeller. Kausale modeller forsøker å simulere et «verdenssyn» på hvordan et system fungerer, selv om de kanskje ikke omfatter alle systemets komponenter. De kan reflektere det vi «tror» er de viktige relasjonene mellom forklarings- og responsvariabler.

En type kausale modeller er bayesianske trosnettverk («Bayesian Belief Network»; BNN, Jensen 2001), som er en grafisk modell som understøttes av et sett betingede sannsynligheter. Betingede sannsynligheter er sannsynligheten for at en variabel er i en gitt tilstand hvis dens «foreldre-variabler» – de variablene den avhenger av – er i en spesifikk tilstand. Et enkelt eksempel er værmeldingen: hvis værmeldingen melder regn, tar vi med oss en paraply ut. «Tilstanden» ta med paraply ut eller ikke er betinget avhengig av «tilstanden» til værmeldingen.

Bayesianske trosnettverk presenterer et verdenssyn (som kan være feil) på hvordan et system fungerer og legger så data til den konseptuelle modellen. De tillater oss å «eksperimentere» med tilstander som kanskje ikke er til stede i data (men er sannsynlige). BNN-er er nyttige verktøy for å vurdere forvaltningstiltak fordi de gir klare (grafiske) strukturelle forventninger, de gir sannsynligheter for utfall, og de kan fort oppdateres med ny kunnskap. I dette prosjektet har vi brukt slike nettverk for å vurdere effekten av ulike variabler knyttet til dragehodepopulasjoner.

2.2 Protokoll for overvåking og tiltak

2.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om arten

Dragehode *Dracocephalum ruyschiana* er en flerårig karplante med regionalt begrenset utbredelse (Sørøst-Norge), knyttet til spesielle naturforhold (åpne, baserike og tørre naturtyper under skoggrensa). Det er ca. 1000 kjente populasjoner i Artskart. Arten er sårbar (VU) og prioritert ([Forskrift om dragehode \(*Dracocephalum ruyschiana*\) som prioritert art - Lovdata](#)), og den står på Bernkonvensjonens liste I over fredede plantearter i Europa. Se også Evju mfl. (2021d).

Påvirkninger

Dragehode forekommer i hovedsak i naturtypene semi-naturlig eng og åpen grunnlendt kalkmark, og oppslag av kratt og trær ved opphørt/reduert hevd er en særlig negativ påvirkning i semi-naturlig eng. Dette skjer også i åpen grunnlendt kalkmark, selv om historisk bruk har vært mindre her. Også påvirkning fra nærliggende landbruksarealer (gjødsling m.m.) er en aktuell

trussel i semi-naturlig eng, som gir mer høyvokst vegetasjon med nitrofile arter. I åpen grunnlendt kalkmark er fremmede karplanter en trussel, særlig rundt Oslofjorden.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak er slått, beite, krattrydding, brenning og fjerning av fremmede arter. I «Skjøtselsråd for dragehode» (Berland mfl. 2019) oppsummeres kunnskap om tiltak for dragehode i Innlandet slik:

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

Alle tiltak som gjennomføres, har som formål å bedre habitatkvalitet og opprettholde eller øke populasjonsstørrelse til dragehode.

Målsetning med tiltak

Formål med aktuelle tiltak for dragehode er å hindre eller reversere gjengroing av voksestedene. Mer spesifikt er formålet å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet (endret vegetasjonsstruktur, økt lystilgang, redusert humuslag), rekruttering av dragehode og øke populasjonsstørrelser lokalt.

Formål med overvåking

Formålet med en eventuell overvåking av effekter av tiltak er å kunne evaluere om målsettingen om økt rekruttering og større populasjoner av dragehode oppnås på lokaliteter hvor tiltak iverksettes. Datasettet som legges til grunn i dette delprosjektet, er imidlertid ikke designet for å fange opp slike effekter, men er en basisovervåking av populasjonstrender.

To overvåkingsmetoder testes: optimalovervåking med permanent merkede overvåkingsruter, og minimumsovervåking med registrering langs systematisk utlagte transekter.

Både direkte indikatorer for tilstand (dragehodepopulasjonsstørrelse og -struktur) og indirekte indikatorer for tilstand (vegetasjonssammensetning og -struktur), er relevante å benytte seg av ved overvåking, uavhengige av tiltaket som gjennomføres.

Forventninger

Dragehode er flerårig, og mellomårsvariasjon i andelen individer som har overjordisk biomasse er observert (Larsen & Høitomt 2020). Rekruttering varierer også mellom år pga. f.eks. værforhold (Evju mfl. 2021c). Det er derfor viktig med årlige data over mange år for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt på overlevelse og rekruttering, og dermed på populasjonsstørrelsen på sikt.

2.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Det gjennomføres tiltak på en rekke lokaliteter, både innenfor og utenfor verneområder. I denne rapporten undersøkes ikke effekter av tiltak direkte.

2.2.3 Overvåkingsdesign

Design for overvåking er beskrevet i detalj i Evju mfl. (2021c, d).

Optimalovervåking

Ved oppstart av overvåking på en lokalitet avgrensnes først populasjonens areal. Avgrensningen inkluderer alle dragehodeindividene og eventuell forekomst av egnet habitat uten dragehode (dvs. areal hvor dragehode potensielt kan forekomme; Evju mfl. 2021c). På hver lokalitet etableres deretter ti 1x1 m permanente overvåkingsruter, hvorav fem ruter med forekomst av dragehode og fem ruter uten dragehode. Målsetningen er å fange opp minimum 10 fertile dragehodeindividuer. Ved etablering av overvåkingsruter identifiseres først lokalitetens geografiske midtpunkt, fortrinnsvis i form av en godt synlig markør (et tre e.l.). Deretter legges åtte transekter fra det geografiske midtpunktet mot lokalitetens yttergrenser i følgende himmelretninger: N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV. For hvert transekt noteres lengde og siktepunkt. Forekomst/fravær av dragehode registreres langs hver meter av hvert transekt, i en bredde på 1 m på høyre side av transektet sett fra midtpunktet (forekomst/fravær per m²). Dette danner grunnlaget for utlegging av overvåkingsrutene. Fra meter-posisjoner langs transektene trekkes det tilfeldig fem ruter med forekomst av dragehode og fem ruter uten dragehode, totalt ti ruter.. Rutene etableres på høyre side av transektet sett fra midtpunktet, merkes permanent med metallrør e.l. i hvert hjørne. Vi har kalt denne designen for «rosedesign».

Hver overvåkingsrute fotograferes, og følgende miljøvariabler registreres: vegetasjonshøyde, vegetasjonsdekning (bunnsjikt, feltsjikt og busksjikt), samt fremmede arter, vedplanter i feltsjikt og rødlistearter (dekning av hver art). Til slutt telles antall dragehodeindividuer fordelt på tre ulike størrelsesklasser: 1) småplanter (frøplanter og små vegetative planter < 10 cm høyde, uten forvedet basis), 2) vegetative planter (store vegetative planter ≥ 10 cm høyde, med forvedet basis) og 3) fertile planter (blomstrende individer). Hvert individ kan bestå av flere skudd.

Minimumsovervåking

I minimumsovervåkingen har vi foreslått en noe enklere design for datainnsamling, knyttet kun til transektene (dvs. utelate permanente prøveruter). Transektene er etablert etter samme prosedyre som i optimalovervåkingen. Forekomst/fravær av dragehode registreres langs hver meter av hvert transekt, i en bredde på 1 m på høyre side av transektet sett fra midtpunktet (forekomst/fravær per m²).

En utvidet minimumsovervåking inkluderer i tillegg følgende variabler registrert som forekomst/fravær langs hver meter av hvert transekt: dragehode (fertile vs. vegetative), trær, busker, vedplanter feltsjikt, rødlistearter, fremmedarter. I dette prosjektet har vi ikke undersøkt andre variabler enn antall individer av dragehode.

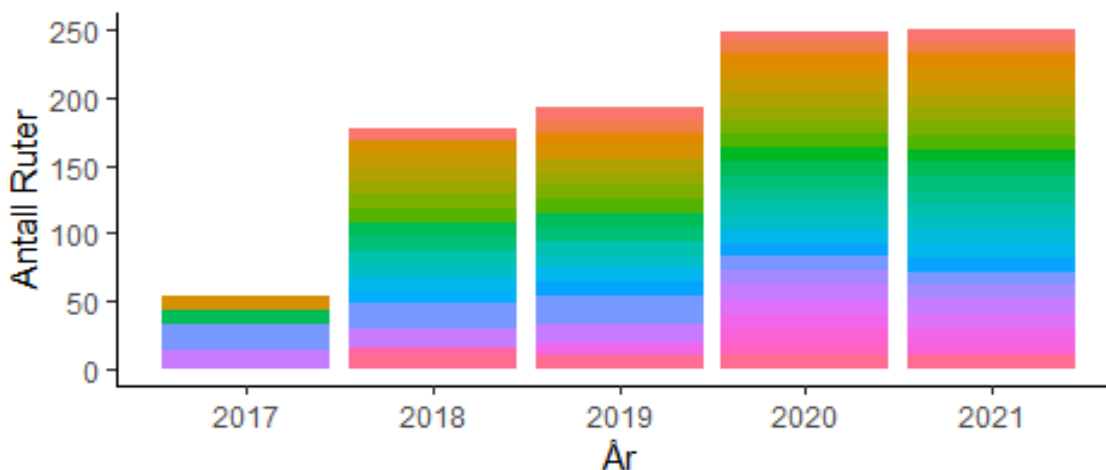
Skjøtselsovervåking i regi av Miljøfaglig utredning

Overvåkingen er beskrevet i Larsen & Høitomt (2021). Det gjennomføres en totalkartlegging av dragehodeindividuer på hver lokalitet årlig. Kunnskapen om skjøtelsen som gjennomføres på hver lokalitet, er god.

2.2.4 Datainnsamling

Vi har brukt datasettet fra basisovervåkingen av dragehode (Evju mfl. 2021c). Dette inkluderer 25 populasjoner, fordelt på de tre regioner Oslofjorden, Ringerike, og Hadeland, hver med hhv. 12, 7, og 6 lokaliteter. Populasjonene forekommer i to naturtyper, åpen grunnlendt kalkmark (12) og semi-naturlig eng (13). Tidsseriene starter i 2017 for fire populasjoner, i 2018 for 11 populasjoner, i 2019 for fire, i 2020 for fem og i 2021 for én populasjon. I tillegg er det tre populasjoner med ett år med data (**Figur 2.1**). Noen lokaliteter hadde flere enn ti ruter de første årene (se Evju mfl. 2021c), og gjennomsnittlig antall ruter per lokalitet og år i datasettet var 10,92 (standardavvik ± 1,47). Det er noe variasjon i det totale antallet dragehodeindividuer per rute per lokalitet.

For alle populasjoner er data samlet inn etter optimalovervåkingsdesign. Dette omfatter tellinger av dragehode i ruter (totalt antall individer, antall individer per livsstadium). Andre kovariabler som er målt/registrert inkluderer variabler som fokuserer på økologiske faktorer (vegetasjonshøyde, vegetasjonsstruktur), og variabler som er knyttet til forvaltningstiltak. Forvaltningstiltak inkluderer krattrydding, slått, beite, fjerning av fremmede arter og brenning. Data på tiltak er begrenset (oppstart, varighet, intensitet, frekvens m.m., se Evju mfl. 2021c), men binære responser (ja/nei) er registrert.



Figur 2.1. Antall ruter som inngår i datasettet per år, i NINAs basisovervåking av dragehode. Hver farge representerer en lokalitet.

I tillegg har vi brukt data fra Miljøfaglig utrednings overvåking av skjøtselseffekter på dragehode (Larsen & Høitomt 2021). Dataene består av totaltelling av dragehode på 68 lokaliteter over totalt 14 år. Antall lokaliteter per år har økt fra fire i 1979 til 68 i 2020.

2.2.5 Dataanalyser

Endring av populasjonsstørrelse

I dette prosjektet har vi brukt data fra basisovervåkingen av dragehode og undersøkt om en rutebasert overvåking eller transektbasert overvåking har størst styrke til å avdekke endringer i populasjonsstørrelsen til dragehode på en lokalitet. Dette gir grunnlag for å vurdere om en optimal- eller minimumsovervåking er egnet til å overvåke populasjonstrender.

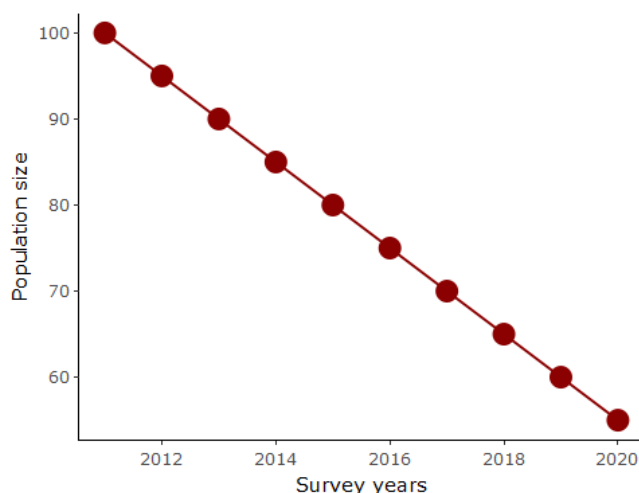
For å vurdere styrken til de to observasjonsmåtene simulerte vi overvåkingsprosessen ved å bruke R-pakken `mobsim` (May 2021). Denne pakken lar oss først sette opp en romlig eksplisitt populasjon av dragehode, der individene enten er tilfeldig fordelt eller opptrer klumpet, på den virtuelle «lokaliteten». Transekter og ruter blir deretter lagt ut med bruk av den samme rosedesignen som brukes i overvåkingen. Populasjonsnedgang ble simulert med reduksjoner i populasjonsstørrelse som samsvarer med IUCNs rødlistekriterier for kritisk truede (CR; 89–90 % reduksjon på 10 år), sterkt truede (EN; 50–70 % nedgang) og sårbare (VU; 30–50 % nedgang) arter, for både tilfeldig og klumpede fordelinger. I tillegg kjørte vi simuleringer for utgangspopulasjoner som var «store» (1000 individer) og små (250 individer).

Reduksjonsraten (altså nedgangen i populasjonsstørrelsen) ble hentet ut fra hver populasjon. Det samme ble den statistiske signifikansen (p-verdien), som angir om det var en statistisk signifikant forskjell mellom stigningstallet og 0 (altså om trenden var flat eller hellende). Dette gjorde

det mulig å avgjøre sannsynligheten for at hver metode ville fange opp en bevaringsrelevant nedgang i arten.

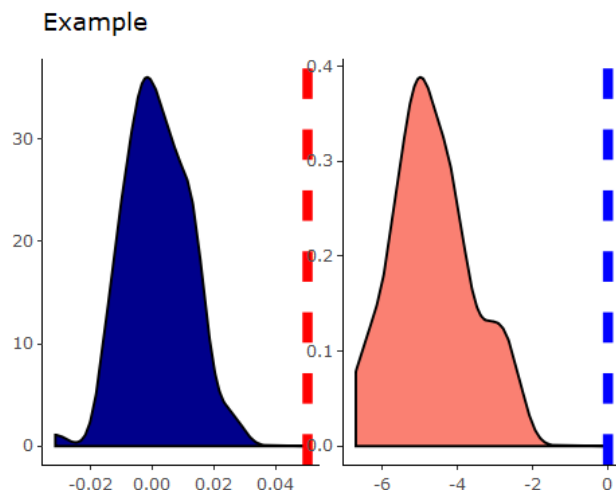
Hvordan tolke resultatene

I en graf som viser antallet dragehodeindivider mot overvåkingsåret (**Figur 2.2**), vil en linjes stigningstall indikere hvor mye verdien langs y-aksen (antall individer) endres for hver enhet langs x-aksen (år). I **Figur 2.2** er stigningstallet bestemt av en 5 % årlig nedgang i populasjonsstørrelsen.



Figur 2.2. En simulert årlig nedgang på 5 % i en populasjon, x-aksen viser overvåkingsår, y-aksen viser populasjonsstørrelse.

Neste skritt var å teste om de to metodene som brukes for å overvåke dragehode, kan oppdage denne typen trend i antall individer på en lokalitet. Det ble gjort ved å simulere utgangspopulasjonsstørrelsen første år og deretter bruke en kjent prosentvis nedgang, slik at vi simulerte en endring i populasjonsstørrelsen over tid. For å teste om metodene kan oppdage denne endringen brukte vi regresjonsanalyser. **Figur 2.3** viser fordelingen av to komponenter i en regresjon. Den første (til venstre, blå), er «statistisk signifikans» (også kjent som p-verdi). P-verdien indikerer sannsynligheten for å oppnå resultater som er minst like ekstreme som de observerte resultatene av en statistisk hypotesetest. Her testet vi hypotesen om at stigningstallet til regresjonslinjen er signifikant forskjellig fra 0 (altså ingen trend, en flat linje). Den andre figuren (til høyre) viser stigningstallet til regresjonslinjen. Denne forteller oss endringsraten i populasjonsnedgangen over tidsperioden.



Figur 2.3. Eksempel på evnen til en overvåkingsmetode til å oppdage den kjente trenden som er vist i **Figur 2.2**. Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend). y -aksen viser tetthetsfordelingen.

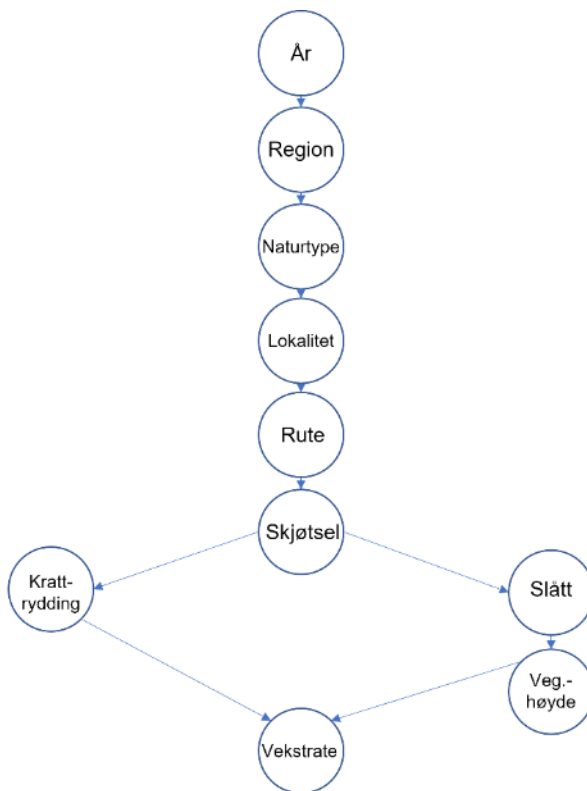
Vi vil forvente at stigningstallet til regresjonslinjen vil være rundt -5 , ettersom vi har satt nedgangen i dette eksempelet til å være en 5 % årlig, og at de fleste p -verdiene vil være under 0,05. I **Figur 2.3** og i figurene i **Vedlegg 1** har vi indikert 0,05 (p -verdi) og 0 (stigningstall) med vertikale stiplede linjer.

For hvert scenario (overvåkingsmetode, ulike reduksjonsrater, stor og liten utgangspopulasjon, tilfeldig og klumpet fordeling av individer) kjørte vi 100 simuleringer.

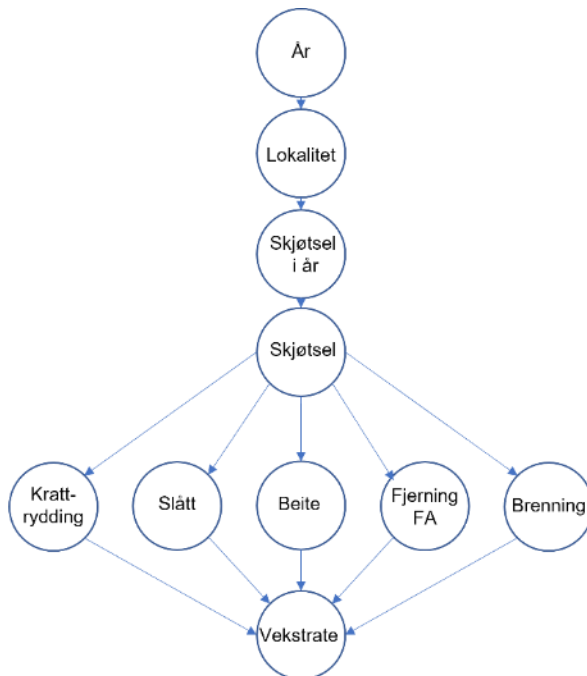
Effekter av tiltak

Vi har også forsøkt å bestemme effekten av forvaltningstiltak på dragehode (abundans og populasjonsvekstrate). Dette har vi gjort ved å bygge bayesianske trosnettverk og utforske betydningen av ulike variabler (jf. beskrivelser i kap. 2.1.2).

Strukturen i det bayesianske trosnettverket for NINAs basisovervåking er vist i **Figur 2.4**. Vi antar en nøstet struktur i dataene, med ruter i lokaliteter i naturtyper i regioner – og med år som en variabel som påvirker alle lokalitetene. Vi har bare inkludert skjøtsel (ja/nei) og de to skjøtelsesformene med mest data: krattrydding (ja/nei) og slått (ja/nei). Ettersom bare slått påvirker høyden av feltsjiktet, som er det vegetasjonshøyden representerer, har vi plassert vegetasjonshøyde under slått, men både krattrydding og slått er forventet å påvirke populasjonsvekstraten. Ved bruk av dette nettverket kan vi vurdere «bevisene» (mulige årsakssammenhenger) og utforske effekten variabler i nettverket. Vi brukte nettverket til å vurdere effekten av ulike økologiske faktorer og tiltak på gjennomsnittlig vekstrate per lokalitet. For NINAs data er vekstrate beregnet på for hver rute, som antall individer i år $t + 1$ delt på antall individer i år t (se Evju mfl. 2021c, g), og et gjennomsnitt er tatt for lokaliteten. Dette ble gjort både for totalt antall individer og for antall individer av de tre størrelsesklasse: (1) småplanter, (2) vegetative planter og (3) fertile planter. Dataene fra Miljøfaglig utrednings overvåking bruker vekstrate på lokalitetsnivå, beregnet på som antall individer i år $t + 1$ delt på antall individer i år t . Vi antar også her en nøstet struktur i dataene, med år som en variabel som påvirker alle lokaliteter. Det er mer data på skjøtsel i dette datasettet, og vi har først lagt inn hvorvidt skjøtsel er gjennomført i år, og deretter om lokaliteten skjøttes generelt. Deretter har vi lagt inn de fem skjøtelsesformene som inngår (**Figur 2.5**).



Figur 2.4. Strukturen i det bayesianske trosnettverket for NINAs overvåkingsdata, se tekst for detaljer. Responsvariabelen her er populasjonens vekstrate på rutenivå.



Figur 2.5. Strukturen i det bayesianske trosnettverket for Miljøfaglig utrednings overvåkingsdata, se tekst for detaljer. Responsvariabelen her er vekstraten på lokaliteten. FA = fremmede arter.

For å forstå hvordan og hvorfor antall dragehodeindivider varierer, totalt og for NINAs data også av de ulike størrelsesklassene, undersøkte vi betydningen av miljøvariabler for å predikere totalt antall dragehodeindivider. For å gjøre dette brukte vi Boruta-algoritmen (Kursa & Rudnicki 2010). Denne algoritmen blander alle miljøvariablene sammen for å lage en tilfeldig variabel (kalt en «skyggevariabel»), fordi vi trenger å kjenne fordelingen av betydning (importance) for irrelevante variabler (her: skyggevariabler) for å vurdere betydningen av de andre variablene. Deretter kjører Boruta-algoritmen mange iterasjoner av en annen algoritme, Random Forest, som er en klassifikasjonsmodell, som deler datasettet på best mulig måte for å predikere responsvariabelen. Boruta viser oss variablene som er vist å være mest prediktive i alle iterasjonene (vist i grønt), de som av og til er viktige (vist i gult) og de som aldri er viktige (vist i rødt) (**Figur 2.6**).

Data fra overvåkingen samt script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

2.2.6 Resultater

Endring i populasjonsstørrelse

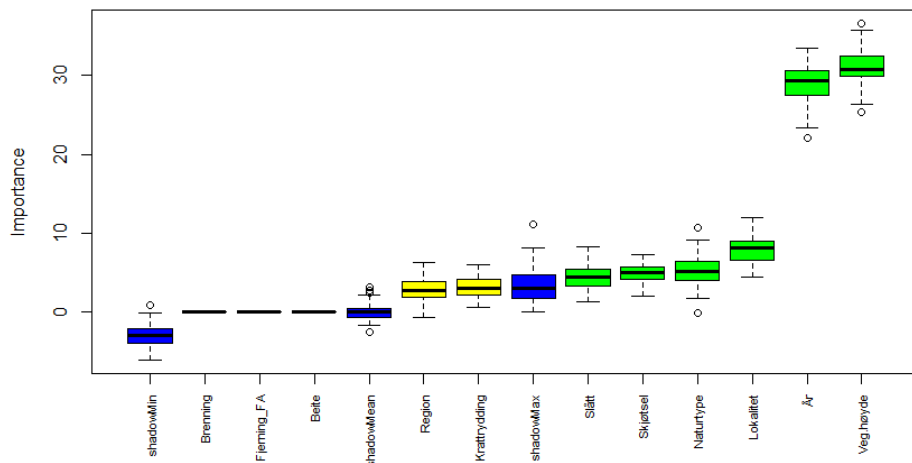
Resultater for hvert scenario er presentert i **Tabell 2.1** og **Vedlegg 1**. Sannsynligheten for Type S-feil i scenariene er gjennomgående lav, og lavere for transekt- enn ruteovervåking. Det betyr at overvåkingen i hovedsak klarer å fange opp nedgangen i populasjonene. Imidlertid er sannsynligheten for Type I-feil i scenariene gjennomgående høy. Det betyr at overvåkingen ikke vil gi signifikante resultater for trendene i endring. Det gjennomsnittlige stigningstallet for simuleringene er svært lavt, sammenlignet med forventet stigningstall – som tilsvarer den årlige nedgangen. Type M-feilen (altså størrelsesfeilen) er med andre ord også generelt stor. **Tabell 2.1** viser med andre ord at bruk av transekter er en mer pålitelig måte enn bruk av ruter (alene) for å fange opp nedgang eller økning i populasjoner av dragehode. Vi fanger imidlertid ikke opp endringens størrelsesorden.

Tabell 2.1. Resultater fra simuleringer av ulike scenarier (populasjonsstørrelse, romlig fordeling av individer og årlige reduksjonsrater over 10 år med overvåking), for transekt- og ruteovervåking. Hvert scenario er kjørt med 100 simuleringer. Type I og Type S viser sannsynligheten (%) for at simuleringen gir hhv. Type I-feil og Type S-feil. Gj.snittlig stigningstall viser det gjennomsnittlige stigningstallet for regresjonslinjen for de 100 simuleringene.

Metode	Pop. størrelse	Fordeling	Årlig nedgang	Type I (%)	Type S (%)	Gj.snittlig stigningstall
Transekt	Stor	Tilfeldig	10 %	100	0	-0,041
Rute	Stor	Tilfeldig	10 %	93	43	-0,042
Transekt	Stor	Klumpet	10 %	100	7	-0,037
Rute	Stor	Klumpet	10 %	92	24	-0,246
Transekt	Liten	Tilfeldig	10 %	84	0	-0,104
Rute	Liten	Tilfeldig	10 %	82	10	-0,058
Transekt	Liten	Klumpet	10 %	100	0	-0,103
Rute	Liten	Klumpet	10 %	70	7	-0,197
Transekt	Stor	Tilfeldig	5 %	100	15	-0,019
Rute	Stor	Tilfeldig	5 %	96	49	-0,022
Transekt	Stor	Klumpet	5 %	100	13	-0,023
Rute	Stor	Klumpet	5 %	96	22	-0,210
Transekt	Liten	Tilfeldig	5 %	99	0	-0,064
Rute	Liten	Tilfeldig	5 %	91	19	-0,033
Transekt	Liten	Klumpet	5 %	100	0	-0,069
Rute	Liten	Klumpet	5 %	70	7	-0,173
Transekt	Stor	Tilfeldig	3,3 %	100	6	-0,023
Rute	Stor	Tilfeldig	3,3 %	97	47	-0,001
Transekt	Stor	Klumpet	3,3 %	100	9	-0,022
Rute	Stor	Klumpet	3,3 %	93	26	-0,160
Transekt	Liten	Tilfeldig	3,3 %	100	1	-0,040
Rute	Liten	Tilfeldig	3,3 %	93	19	-0,038
Transekt	Liten	Klumpet	3,3 %	100	6	-0,041
Rute	Liten	Klumpet	3,3 %	72	10	-0,166

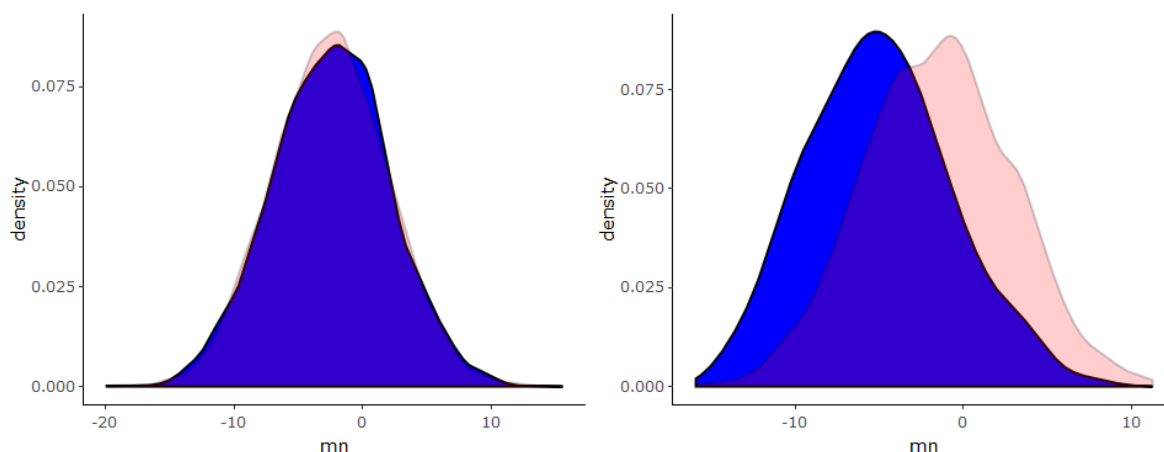
Effekter av tiltak – NINAs overvåkingsdata

For totalt antall dragehode er vegetasjonshøyde og overvåkingsår særlig viktige forklaringsvariabler (**Figur 2.6**). I tillegg er lokalitet viktig, og hvorvidt skjøtsel gjennomføres, hvilken naturtype lokaliteten er, samt slått. Krattrydding og region er viktige bare i noen av iterasjonene.



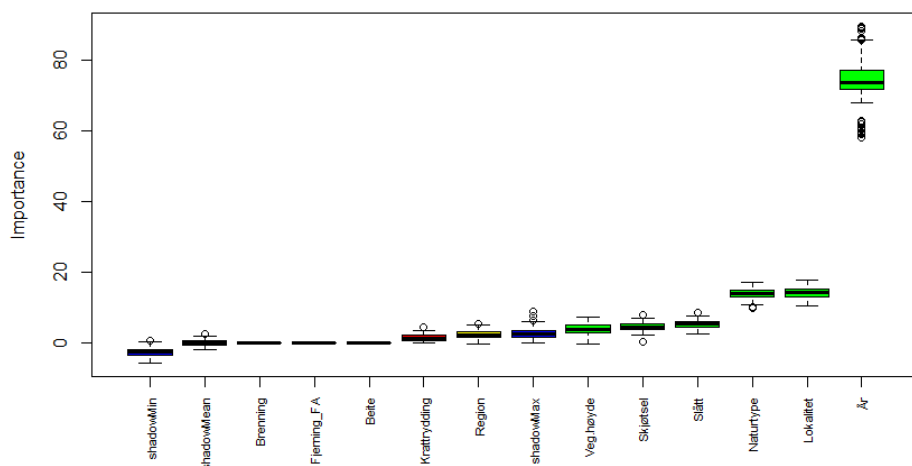
Figur 2.6. Betydningen (importance) av variabler for å bestemme totalantallet av dragehode, basert på NINAs overvåkingsdata, estimert med Boruta- og Random Forest-algoritmer. Grønne variabler: prediktive i alle iterasjonene, gule: av og til viktige, røde: aldri viktige, blå: skyggevariabler (se tekst for detaljer). FA = fremmede arter.

Det er liten forskjell mellom fordelingen av gjennomsnittlig vekstrate mellom lokaliteter med og uten skjøtsel (**Figur 2.7**). Dette mønsteret er likt om man ser på spesifikke skjøtselstiltak, med lite klare effekter. Hvis vi derimot ser på vegetasjonshøyde, ser vi at når vegetasjonshøyden er lav, er vekstraten generelt høyere (**Figur 2.7**).

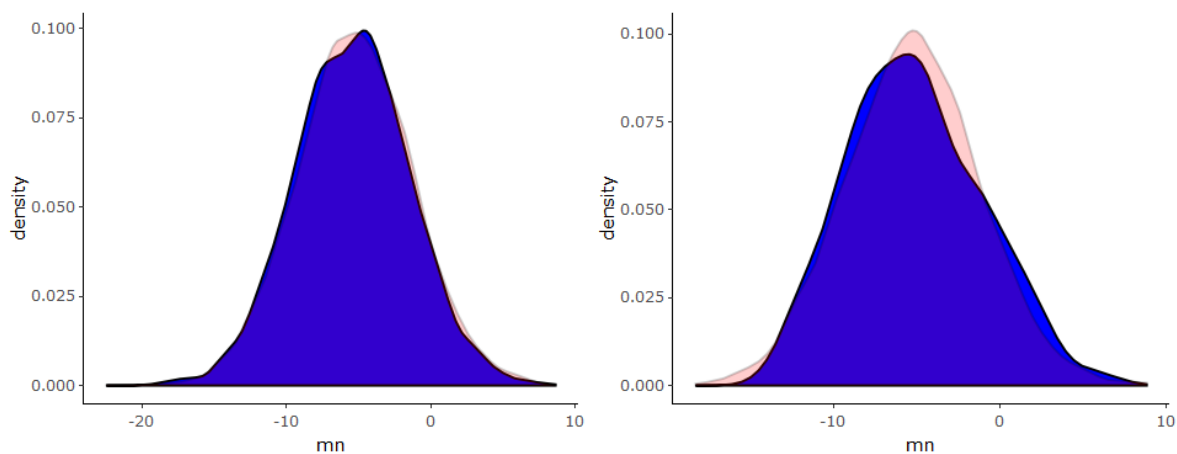


Figur 2.7. Effekten av skjøtsel (til venstre) og vegetasjonshøyde (til høyre) på gjennomsnittlig vekstrate for totalt antall dragehode (mn), vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Skjøtsel: blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja. Vegetasjonshøyde: blå fordeling = vegetasjonshøyde > 50 cm, rød fordeling = vegetasjonshøyde < 10 cm).

For totalt antall småplanter er år den klart viktigste variabelen (**Figur 2.8**) – altså varierer antall småplanter svært mye mellom år. Heller ikke for småplanter er det noen særlig effekt av skjøtsel på vekstrate (**Figur 2.9**). Det er en tendens til at populasjoner med lave vegetasjonshøyder har mer positive vekstrater, men betydningen av vegetasjonshøyde er mindre enn for totalt antall dragehodeplanter.

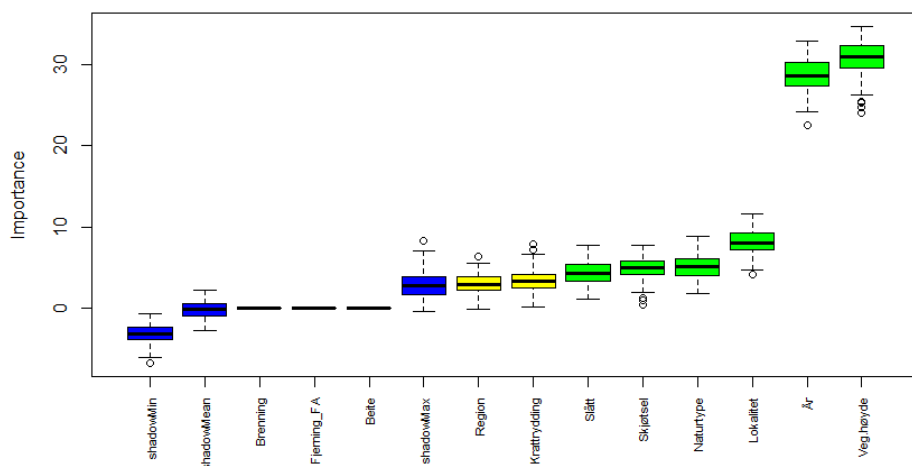


Figur 2.8. Betydningen (importance) av variabler for å bestemme antall småplanter av dragehode, basert på NINAs overvåkingsdata, estimert med Boruta- og Random Forest-algoritmer. Grønne variabler: prediktive i alle iterasjonene, gule: av og til viktige, røde: aldri viktige, blå: skyggevariabler (se tekst for detaljer). FA = fremmede arter.

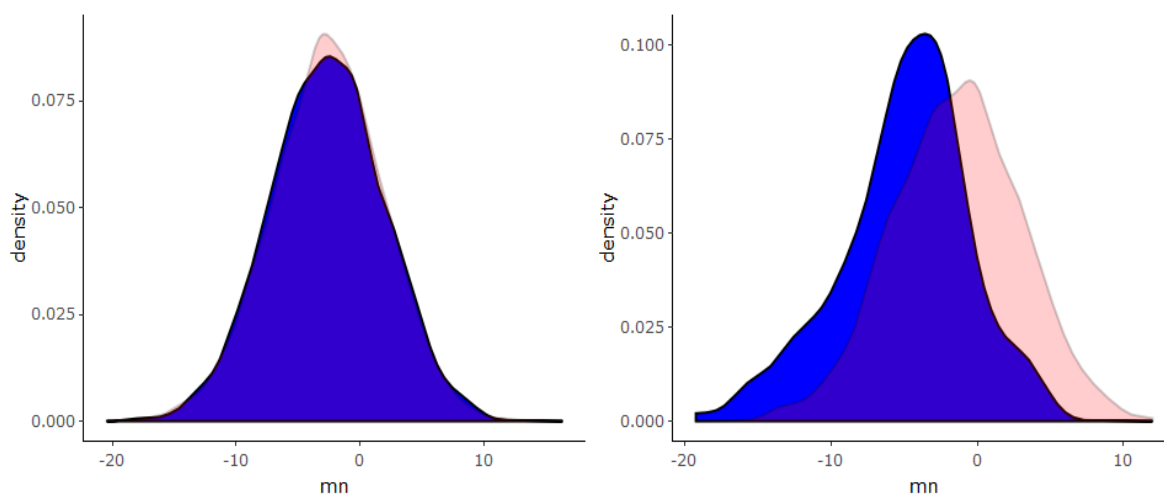


Figur 2.9. Effekten av skjøtsel (til venstre) og vegetasjonshøyde (til høyre) på gjennomsnittlig vekstrate (mn) for småplanter, vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Skjøtsel: blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja. Vegetasjonshøyde: blå fordeling = vegetasjonshøyde > 50 cm, rød fordeling = vegetasjonshøyde < 10 cm).

For vegetative planter var vegetasjonshøyde og år de viktigste variablene (**Figur 2.10**). Lavere vegetasjonshøyde økte vekstraten for vegetative planter, men det var lite støtte for effekten av tiltak (**Figur 2.11**).

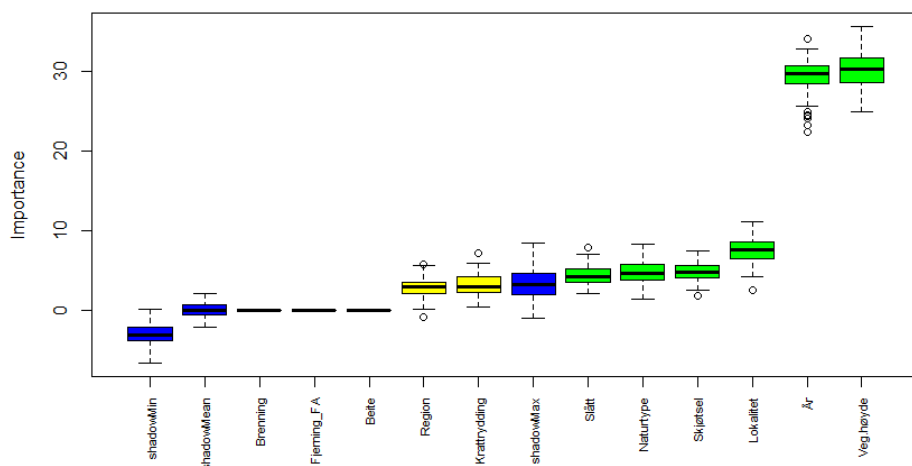


Figur 2.10. Betydningen (importance) av variabler for å bestemme antall vegetative planter av dra-gehode, basert på NINAs overvåkingsdata, estimert med Boruta- og Random Forest-algoritmer. Grønne variabler: prediktive i alle iterasjonene, gule: av og til viktige, røde: aldri viktige, blå: skyggevariabler (se tekst for detaljer). FA = fremmede arter.

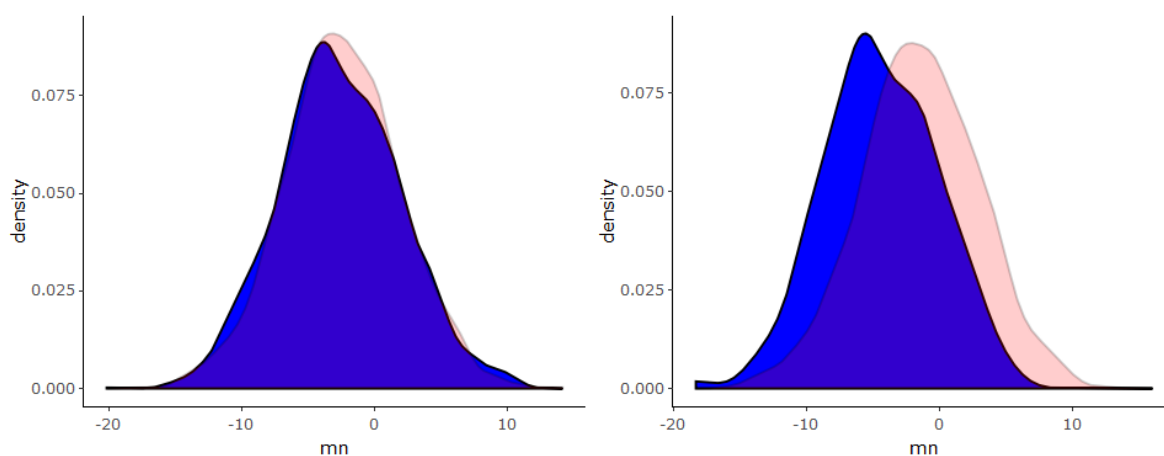


Figur 2.11. Effekten av skjøtsel (til venstre) og vegetasjonshøyde (til høyre) på gjennomsnittlig vekst-rate (mn) for vegetative planter, vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Skjøtsel: blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja. Vegetasjonshøyde: blå fordeling = vegetasjonshøyde > 50 cm, rød fordeling = vegetasjonshøyde < 10 cm).

Også for fertile planter var de viktigste variablene vegetasjonshøyde og år (**Figur 2.12**). Lavere vegetasjonshøyde gir økt vekstrate for fertile planter, men det er liten effekt av skjøtsel (**Figur 2.13**)



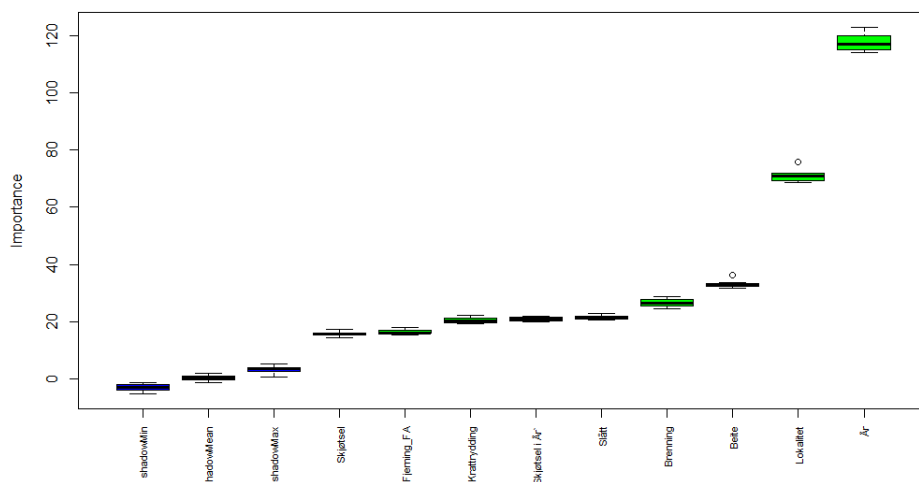
Figur 2.12. Betydningen (importance) av variabler for å bestemme antall fertile planter av dragehode, basert på NINAs overvåkingsdata, estimert med Boruta- og Random Forest-algoritmer. Grønne variabler: prediktive i alle iterasjonene, gule: av og til viktige, røde: aldri viktige, blå: skyggevariabler (se tekst for detaljer). FA = fremmede arter.



Figur 2.13. Effekten av skjøtsel (til venstre) og vegetasjonshøyde (til høyre) på gjennomsnittlig vekstrate (mn) for fertile planter, vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Skjøtsel: blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja. Vegetasjonshøyde: blå fordeling = vegetasjonshøyde > 50 cm, rød fordeling = vegetasjonshøyde < 10 cm).

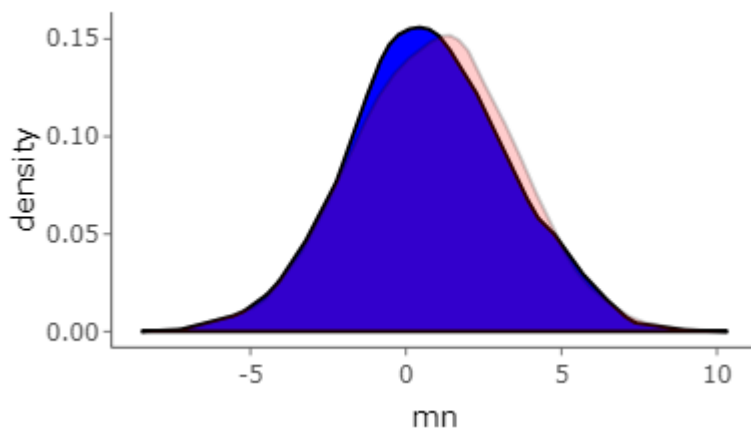
Effekter av tiltak – Miljøfaglig utrednings overvåkingsdata

Den helt klart viktigste variabelen for vekstrate for dragehode var år, fulgt av lokalitet (Figur 2.14). Med andre ord viser både dette datasettet og NINAs data at mellomårsvariasjonen i dragehodepopulasjonene er stor

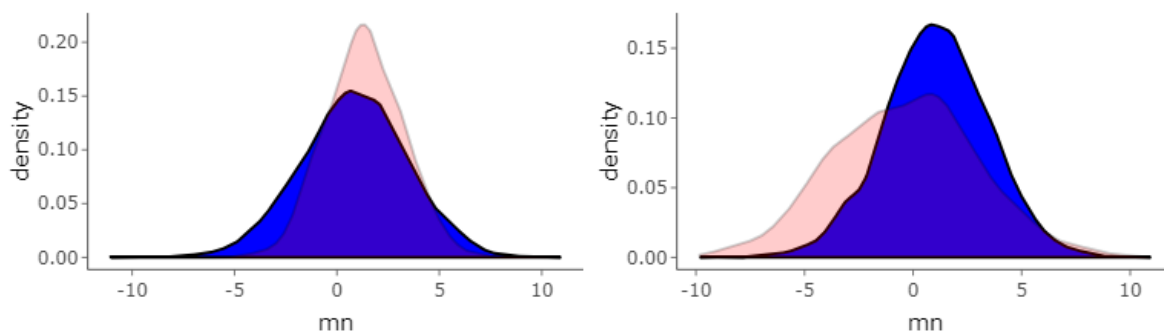


Figur 2.14. Betydningen (importance) av variabler for å bestemme vekstrate, basert på Miljøfaglig utrednings overvåkingsdata, estimert med Boruta- og Random Forest-algoritmer. Grønne variabler: prediktive i alle iterasjonene, gule: av og til viktige, røde: aldri viktige, blå: skyggevariabler (se tekst for detaljer). FA = fremmede arter.

Skjøtsel i seg var mindre viktig for populasjonsvekstrate (**Figur 2.14**), og vi så bare en liten positiv effekt på gjennomsnittlig vekstrate per populasjon (**Figur 2.15**). Vi så nærmere på to av skjøtselsformene, som hadde best datagrunnlag: krattrydning og beite. Krattrydning så ut til å ha en liten positiv effekt, mens beite så ut til å ha en liten negativ effekt (**Figur 2.16**). Med andre ord er det en større vekt av negative vekstrater i populasjoner som beites enn i de som ikke beites.



Figur 2.15. Effekten av skjøtsel på gjennomsnittlig vekstrate (mn) for lokalitetene, vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja.



Figur 2.16. Effekten av skjøtsel på gjennomsnittlig vekstrate (mn) for lokalitetene, vist som fordeling (density distribution) estimert fra bayesianske nettverk. Til venstre: krattrykking. Til høyre: beite. Blå fordeling er skjøtsel_nei og rød fordeling er skjøtsel_ja.

2.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Kan vi fange opp endringer i populasjonsstørrelse?

Resultatene viser at minimumsovervåking med transekter i hovedsak klarer å fange opp nedgang i populasjonene, men Type M-feilen (altså størrelsesfeilen) er generelt stor, og det er vanskelig med grunnlag i dataene å fastslå hvor store endringer som skjer.

Det er generelt vanskelig å oppnå tilstrekkelig statistisk styrke i økologisk overvåking, særlig i tilfellet sjeldne eller fåtallige arter, der utvalgsstørrelsen i utgangspunktet er liten. I tillegg er vi ofte interessert i små effektstørrelser, og datasettene har ofte stor usikkerhet og/eller variabilitet. Det er imidlertid noen ting vi kan gjøre for å øke teststyrken.

For det første bør grensene for akseptabel endring («limits of acceptable change»), altså hvor mye endring i statusen av et system som er akseptabelt for forvaltningen, fastsettes før overvåking. Dette gjør det mulig å designe overvåkingen for å maksimere teststyrke for en gitt effektstørrelse. I dette tilfellet: hvor store endringer i populasjoner av dragehode ønsker vi å være i stand til å oppdage?

For det andre: Noe av variabiliteten i dataene stammer fra iboende variabilitet i naturen. Vi kan redusere variabiliteten ved å øke utvalgsstørrelsene. Det vil innebære økte kostnader – og også være iboende vanskelig på lokaliteter med små populasjoner. Heldigvis er det slik at ettersom overvåkingen pågår, øker vi utvalgsstørrelsen gradvis (med nye årlige data). Langsiktige data vil dermed hjelpe oss å forstå variabiliteten i dataene. I tillegg vil det å bruke målrettede eksperimentelle forsøk for å undersøke de økologiske og forvaltningsstyrte faktorene som driver variabiliteten, bidra til å redusere den uforklarte variasjonen i dragehodedataene.

Type I-feil (falsk positiv feil) blir vanligvis satt til 0,05, men man kan argumentere for at faren for en falsk negativ feil (Type II-feil) er større enn faren for en Type I-feil. Med andre ord: det er verre å ikke oppdage en reell nedgang i populasjoner av dragehode enn å fastslå at det er en nedgang som ikke er reell. Hvis det er mer problematisk at vi mister en effekt som er sann (falsk negativ) enn at vi feilaktig oppdager en effekt som ikke er sann (falsk positiv), bør vi vurdere å la være å holde oss til konvensjonen om 0,05 (Muff mfl. 2022) og bestemme Type I-feilraten empirisk. En mulighet er å sette forholdet mellom disse to feilene basert på den inverse av kostnaden ved å gjøre feilen.

Valg av overvåkingsdesign

Resultatene våre viser at år er en svært viktig forklaringsvariabel for observerte mønstre: mellomårsvariasjonen, særlig i rekruttering, er stor. Det skyldes i stor grad variasjoner i værforhold. Langsiktige data for å skille trender fra naturlig variasjon er med andre ord helt sentralt.

Simuleringene viser at transektdata er helt avgjørende for å kunne oppdage nedgang (eller økning) i populasjonene av dragehode, selv om vi ikke klarer å fastslå hvor store endringene er. Rutedataene er mindre presise for dette formålet. Dersom formålet med overvåkingen av dragehode er å følge med på populasjonstrender for et stort antall populasjoner, kan en vurdere å bruke transekter som metode for overvåking (altså minimumsovervåking, jf. kap. 2.2.3). Vi vil anslå at vi med en slik endring i overvåkingsprotokoll kan tredoble antall lokaliteter som kan inkluderes for en gitt kostnad – selv om reisekostnaden og -tiden selvfølgelig vil øke.

I de nåværende beregningene av populasjonsstørrelser og vekstrater (Evju mfl. 2021c, g) er imidlertid data fra rutene benyttet sammen med data fra transektene (optimalovervåkingsdesign). Rutedataene gir grunnlag for å beregne populasjonsstruktur og vekstrater for de ulike størrelsesklassene og knytte forklaringsvariabler (vegetasjonshøyde og -struktur) til responsene. Transektdata eller totalinventeringer vil dessuten underestimere antallet dragehodeindivider på en lokalitet: det er vanskelig å oppdage småplanter i tett vegetasjon uten grundige undersøkelser (og dermed betydelig høyere feltinnsats enn antydning), noe også sammenligninger av data fra NINAs basisovervåking og Miljøfaglig utrednings skjøtselovervåking – som inkluderer to felles lokaliteter – viser. Minimumsovervåkingen kan likevel fange opp trender. Kanskje en kombinasjon av et utvalg lokaliteter med optimalovervåking og et større antall lokaliteter med minimumsovervåking er en løsning for å øke utvalgsstørrelsen og samtidig få mer presise data på populasjonsstruktur og rekruttering. En utvidet minimumsovervåking, som beskrevet i Evju mfl. (2021c) og kap. 2.2.3, vil imidlertid ikke være tidsbesparende ift. optimalovervåkingen – vi opplevde denne metoden som særdeles tidkrevende, særlig på store og artsrike lokaliteter.

NINAs overvåkingsdata viser uklare effekter av skjøtselstiltak på antallet individer og vekstrater, for alle størrelsesklassene. Vi finner imidlertid en klar effekt av vegetasjonshøyde på vekstrater (om enn noe mindre på småplanter, der år var viktigste variabel). Det er generelt forskjell i vegetasjonshøyde mellom lokaliteter på åpen grunnlendt kalkmark (lavere) og semi-naturlig eng (høyere; Evju mfl. 2021c), men resultatene kan likevel antyde at forvaltningstiltak som påvirker (reduserer) vegetasjonshøyde vil være gunstige for dragehodepopulasjoner. Mangelen på effekt av skjøtselstiltak kan skyldes upresise data på skjøtsel – vi har f.eks. lite kunnskap om frekvens, intensitet osv. (se også Evju mfl. 2021c) på basisovervåkingslokalitetene, da overvåkingen ikke er innrettet for å svare på spørsmålet om effekter av skjøtsel. Analysene av Miljøfaglig utrednings datasett viser en liten positiv effekt av skjøtsel – men effekten ser ut til å variere mellom ulike skjøtselstiltak. Det var ikke rom i dette prosjektet for en full analyse av dette datasettet. Miljøfaglig utredning har gode data på frekvens, intensitet og romlig omfang av skjøtselstiltakene, og det er rom for mer grundige analyser som kan gi et enda bedre grunnlag for å vurdere tiltakseffekter i lys av mellomårsvariasjoner på dragehode.

Anbefaling om eksperimentelle studier

En eksperimentell tilnærming som gir bedre data på tiltakene som gjennomføres og på effektene av tiltaket, vil gjøre det mulig å oppdatere det bayesianske trosnettverket med årsak-virkning-data. Dette vil gi grunnlag for å gjøre nettverkene nyttigere for forvaltningsbeslutninger i framtiden. Det er svært mange tiltak som er aktuelle å gjennomføre for dragehode (Berland mfl. 2019, Evju mfl. 2021d, Larsen & Høitomt 2021), og det er vanskelig å tenke seg randomiserte, kontrollerte forsøk som tar høyde for all variasjon i tiltak og naturforhold (se også Evju mfl. 2021d). Vi foreslår å starte med å gjennomføre kontrollerte eksperimenter med behandlingsruter (tiltak) og kontrollruter på lokaliteter med skjøtelsbehov, som samtidig har relativt store dragehodepopulasjoner. Slike lokaliteter gir grunnlag for å trekke tilfeldig arealer (med og uten dragehode) som skjøttes, for slik å sammenligne responser i dragehode (antall og struktur) og andre variabler (f.eks. vegetasjonshøyde og -struktur) i skjøttede og uskjøttede arealer. Et slikt opplegg er beskrevet i Evju mfl. (2020a), med krattrydding som eksempel på tiltak, og er gjengitt i **Vedlegg 2**. Vi anbefaler en utprøving med optimaldesign, og med eventuell tilpasning av design for å sikre nok statistisk styrke (se over).

Gjennomføring av effektovervåking fordrer god dialog mellom forskere, Statsforvalter og Miljødirektoratet, i tillegg til grunneiere på de aktuelle lokalitetene. For å sikre god kvalitet på data, og

derved øke styrken til tilstands-estimer, er det behov for presis stedfesting og beskrivelse av tiltak. Det fordrer også en viss langsiktighet i finansieringen, slik at forsøket kan gjennomføres lenge nok til at effektene gjør seg gjeldende. For en langlevd art som dragehode vil vi anbefale en minimumsvarighet på fem år.

2.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking er vist i **Tabell 2.2**. Kostnadene er beregnet for effektovervåking (eksperimentelt forsøk) på én lokalitet med dragehode (Evju mfl. 2021c, d), med optimaldesign jf. kap. 2.2.3 og **Vedlegg 2**. Innsatsen på lokaliteten er doblet ift. vanlige overvåkingslokaliteter (20 vs. 10 ruter). Kostnader til skjøtsel er ikke inkludert.

Tabell 2.2. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av dragehode, gitt én stor lokalitet med behandlingsruter (skjøtsel) og kontrollruter (uten skjøtsel).

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	10 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter og grunneier, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	20 t	10 t	Inkluderer etablering av transekter og ruter med GPS-merking (etablering), og registrering av indikatorvariabler (etablering og løpende overvåking).
Datalagring og -analyse	50 t	25 t	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data, dataanalyse. Analysemetodene er ikke utprøvd, men arbeidet gjort i denne rapporten vil være et viktig grunnlag for utvikling og utprøving av ideer og script for ulike estimeringsmetodikk. Script kan gjenbrukes dersom nye lokaliteter inkluderes – og denne summen representerer dermed delvis en engangskostnad.
Rapportering	40 t	20 t	Rapportering. Forutsetter et omfang omtrent som i denne rapporten.
Reisetid	8 t	8 t	Forutsetter reisevei 2 t for to personer, tur-retur, vil avhenge av valg av lokalitet.
Reisekostnad	1 500 kr	1 500 kr	Antar en avstand på ca. 75 km fra Oslo (Hadelandområdet). Inkluderer bil tur-retur Oslo-feltlokalitet (inkl. passasjertillegg) + diett (to personer × dagsats, uten overnatting)
Utstyr	2 000 kr	2 000 kr	Leie av høypresisjons-GPS, 1 dager á 1500 kr/dag. Noe annet feltutstyr.

3 Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone

3.1 Innledning

Det er i dette delprosjektet ikke gjennomført feltarbeid for å undersøke effekter av tiltak i åpen grunnlendt kalkmark. I stedet har vi brukt eksisterende data fra basisovervåkingen av naturtypen (Evju mfl. 2020b, 2021f) for å sammenligne effektiviteten av optimal- vs. minimumsovervåking for å fange opp effekter av tiltak i naturtypen, jf. forslag beskrevet i Evju mfl. (2021e). Vi bruker ulike tilnærminger for å vurdere effektiviteten. Statistiske metoder er beskrevet mer i detalj i kap. 2 om dragehode, og vi henviser dit der det er naturlig.

3.2 Protokoll for overvåking og tiltak

3.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om naturtypen

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en naturtype som finnes i åpne, kalkrike områder og er i hovedsak knyttet til kystnære områder i Oslofeltet. Det er en artsrik naturtype med mange rødlistearter fra mange artsgrupper. Forekomstene er små og naturlig fragmenterte.

Påvirkninger

Flere påvirkningsfaktorer er viktige: fremmede karplanter er en betydelig påvirkning på en stor andel av lokalitetene. Gjengroing med busker og trær forekommer, på grunn av en kombinasjon av naturlig suksesjon, opphørt/reduert drift, nitrogennedfall og etablering av fremmede karplanter. En del lokaliteter er også utsatt for slitasje fra ferdsel og friluftsliv.

Aktuelle tiltak

Det viktigste tiltaket, som er i fokus her, er fjerning av fremmede karplanter.

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltakene er å fjerne fremmede karplantearter og derved forbedre tilstanden til naturtypeforekomstene og hindre gjengroing med fremmede arter. Tiltakene vil også øke habitatkvalitet for og mengde/populasjonsstørrelser av habitatspesifikke og rødlistede karplanter.

Ulike fremmede arter dominerer i ulike forekomster av naturtypen. Hva slags metodikk som bør brukes for fjerning, og hvor ofte fjerning bør gjennomføres, undersøkes ikke her. Det kan forekomme utilsiktede effekter ved fjerning av fremmede arter: etablering av kortlevde, vindspredte arter, klonal spredning av nedkappede busker og økt næringstilgang i jorda ved nedkutting av busker og trær.

Formål med overvåking

To overvåkingsmetoder testes: optimalovervåking med permanent merkede vegetasjonsruter, og minimumsovervåking med registrering av rødlistede og fremmede karplantearter langs systematisk utlagte transekter.

Formålet med overvåkingen er å kunne vurdere om målsettingen om å redusere mengden av fremmede arter på lokaliteten oppnås. Videre bør overvåkingen kunne vurdere om bedret habitatkvalitet og økte populasjonsstørrelser av stedegne karplanter oppnås på lokalitetene som overvåkes. Påvirkningsfaktoren fremmede arter inngår som variabel både i optimal- og minimumsovervåkingen. For stedegne karplanter inngår både habitatspesifikke og rødlistede karplanter i optimalovervåkingen, mens minimumsovervåkingen bare undersøker effekt på rødlistede karplanter.

Overvåkingen må også fange opp eventuelle utilsiktede konsekvenser.

Forventninger

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt ved at mengden av fremmede arter på lokaliteten blir redusert mye på kort sikt (umiddelbar effekt). Vi forventer positiv effekt på mengden av stedegne karplanter, inkludert rødlistede arter, på noe lengre sikt (2–10 år). Utsiktede effekter kan forventes å oppstå ganske raskt etter tiltaket (1–5 år).

3.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Det gjennomføres tiltak på en rekke lokaliteter, både innenfor og utenfor verneområder. I denne rapporten undersøkes ikke effekter av tiltak direkte, men vi bruker data fra basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark til å undersøke egnetheten av optimal- vs. minimumsovervåking i en eventuell effektovervåking.

Spesifikt undersøker vi effekter av fjerning av gravbergknapp *Phedimus spurius* (svært høy risiko; SE) på mengden av gravbergknapp og på mengden av rødlistearter (se kap. 3.2.5).

3.2.3 Overvåkingsdesign

En overvåkingslokalitet er en avgrenset polygon av kartleggingsenhetene T2-C7|C8 i boreone-moral sone. Design for overvåking er beskrevet i detalj i Evju mfl. (2020b, 2021e, f).

Optimalovervåking

På lokaliteten etableres 5–15 permanente prøveflater (0,25 m²), avhengig av lokalitetens størrelse (< 1000 m²: 5 ruter, 1000–2000 m²: 10 ruter, > 2000 m²: 15 ruter). Plassering av rutene skjer ved å trekke tilfeldig fra alle skjæringspunkter i et 10×10 m-rutenett lagt over lokaliteten. I prøveflatene registreres alle forekommende karplanter med dekningsgrad (%). Rundt hver prøveflate etableres en sirkel med 5 m radius, og innenfor denne registreres dekning av fremmede arter, dekning av tresjikt, dekning av busksjikt og dekning av vedplanter i feltsjikt. Det går transekter langs 10×10-m-rutenettet, der alle rødlistede karplanter og fremmede karplantearter registreres innenfor en sirkel med 5 m radius for hver tiende meter.

Minimumsovervåking

I minimumsovervåkingen begrenses datainnsamlingen til transekter langs 10×10-m-rutenettet, der alle rødlistede karplanter og fremmede karplantearter registreres for hver tiende meter.

3.2.4 Datainnsamling

Datasettet som er analysert, omfatter 97 polygoner av naturtypen, kartlagt i forbindelse med basisovervåking med bruk av optimalovervåkingsdesign (Evju mfl. 2020b, 2021f). Polygonene er lokalisert i tilfeldig uttrukne overvåkingsruter (500 × 500 m) i tre områder, indre, midtre og ytre Oslofjord. Av de 97 polygonene ble 34 polygoner kartlagt i 2020 og 63 polygoner kartlagt 2021. Totalt inneholder datasettet 730 vegetasjonsruter og omtrent 1300 registreringspunkter langs transekter.

Påvirkningen fra fremmede arter varierer betraktelig mellom polygonene (Evju mfl. 2020b, M. Evju mfl. upubl. data).

3.2.5 Dataanalyser

Sannsynlighet for forekomst og oppdagbarhet

Hvis forekomst/mengde av fremmede arter og rødlistede arter skal være gode indikatorer for å overvåke tilstand, må vi vite hvordan artene fanges opp av overvåkingsmetodene. For å

undersøke rute- vs. transektmetoden (dvs. optimal- vs. minimumsovervåking) i forhold til hvor sannsynlig det er å oppdage fremmede arter (med høy risiko) og rødlistede arter utviklet vi «occupancy»-baserte modeller. Slike modeller bruker data på forekomst for å estimere sannsynlighet for «occupancy» – eller forekomst – og sannsynlighet for oppdagelse (altså, sannsynligheten for at vi oppdager arten gitt at den er tilstede), med antagelsen at ikke alle arter som forekommer, oppdages i felt. Forekomst og oppdagelse er modellert for en og en art, men resultatene er gitt for alle arter samlet.

Effekter av tiltak – endringer i fremmede arter og rødlistede arter

Vi trenger også kunnskap om overvåkingmetodenes evne til å fange opp endringer i relevante overvåkingssindikatorer. For å undersøke rute- vs. transektmetoden i forhold til evne til å oppdage endringer valgte vi to variabler: mengde av fremmedarten gravbergknapp og mengde rødlistearter. I rutene blir prosentvis dekning av hver art registrert, og mengde gravbergknapp er da dekningen av arten i rutene. Mengde rødlistearter er den summerte dekningen av alle rødlistearter i en rute. Mengde langs transektene angis som frekvens, dvs. andelen av alle mulige skjæringspunkter/registreringspunkter, hvor gravbergknapp/rødlistearter er registrert.

Vi brukte data samlet i overvåkingen (se kap. 3.2.4) for å undersøke om det er en sammenheng mellom dekning av fremmede arter (for alle arter samlet) og rødlistearter i vegetasjonsrutene. Vi brukte et bayesiansk nettverk (se kap. 2.1.2) for å beregne sannsynligheten for ulike tilstander (her: dekningsgrader) for både fremmede og rødlistede arter.

Vi brukte simuleringer til å undersøke hvor sannsynlig det er at vi observerer en trend i valgte indikatorvariabler, gitt de metodene og utvalgsstørrelsene vi angir. Vi simulerte først endringer i mengde av gravbergknapp, utfra forutsetningen om at tiltaket som gjennomføres, er å fjerne gravbergknapp fra lokaliteten. Vi undersøkte metodenes evne til å oppdage endringer på 50 % nedgang i mengden av gravbergknapp, for hhv. store ($n = 1000$) og små ($n = 250$) populasjoner av gravbergknapp, der individene enten var tilfeldig eller klumpvis fordelt over lokaliteten. Videre simulerte vi endringer i mengde av rødlistearter, utfra forutsetningen om at tiltaket som gjennomføres bør føre til økt mengde av rødlistearter. Vi undersøkte metodenes evne til å oppdage endringer på hhv. 10 % og 5 % økning i mengden av rødlistearter over 10 år. Vi antok her at populasjonen i utgangspunktet var liten ($n = 250$), og enten tilfeldig eller klumpvis fordelt på lokaliteten.

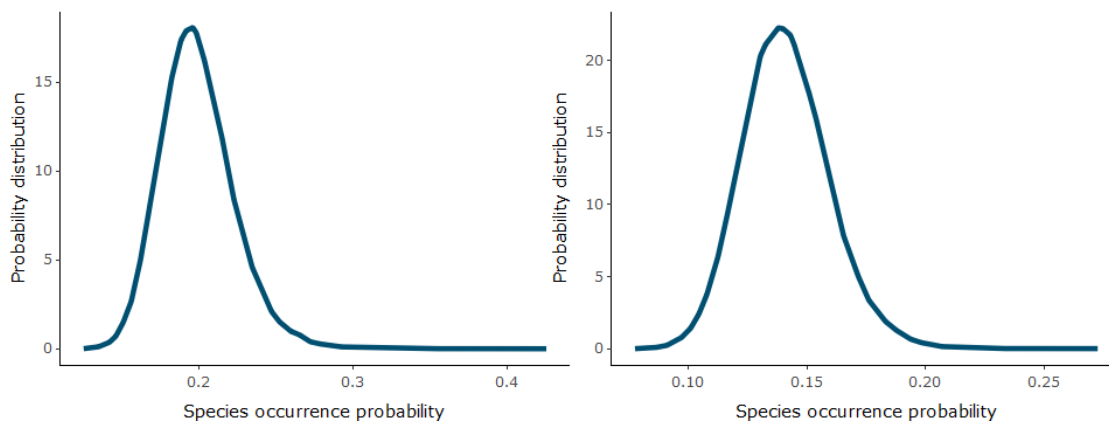
For hvert scenario kjørte vi 100 simuleringer, beregnet p-verdien (altså sannsynligheten for å oppnå resultater som er minst like ekstreme som de observerte resultatene av en statistisk hypotesetest) for hypotesetesten at stigningstallet til regresjonslinjen er signifikant forskjellig fra 0 (altså ingen trend, en flat linje). Se også kap. 2.2.5 for detaljer.

Data fra overvåkingen samt script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

3.2.6 Resultater

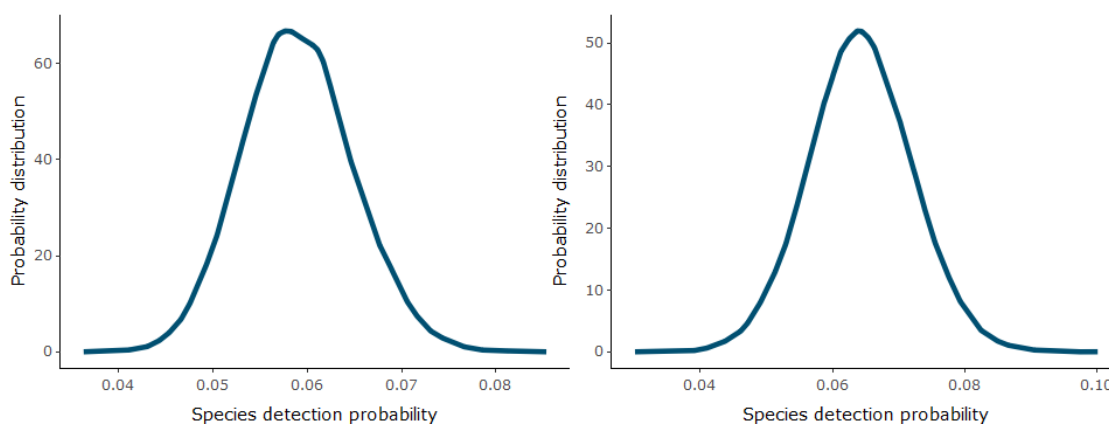
Sannsynlighet for forekomst og oppdagelse

Sannsynligheten for forekomst var noe høyere for fremmede arter enn for rødlistede arter, for både transekter og ruter. Basert på tilstedeværelsesrater for alle fremmede arter i datasettet fant vi at en «typisk» fremmedart vil forekomme i 20 % av polygonene, mens en typisk rødlisteart ville forekomme i 15 % av polygonene (**Figur 3.1**).



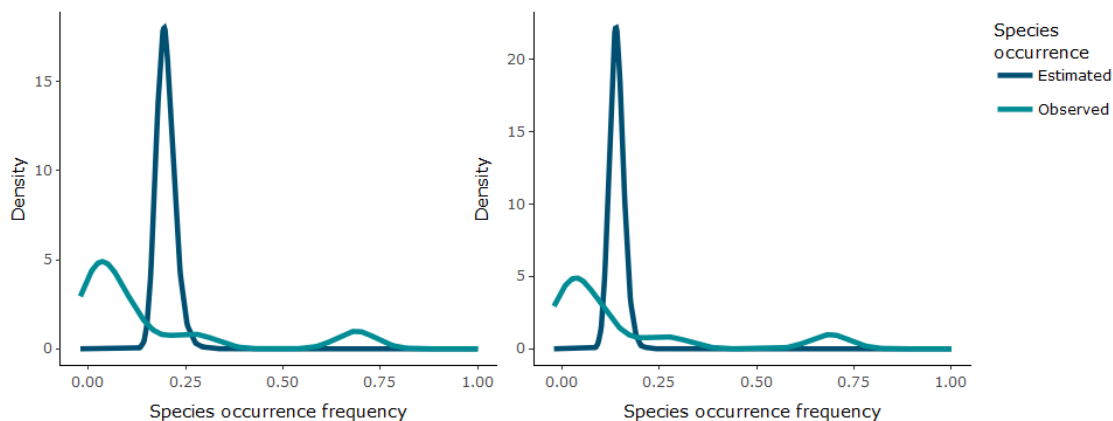
Figur 3.1. Sannsynlighet for forekomst (species occurrence probability) av fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre). y-aksen viser fordelingen av sannsynligheter (probability distribution).

Sannsynligheten for å oppdage en typisk art gitt at den forekommer, var lik for fremmede og rødlistede arter, ca. 0,06 (**Figur 3.2**). For en typisk art vil vi med andre ord oppdage arten i 6 % av tilfellene den er tilstede. Denne lave oppdagbarheten skyldes i stor grad at de fleste artene er veldig sjeldne, og for disse artene er oppdagbarheten generelt svært lav. Vanlige arter har generelt mye høyere oppdagbarhet, men noen vanligere arter blir også oversett på tross av at de er tilstede.



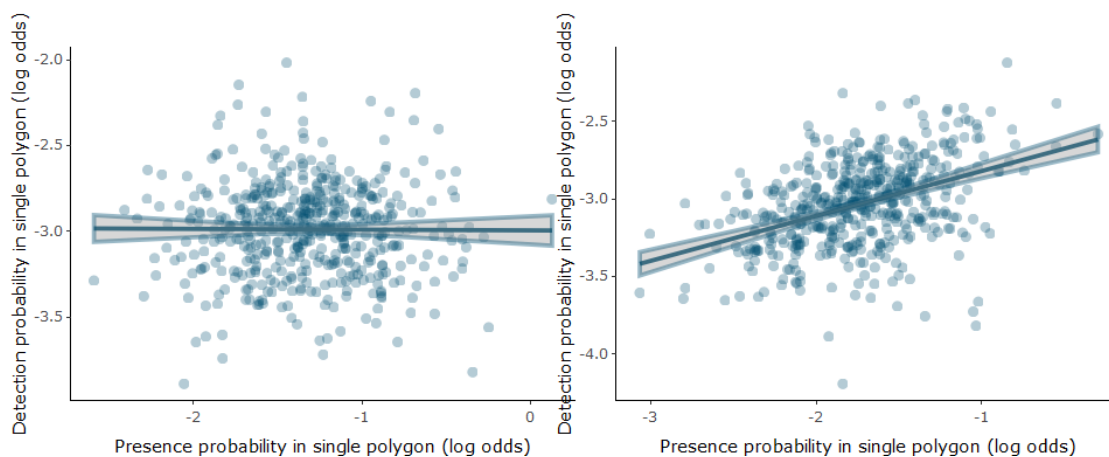
Figur 3.2. Sannsynlighet for oppdagelse (species detection probability) av fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre). y-aksen viser fordelingen av sannsynligheter (probability distribution).

De modellerte sannsynlighetene for tilstedeværelse er høyere enn observert tilstedeværelse (**Figur 3.3**). Det er ikke overraskende, gitt den lave oppdagelsesraten – vi kan forvente mye høyere forekomst enn det dataene viser, fordi sannsynligheten for ikke å oppdage en art gitt at den er tilstede, er stor.



Figur 3.3. Observert og estimert forekomstsannsynlighet (species occurrence probability) for fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre). y-aksen viser tetthetsfordeling.

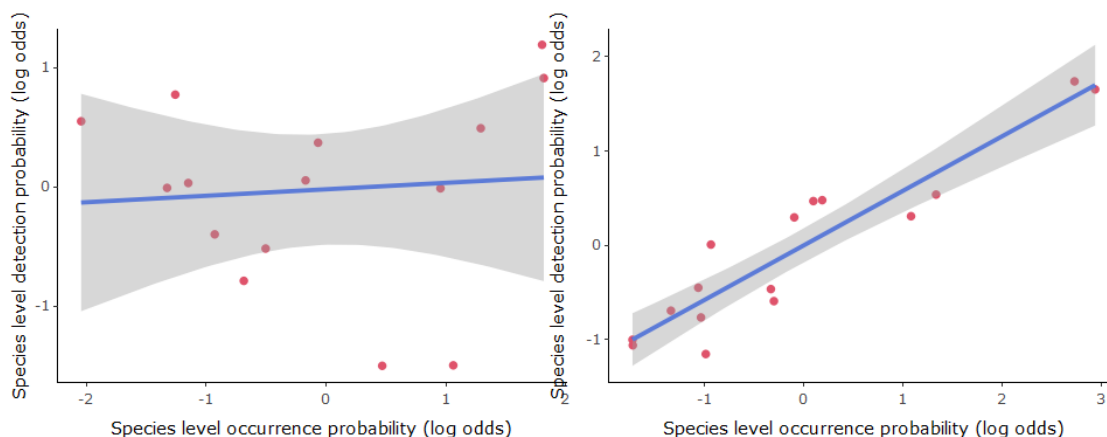
Samtidig viser modellene en sterk korrelasjon mellom forekomst og oppdagelse for rødlistede arter (**Figur 3.4**). Det betyr at i polygoner med stor sannsynlighet for forekomst av rødlistede arter, oppdager vi generelt artene lettere (uavhengig av metode, dvs. rute vs. transekt). Dette er derimot ikke tilfelle for de fremmede artene. Selv i polygoner med høy sannsynlighet for forekomst av fremmede arter, øker ikke oppdagelsesraten, uavhengig av metode (rute vs. transekt). Dette kan være et artefakt av modellen, eller det kan skyldes at vi faktisk ikke observerer alle fremmede arter som er tilstede.



Figur 3.4. Korrelasjon mellom forekomst og oppdagelse for fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre) på polygonnivå. X-aksen viser sannsynlighet for forekomst (transformert; presence probability in single polygon) og y-aksen viser sannsynlighet for oppdagelse (transformert; detection probability in single polygons), der hver prikk representerer en polygon. Blå linje viser korrelasjonen, farget areal 95 % konfidensintervall.

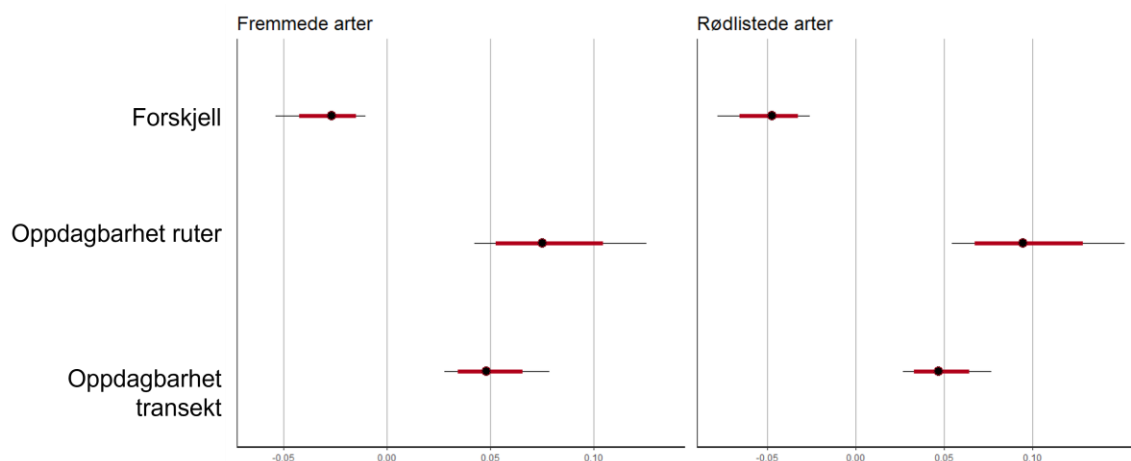
Det samme mønsteret gjør seg gjeldende om vi ser på sannsynligheten for oppdagelse av en gitt art. På artsnivå er det for truede arter en sterk positiv korrelasjon mellom forekomst og oppdagelse (**Figur 3.5**). Med andre ord: en art som har høy sannsynlighet for forekomst, oppdages lettere enn en art som har lav sannsynlighet for forekomst, men dette er ikke tilfelle for fremmede arter. Korrelasjonen blir modellert med parameteren ρ_{uv} , som for rødlistede arter blir modellert til 0,739 og for fremmede arter til 0,033.

Denne forskjellen på rødlistede og fremmede arter kan skyldes at de rødlistede artene er mer kjent for observatørene, og at abundansen av rødlisteartene generelt er høyere i en polygon, som kan bidra til økt oppdagbarhet. Denne tolkningen understøttes av datasettet: det er færre rødlistearter enn fremmede arter i datasettet, men flere observasjoner av rødlistearter: totalt har vi gjort 2260 observasjoner av 40 rødlistede arter langs transekter i de 97 polygonene som inngår i datasettet, mens vi har gjort 1634 observasjoner av 50 fremmede arter.



Figur 3.5. Korrelasjon mellom forekomst og oppdagelse for fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre) på artsnivå. X-aksen viser sannsynlighet for forekomst for en gitt art (transformert; species level occurrence probability), mens y-aksen viser sannsynlighet for oppdagelse for en gitt art (transformert; species level detection probability), der hver prikk representerer en art. Blå linje viser regresjonslinja, farget areal 95 % konfidensintervall.

Både for fremmede arter og rødlistede arter var sannsynligheten for oppdagelse høyere i ruter enn transekter, men usikkerheten var også høyere i rutene. Det var mindre forskjell på ruter og transekter for fremmede arter enn for rødlistearter (**Figur 3.6**). Med andre ord har det mindre å si – dersom formålet er å oppdage artene som er tilstede – om man bruker ruter eller transekter for fremmede arter, mens rutene er mer nødvendig for de rødlistede artene.

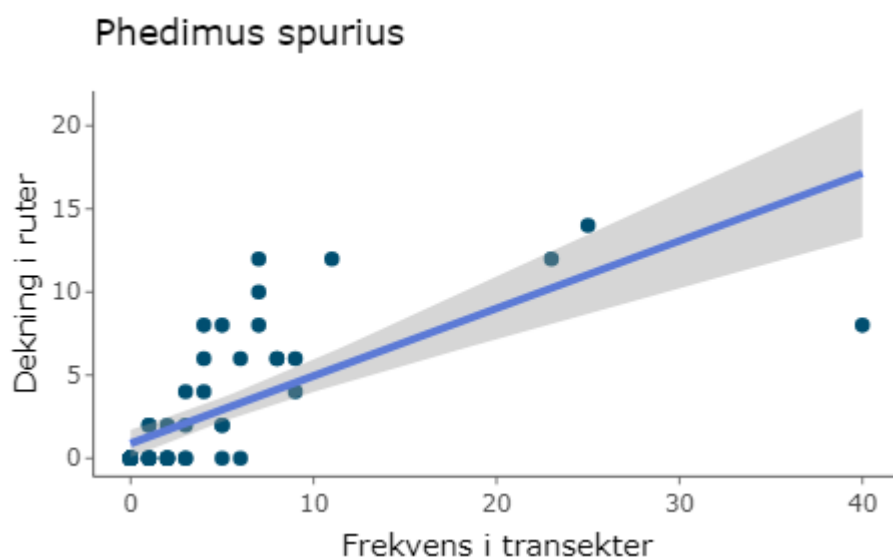


Figur 3.6. Forskjell i sannsynlighet for oppdagelse (forskjell) mellom ruter (oppdagbarhet ruter) og transekter (oppdagbarhet transekt) for fremmede arter (til venstre) og rødlistede arter (til høyre). Punktet viser estimert verdi, og de horisontale linjene viser usikkerhet gitt som troverdige intervaller («credible intervals»), hhv. 80 % (røde linjer) og 95 % (sorte linjer).

Kort oppsummert betyr disse resultatene at både transekter og ruter fungerer for å oppdage arter. Sannsynligheten for oppdagelse er noe høyere i rutene, særlig for rødlistearter – mest sannsynlig fordi disse undersøkes grundigere. Det er også flere fremmede arter som overses, med begge metoder. Det kan skyldes at disse artene er mer ukjente for observatørene, det er flere av dem, og de forekommer ofte i mindre mengder. Resultatene betyr at mengden av fremmede arter eller rødlistearter kan estimeres på bakgrunn av begge overvåkingsmetodene, men særlig for sjeldent forekommende arter vil det være stor usikkerhet om hvorvidt man fanger opp artene. For rødlistearter vil bruk av ruter redusere denne usikkerheten noe.

Effekter av tiltak – endringer i fremmede arter og rødlistede arter

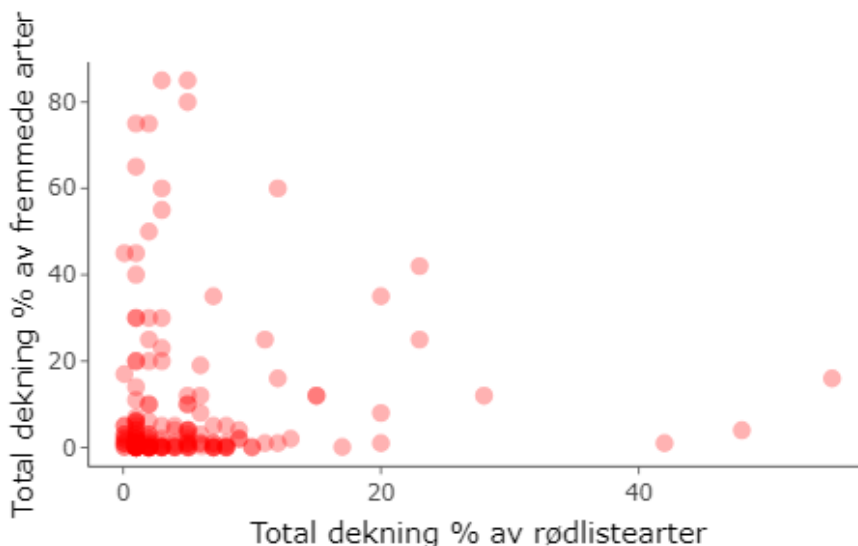
Mengden av gravbergknapp korrelerte mellom de to overvåkingsmetodene (ruter vs. transekter; **Figur 3.7**). Det betyr at vi kan forvente at dersom det er høy dekning av gravbergknapp i rutene, vil dette også reflekteres i høy frekvens langs transektene, og omvendt. Det er imidlertid en del usikkerhet ved bare å bruke rutedata: observerte verdier på 0 % dekning i rutene likevel betyr at arten finnes i polygonen (men med lav frekvens), som vist i **Figur 3.7**.



Figur 3.7. Mengden av gravbergknapp gitt som frekvens langs transekter på x-aksen og dekning i ruter på y-aksen. Blå linje viser korrelasjonen, farget areal 95 % konfidensintervall.

I rutene var det ingen systematisk sammenheng mellom dekningen av rødlistede arter og dekningen av fremmede arter (**Figur 3.8**), selv om høy dekning av rødlistearter (over 40 %) samsvarte med lav dekning av fremmede arter. Generelt viste dataene at høy dekning av fremmede arter samsvarte med lav dekning av rødlistearter, men fordi det var mange ruter hvor både fremmede og rødlistede arter har lav dekning, var det ingen statistisk signifikant trend i dataene. Med bruk av det bayesianske nettverket fant vi imidlertid en sannsynlighet på 78 % for at dekningen av fremmede arter vil være større enn 80 % når dekningen av rødlistede arter er under 10 %. Tilsvarende var sannsynligheten 46 % for at dekningen av rødlistearter var over 20 % når dekningen av fremmede arter var under 20 %.

Dataene fra basisovervåkingen gir altså grunn til å forvente en økning i dekningen av rødlistearter når dekningen av fremmede arter i rutene blir redusert. Det gir grunnlag for optimisme knyttet til effekter av fjerning av fremmede arter.



Figur 3.8. Dekning i rutene av rødlistearter (summert over alle rødlistede arter i rutene) langs x-aksen og fremmede arter langs y-aksen.

Både transekt- og rutemetoden var egnet for å oppdage en nedgang i mengden gravbergknapp (**Tabell 3.1A, Vedlegg 3**), selv om Type I-feil, dvs. sannsynligheten for å gjøre en falsk positiv slutning (vi slår fast en nedgang når nedgangen ikke er tilstede) forekom oftere med ruter. Ingen av metodene klarte å oppdage riktig størrelsesorden på nedgangen.

Transektene var noe bedre egnet for å fange opp en økning i populasjonsstørrelse av rødlistearten, men simuleringene viste at det var vanskelig å fange opp riktig størrelsesorden. I tillegg var det mye vanskeligere å oppdage en økning i populasjonsstørrelsen av en rødlisteart om denne var tilfeldig fordelt på lokaliteten i stedet for klumpet (**Tabell 3.1B**).

Tabell 3.1. Resultater fra simuleringer av ulike scenarier (tilfeldig vs. klumpvis romlig fordeling av individer og årlige reduksjonsrater over 10 år med overvåking), for transekt- og ruteovervåking. Hvert scenario er kjørt med 100 simuleringer. Type I og Type S viser sannsynligheten (%) for at simuleringen gir hhv. Type I-feil og Type S-feil. Gj.snittlig stigningstall viser det gjennomsnittlige stignings-tallet for regresjonslinjen for de 100 simuleringene. A) mengde gravbergknapp, B) mengde rødlisteart.

A)

Metode	Pop. størrelse	Fordeling	Årlig nedgang	Type I (%)	Type S (%)	Gj.snittlig stigningstall
Transekt	Stor	Tilfeldig	50 %	0	0	-0,210
Rute	Stor	Tilfeldig	50 %	45	3	-0,210
Transekt	Stor	Klumpet	50 %	1	0	-0,220
Rute	Stor	Klumpet	50 %	78	11	-0,220

B)

Metode	Pop. størrelse	Fordeling	Årlig økning	Type I (%)	Type S (%)	Gj.snittlig stigningstall
Transekt	Liten	Tilfeldig	5 %	100	0	0,010
Rute	Liten	Tilfeldig	5 %	93	31	0,010
Transekt	Liten	Klumpet	5 %	0	0	0,230
Rute	Liten	Klumpet	5 %	71	9	0,210

Dersom fjerning av gravbergknapp fører til en nedgang av dekingen av gravbergknapp på en lokalitet, ser vi altså at denne nedgangen kan fanges opp med bruk av både ruter og transekter,

men det vil være utfordrende å estimere hvor stor nedgangen er. Det er mer usikkert om metodene vil være i stand til å fange opp små økninger i mengden av rødlistearter på lokaliteten.

3.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Hva betyr resultatene for videre overvåking?

Det ser ut til å være en sammenheng mellom høy dekning av fremmede arter og lav dekning av rødlistearter. Det gir grunnlag for optimisme med tanke på å fjerne fremmede arter for slik å bidra til økte populasjoner – og økt levedyktighet – for de rødlistede artene.

Resultatene fra analysene viser at vi ikke kan forvente å registrere alle forekommende arter på en lokalitet, selv ved grundige feltundersøkelser. Ruter er noe bedre egnet enn transekter for oppdagelse av artene, mest sannsynlig fordi disse undersøkes grundigere. Grovt sett vil likevel mengden av fremmede arter og mengden av rødlistearter kunne estimeres på bakgrunn av begge overvåkingsmetodene.

Resultatene viser også at en relativt stor (50 %) nedgang i dekningen av fremmede arter vil kunne fanges opp med begge metodene. Det vil si at effekten av tiltaket vil kunne dokumenteres både med bruk av transekter og ruter. Imidlertid vil det være utfordrende å dokumentere *hvor store* endringene i dekning er.

Samtidig viser simuleringene at vi ikke kan forvente å fange opp små økninger i artsmengde (for en gitt art med relativt liten populasjon på lokaliteten) med nåværende overvåkingsdesign, som inkluderer både ruter og transekter. Den positive effekten av tiltak på enkeltarter vil dermed være vanskelig å dokumentere.

Selv om transektene er noe bedre egnet til å fange opp økninger i rødlisteartene, er det flere grunner til å beholde rutene (altså implementere optimalovervåking):

- Høyere oppdagbarhet av rødlistearter i ruter.
- Rutene sikrer innsamling av andre variabler enn mengde rødliste-/fremmede arter. Ved kun bruk av transekter går vi glipp av data knyttet til «vanlige» arter, altså habitatspesifikke karplantearter som ikke er rødlistet. Slike data er verdifulle av flere grunner: de representerer en større andel av den «ønskede» artssammensetningen i naturtypen og er dermed også mål for tiltaket.
- Rødlistene er dessuten foranderlige – bare fra 2015 til 2021 har flere av habitatspesialistene i åpen grunnlendt kalkmark fått endret vurdering fra livskraftig (LC) til rødlistet, f.eks. hjorterot, som har blitt nær truet (NT) (Artsdatabanken 2021).

Veien videre

Analysene og simuleringene i denne rapporten er ikke basert på overvåking av faktiske tiltak, og vi anbefaler en systematisk kunnskapsoppbygging rundt tiltak for naturtypen. Kunnskap om tiltakenes effekt og hvordan utgangsforhold (f.eks. påvirkningsgrad), metodikk (f.eks. fjerningsmåte, art som fjernes) og andre miljøforhold (f.eks. omgivelser, jordsmonnsdybde) innvirker på tiltakenes effektivitet, må bygges systematisk og over tid. Det er vanskelig å tenke seg randomiserte, kontrollerte forsøk som tar høyde for all variasjon i tiltak og naturforhold (se også Evju mfl. 2021e). Vi anbefaler derfor følgende:

- Det bør gjennomføres eksperimentelle forsøk med tiltak for mer systematisk å dokumentere tiltakenes effekt på naturtypens tilstand.
- For at dette skal være vellykket forutsetter det god dokumentasjon av
 - før-tilstand,
 - tiltaket/tiltakene som gjennomføres (kartfesting, beskrivelse av metodikk og innsats), og

- etter-tilstand. Både umiddelbare effekter (samme år) og langsiktige effekter (minimum fem år) er viktig å følge med på, både for å fange opp raskt oppståtte utilsiktede effekter og for å undersøke om tiltaket har de forventede positive effektene.
- I oppstartsfasen av slik en kunnskapsoppbygging anbefaler vi å ta i bruk ulike feltprotokoller for å kartlegge effekter. Vi anbefaler bruk av både optimal- og minimumsovervåking, og eventuelt også miljøforvaltningens eget system for overvåking i verneområder, NatStat.
- En slik sammenligning av metoder kan legge grunnlag for råd om oppfølging i videre prosjekter. Det gir også muligheten til å vurdere egnetheten av ulike metoder i forhold til forvaltningens kunnskapsbehov om tiltakenes effekt.
- Metodikken som er implementert i basisovervåkingen, ser ikke ut til å fange opp små økninger i populasjonene av enkeltarter. Det kan være verdifullt å gjøre vurderinger av hvor store økninger det er ønskelig å kunne oppdage. Dette kan være spesifikke forvaltningsmål, for eksempel knyttet til å vurdere tiltakenes effekt for arters levedyktighet (jf. mål og delmål for enkeltarter i «Tiltak for å ivareta trua natur»-prosjektet; Kyrkjeeide mfl. 2018). Deretter kan designet innrettes etter det, f.eks. ved å etablere flere ruter på hver lokalitet.

Med prioriteringen av åpen grunnlendt kalkmark for restaurering i 2022 (Miljødirektoratet 2021) har miljøforvaltningen en gylden mulighet til å øke kunnskapen om effekten av ulike tiltak, for slik å kunne prioritere kostnadseffektive tiltak for naturtypen i framtiden. Vi anbefaler at Miljødirektoratet planlegger for en slik oppfølging av restaureringen som gjennomføres i 2022 og årene framover, og at man starter opp med grundig overvåking på minimum fem av lokalitetene som restaureres i 2022.

3.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking er vist i **Tabell 3.2**. Kostnadene er beregnet for effektovervåking (eksperimentelt forsøk) på fem lokaliteter av åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2020, 2021e), med optimaldesign jf. kap. 3.2.3, men der antallet ruter kan være noe større enn foreslått i Evju mfl. (2020e). Kostnader til gjennomføring av tiltak er ikke inkludert.

Tabell 3.2. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av tiltak i åpen grunnlendt kalkmark.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	10 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter og andre aktører, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	50 t	40 t	Timebruk på felt- og etterarbeid forutsetter fungerende datainnsamlings-apper som reduserer arbeid med innlegging og eksport av data. Uten slike apper, vil timeforbruk øke anslagsvis 1,5 ganger.
Datalagring og -analyse	75 t	40 t	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data, dataanalyse. Analysemetodene er ikke utprøvd, men arbeidet gjort i denne rapporten vil være et viktig grunnlag for utvikling og utprøving av ideer og skript for ulike estimeringsmetodikk. Skript kan gjenbrukes dersom nye lokaliteter inkluderes – og denne summen representerer dermed delvis en engangskostnad.
Rapportering	40 t	20 t	Rapportering. Forutsetter et omfang omtrent som i denne rapporten.
Reisetid	20 t	20 t	Forutsetter reisetid på ca. 1 t hver vei for to personer, for fem lokaliteter, tur-retur. Vil avhenge av valg av lokaliteter.
Reisekostnad	8 000 kr	5 000 kr	Avhengig av lokalitetenes plassering vil dagsreiser uten overnatting være mest aktuelt. Her har vi beregnet 5 (etablering)/ 3 (løpende) dager med diett samt et overslag på 500 kr i reiseutgifter per dag – for to personer.
Utstyr	8 000 kr	5 000 kr	Leie av høypresisjons-GPS, 5 (etablering)/ 3 (løpende) dager á 1500 kr/dag. Noe annet feltutstyr.

4 Honningblom

4.1 Innledning

NINA, Statsforvalteren i Oslo og Viken og nasjonalparkforvalter i Ytre Hvaler nasjonalpark møttes digitalt 27. mai og diskuterte overvåkingen av honningblom på Asmaløy i lys av pågående og planlagte tiltak. Den 1. juli gjennomførte vi en felles befarings av de fire lokalitetene og diskuterte mulighet for utvidelse av overvåkingen, særlig for å fange opp effekter av framtidige tiltak.

Den 1. og 2. juli ble det gjennomført feltarbeid, med noen suppleringer og justeringer av design i innsamling av data på Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær, jf. anbefalinger i Evju (2021). Formålet med justeringer av designet var å få bedre oversikt over areal med honningblom og tetthet av honningblom innenfor lokalitetene.

Det ble lagt ut transekter som dekket lokalitetenes areal. Langs transektene ble det registrert forekomst/fravær av honningblom for hver meter, og det ble også etablert nye overvåkingsruter langs transektene. Dette gir et sett med overvåkingsruter som er mer spredt på lokalitetene, og som er ment å gi bedre grunnlag for å beregne populasjonsstørrelser. Det bør også gi grunnlag for å fange opp endringer knyttet til skjøtsel og eventuelt andre faktorer. I tillegg reduseres tråkkbelastningen i de arealene av lokalitetene der tettheten av honningblom er tettest. Noen av de rutene som ble etablert i 2014, ble fjernet, for å unngå klumping av ruter og tråkk i rutene.

4.2 Protokoll for overvåking og tiltak

4.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om arten

Honningblom *Herminium monorchis* er en flerårig orkidé med fire kjente populasjoner på Hvaler (Viken): tre på Asmaløy (Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær) og en relativt nyoppdaget populasjon på øya Filletassen utenfor Asmaløy.

Påvirkninger

Alle forekomstene til honningblom er knyttet til semi-naturlige naturtyper. Slike naturtyper er åpne, men gror igjen med høyvokste arter ved opphør av drift. Arten kan også være utsatt for tråkk, både fra mennesker og beitedyr.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak er slått, beite og manuell rydding, og beskyttelse mot forstyrrelser (tråkk, beite).

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltakene er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet, overlevelse og rekruttering av honningblom og øke populasjonsstørrelser lokalt. Formålet med inngjerding er å beskytte honningblom mot tråkk og beite og derved øke overlevelse og rekruttering. Målsetningen er også å øke det arealet som honningblom forekommer på innenfor lokalitetene.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av endringer i forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til populasjonsstørrelser og -struktur hos honningblom, og til den romlige fordelingen av honningblom innenfor lokalitetene.

Forventninger

Honningblom er flerårig og har stor mellomårsvariasjon i andelen individer som har overjordisk biomasse (Wells mfl. 1998, Kravdal mfl. 2016), som mange andre orkideer. Det gjør det

utfordrende å bruke f.eks. individbaserte overvåkingsmetoder for å undersøke effektene av tiltak på individenes overlevelse. Det er derfor viktig med årlige data over mange år for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt på overlevelse og rekruttering, og dermed på populasjonsstørrelsen på sikt.

4.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Her beskrives tiltak for hver lokalitet separat, se også Ekelund (2019a, b) og Evju (2021).

Skipstadsand

Skipstadsand slås to ganger per sesong. Det slås tidlig (juni, høyde over honningblom, før den er kommet opp), i tillegg til sein slått, etter frøsetting. Slått plantemateriale fjernes, og i tillegg lukes det rundt plantene. Tiltaket gjennomføres på hele lokaliteten (**Figur 4.3**). Det er fjernet en del rynkerose over flere år. Ingen nye tiltak er per nå planlagt.

Skjellvik

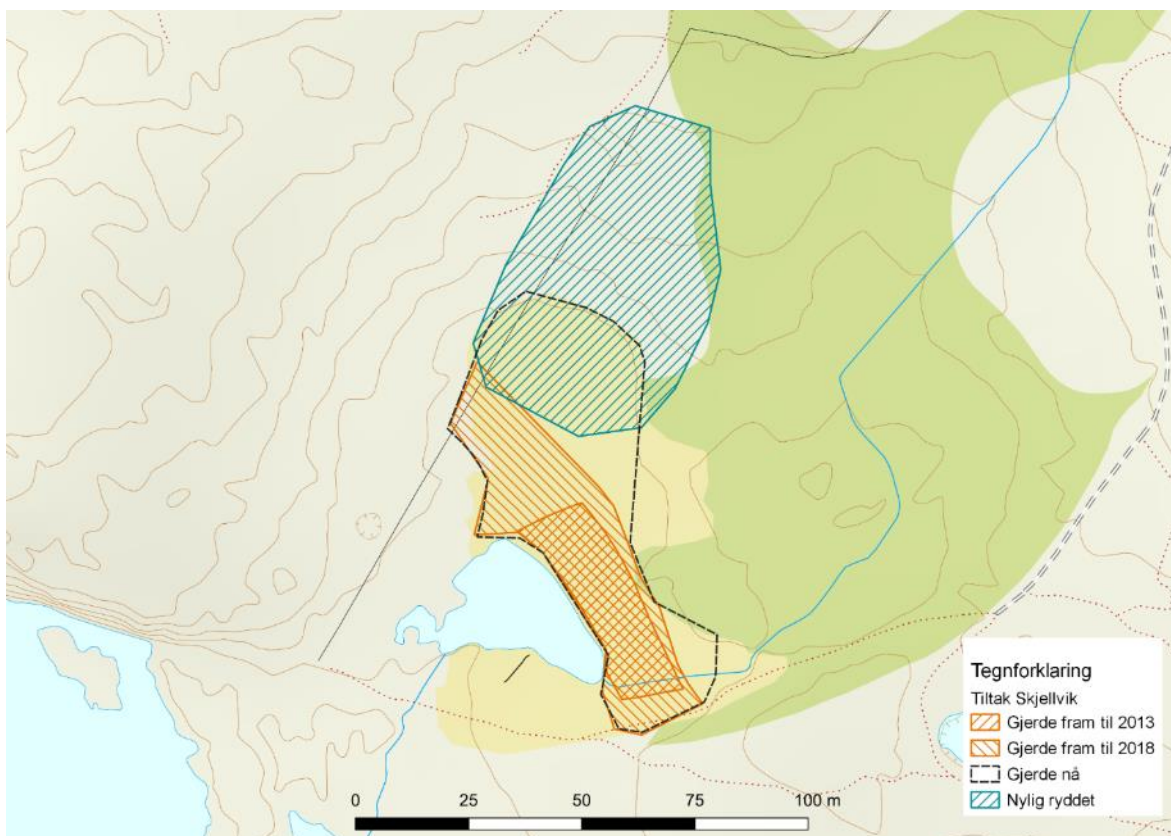
Skjøtselstiltakene på Skjellvik har gradvis utvidet arealet for honningblom (**Tabell 4.1, Figur 4.1**). Siden 2016 er arealet med honningblom slått to ganger årlig.

Tabell 4.1. Oversikt over skjøtselstiltak på Skjellvik i perioden 1995-nå. Kilde: Ekelund (2019a, b) og Olsen, Kravdal og Bjur (pers. medd.).

År	Tiltak
1995-2009	Slått med tohjuls slåmaskin, med etterfølgende fjerning av høy Rydding av svartorkratt
2009-	Storfebeite mai-august. Inngjerding av ca. 600 m ² for å hindre beite. Etterbeite innenfor gjerdet 2009-2011 Slått årlig i siste halvdel av juli/august.
2014	Gjerdet utvidet
2016	Areal slått utvidet til 2 dekar. Slått to ganger årlig (juni, august).
2018	Gjerdet utvidet til 2,5 dekar, hele populasjonen av honningblom innenfor gjerdet. Vedlikeholdsrydding av vier og svartor nordøst i lokaliteten.

Ettersom det ikke etterbeites, kan vegetasjonen ha en tendens til å fortettes og dødt organisk materiale fra etterveksten etter siste slått kan øke strølaget. I tillegg er det stor planteproduksjon i noen arealer. Aktuelle tiltak å prøve ut på sikt, er:

- Slå en ekstra gang på høsten (eller flytte slått seinere)
- Luke en gang i sesongen etter frøsetting (etterlikning av etterbeite)
- Annen type markforstyrrelse for å skape åpninger for frøspiring eller klonal spredning
- Etterbeite med kalv/lettere storferaser



Figur 4.1. Oversikt over skjøtseltiltak på Skjellvik.

Teneskjær

Teneskjær beites av frittgående Herefordkyr, men utover dette er det per 2021 ingen aktiv skjøtsel (**Figur 4.5**). Tiltak som vurderes, er:

- Slått i noen partier med stor planteproduksjon.
- Rydding av einer
- Beskyttelse mot storfe. Det er en del tråkk og beite på lokaliteten. Beskyttelse kan skje gjennom bur over honningblom, eller ved å gjerde inn hele lokaliteten.

Det er nylig ryddet et lite område på innsiden av Teneskjær for einer, og det kunne vært ønskelig å etablere overvåkingsruter og transekter der for å følge med på utviklingen i vegetasjonsstruktur og eventuell spredning av honningblom dit. Dette ble ikke prioritert i 2021 pga. tidsbegrensninger.

Filletassen

På Filletassen beites det med 2–3 bukker, og det slås i august. Hele lokaliteten omfattes av tiltakene (**Figur 4.6**). Det er ønskelig med beite bare annethvert år, men usikkert om det er gjennomførbart. Det er per nå ingen andre tiltak planlagt, men det følges med på slitasje og tråkk fra folk.

4.2.3 Overvåkingsdesign

I 2014 etablerte NMBU og NINA overvåking av honningblom på Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær (Kravdal 2015). I alt 80 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert (**Figur 4.2**), hvorav halvparten inneholdt honningblom og andre halvpart var kontrollruter uten honningblom. Rutene ble merket med aluminiumsrør og små, gule trepinner. Bare rutene med honningblom ble fulgt

opp etter 2014. Disse rutene ligger ganske klumpet innenfor lokalitetene, og fanger ikke opp all variasjonen i miljøforhold, tiltak osv.

I årene 2014–2017 ble det hver sommer registrert en rekke variabler:

- Antall individer (med overjordisk skudd) av honningblom
- Størrelse (antall blader, lengde og bredde av største blad, høyde av blomstrende individer) og blomstring av alle individer innenfor rutene
- Vegetasjonshøyde
- Dekning av feltsjikt

Overvåkingen er rapportert i Kravdal (2015), Kravdal mfl. (2016) og Vågen (2017). På grunn av manglende finansiering ble det et opphold i overvåkingen i 2018. I 2019 ble overvåkingsrutene merket med høypresisjons-GPS, og en forenklet protokoll for overvåking ble benyttet. I denne registreres:

- Antall honningblom-individer med overjordisk skudd, fordelt på størrelsesklassene fertile og vegetative
- Vegetasjonshøyde, målt til nærmeste 0,5 cm i hvert av rutens fire hjørner
- Dekning av feltsjikt (%)
- Dekning av bunnsjikt (%)
- Dekning av gjengroingsarter (%)
- Dekning av fremmede arter (%)
- Dekning av andre rødlistearter (%)

I 2020 ble det også etablert overvåkingsruter på Filletassen utenfor Asmaløy.

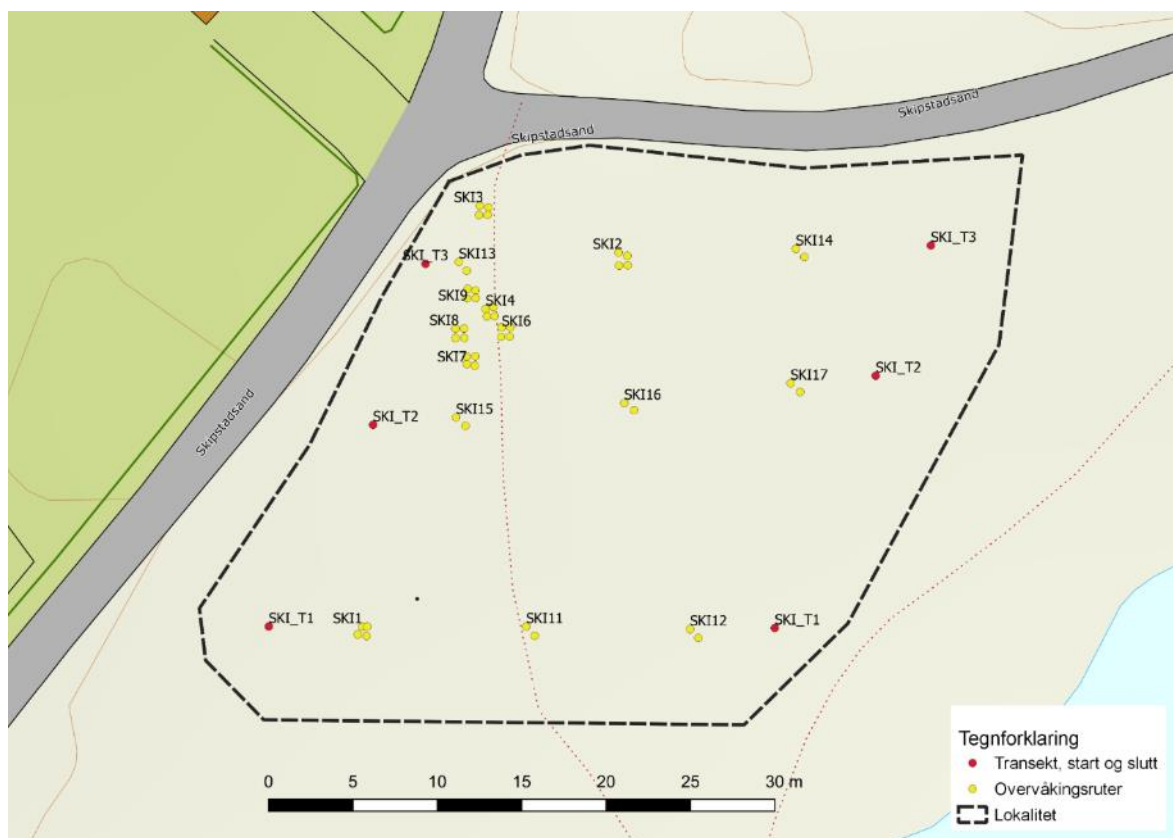
I 2021 ble det etablert transekter på hver av lokalitetene (se under). Langs transektene registreres forekomst/fravær av honningblom for hver meter av transektet, i en bredde på 0,5 m, med unntak av på Filletassen, der forekomst/fravær av honningblom registreres for hver 0,5 m av transektet, med samme bredde.



Figur 4.2. Overvåkingsrute for tellinger av honningblom. Foto: Marianne Evju.

Skipstadsand

I 2014 ble det etablert ti ruter rundt honningblom (SKI1-SKI10), og de eksisterende rutene er veldig klumpet og ligger delvis kant i kant. Dette gir utfordringer knyttet til tråkk i rutene og i de mest honningblomtette områdene. I 2021 ble det fjernet to av de opprinnelige rutene (SK5 og SK10). Det ble etablert 3 transekter på 30 m i øst-vest-retning, med ca. 10 m mellomrom, som dekker yttergrensene av populasjonen. Start- og sluttpunkt av transektene ble merket med aluminiumsrør og høypresisjons-GPS. Langs hvert transekt ble det etablert tre ruter á 0,5 x 0,5 m (hver 10. m). Rutene ble merket med aluminiumsrør i hvert hjørne og høypresisjons-GPS i to hjørner. Transekt 1 inkluderer rute SKI1, mens transekt 3 inkluderer SKI2. Forekomst/fravær av honningblom ble registrert for hver m, for å få data på forekomstfrekvens og romlig fordeling av honningblom innenfor lokaliteten. Per 2021 er det derfor merket 15 ruter, hvorav åtte ruter med og sju ruter uten honningblom (**Figur 4.3**). Åtte ruter har data fra 2014–2021 (minus 2018), og sju ruter har data fra 2021. Forekomst/fravær langs transekter er bare fra 2021.



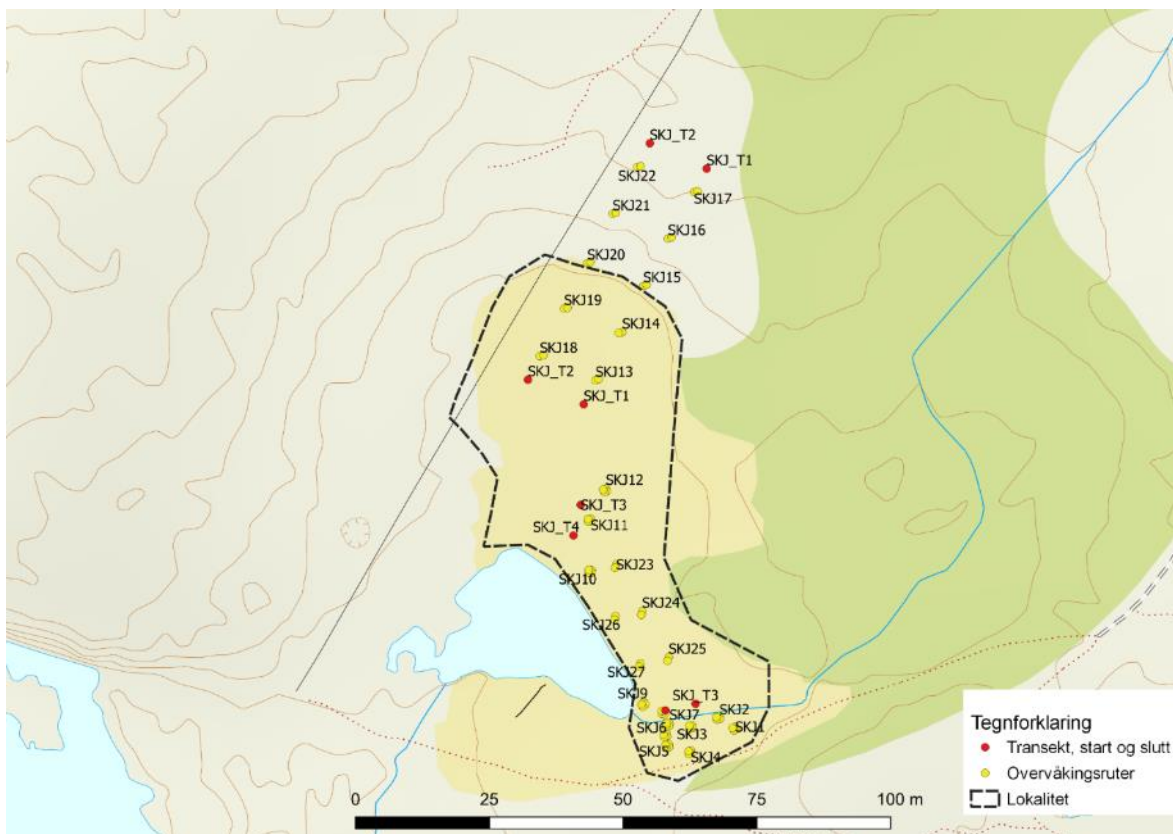
Figur 4.3. Oversikt over overvåkingsruter på Skipstadsand. Ruter SKI1-10 ble etablert i 2014, mens SKI11–17 ble etablert i 2021 langs tre nyetablerte transekter (SKI_T1–3).

Skjellvik

I 2014 ble det etablert 20 overvåkingsruter her med honningblom, men pga. grunnforholdene (myr) har mange av rutene vært vanskelig å gjenfinne gjennom årene. I 2021 ble det besluttet å beholde 12 av disse, som i hovedsak hadde data fra alle år. Med unntak av tre ruter (SKJ10, 11 og 12) lå alle disse klumpet sammen i den sørlige delen av lokaliteten (**Figur 4.4**). I dette området ble det fjernet fem ruter i 2021 (aluminiumsrør tatt opp), slik at tråkkbelastningen i disse honningblomtette områdene blir mindre.

Det ble etablert fire transekter (hhv. 50 og ca. 40 m lengde). To transekter (SKJ_T1 og T2) ble etablert fra pollshivaks-pytten opp mot hyttene i en NØ-SV-retning (gradient fuktig-tørt, og med

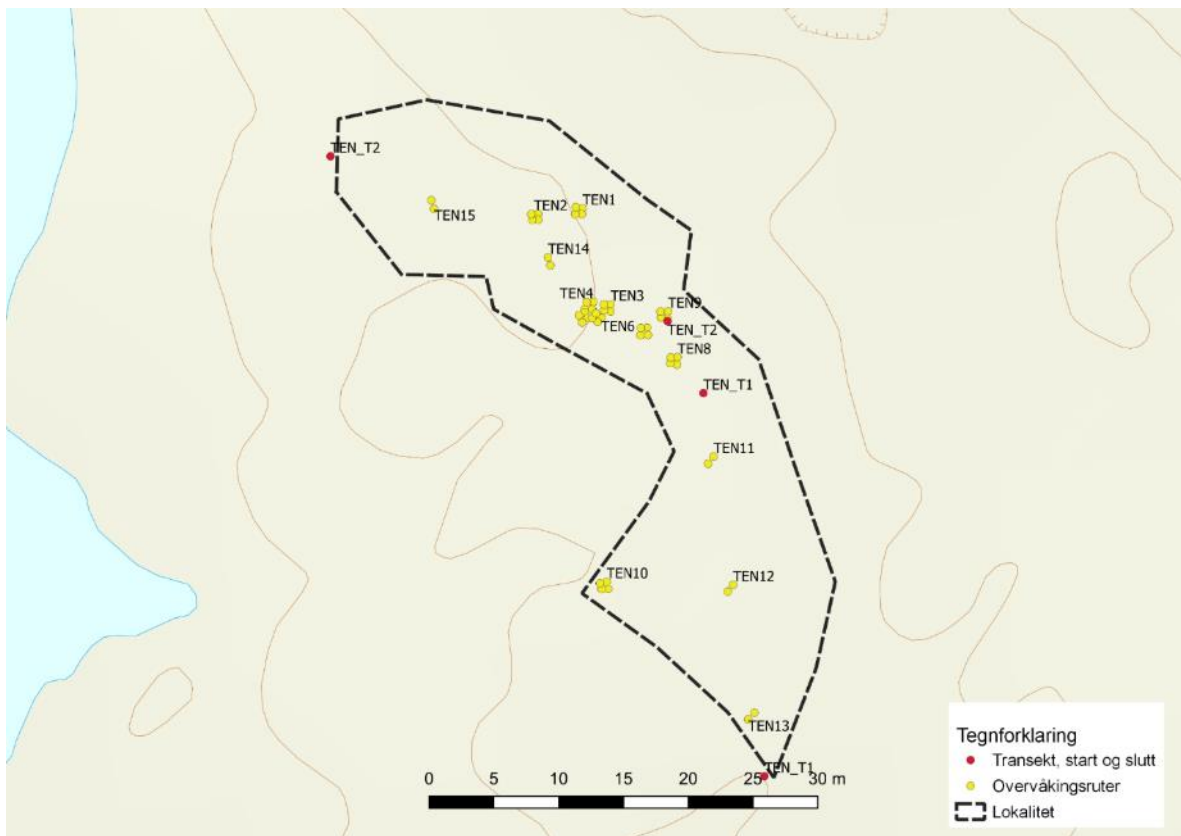
noen ruter utenfor dagens gjerde), og to transekter (SKJ_T3 og T4) ble etablert i NV-SØ-retning, hvorav det ene i øvre del krysser det området med størst behov for mer intensiv skjøtsel. Lengden på transektene ble bestemt av avstand mellom pollsvaks-pytten og bekken. Nye overvåkingsruter ble etablert hver 10. meter langs transektene, og eksisterende SKJ11 ble inkludert langs transekt 3 og SKJ10 langs transekt 4. Forekomst/fravær av honningblom ble i tillegg registrert for hver meter, for å få data på forekomstfrekvens og romlig fordeling av honningblom innenfor lokaliteten. Per 2021 er det merket 27 overvåkingsruter på Skjellvik, hvorav 12 har data fra 2014–2021 (minus 2018), og 15 ruter har data bare fra 2021. I alt 12 av rutene hadde i 2021 forekomst av honningblom. Forekomst/fravær langs transekter er bare fra 2021.



Figur 4.4. Oversikt over overvåkingsruter på Skjellvik. Ruter SKJ1-12 ble etablert i 2014, mens SKJ13–27 ble etablert i 2021 langs fire nyetablerte transekter (SKJ_T1–4).

Teneskjær

Alle de ti rutene med honningblom som ble etablert i 2014, ble beholdt. I tillegg ble det etablert to langsgående 30-meters transekter, over enga, begge med start i den sentrale delen av enga (der populasjonen er tettest). Ett transekt ble lagt i N-S-retning og ett i NV-SØ. Det ble etablert hhv. tre og to nye overvåkingsruter langs transektene, og forekomst/fravær ble registrert langs hver meter (**Figur 4.5**). Per 2021 er det merket 15 overvåkingsruter på Teneskjær, hvorav ti har data fra 2014–2021 (minus 2018), og fem ruter har data bare fra 2021. I alt seks av rutene hadde i 2021 forekomst av honningblom. Forekomst/fravær langs transekter er bare fra 2021.



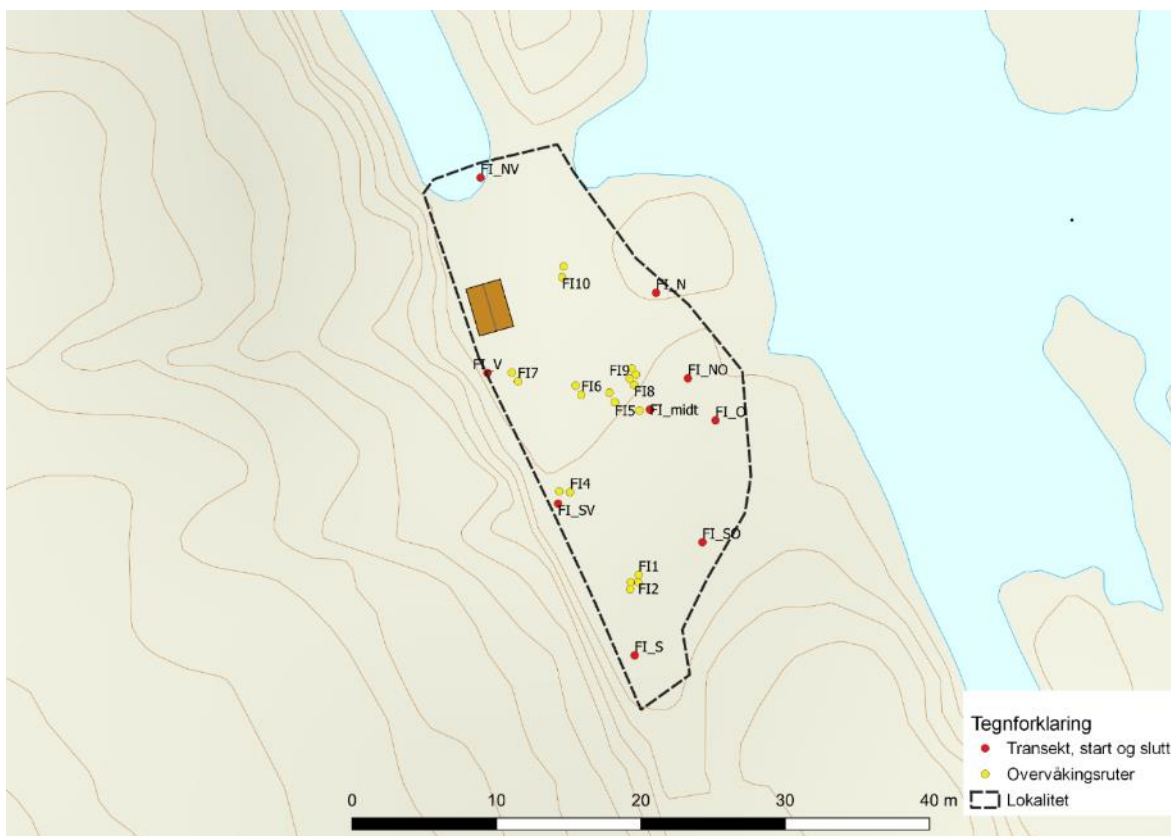
Figur 4.5. Oversikt over overvåkingsruter på Teneskjær. Ruter TEN1-10 ble etablert i 2014, mens TEN11-15 ble etablert i 2021 langs to nyetablerte transekter (TEN_T1–2).

Filletassen

Rutene på Filletassen ble etablert i 2020 etter en metodikk utarbeidet av Evju mfl. (2016, 2021c) for overvåking av dragehode. Arbeidet ble gjennomført av Liv Ingrid Kravdal (Statsforvalteren i Oslo og Viken) og Marianne Evju (NINA), den 22. juni 2020. Følgende prosedyre ble benyttet:

1. Lokaliteten ble avgrenset. Arealet med honningblom og potensielt habitat for honningblom ble undersøkt og lokaliteten ble avgrenset mot berg og nedre strandeng.
2. Et midtpunkt for lokaliteten ble etablert.
3. Åtte transekter ble etablert fra midtpunktet til lokalitetens yttergrenser, i retningene N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV.
4. Det ble strukket målebånd fra midtpunktet til transektenden. For hver halve meter langs transektet ble det registrert forekomst eller fravær av honningblom i et areal på 0,25 m² (0,5 m til høyre på målebåndets høyre side, sett mot endepunktet).
5. Det ble trukket tilfeldig fem ruter med honningblom og fem ruter uten honningblom fra hele settet av ruter (0,5 × 0,5 m langs transektene).
6. I disse ti rutene ble det satt ned aluminiumsrør i hvert hjørne, og rutene ble merket med høypresisjons-GPS.

Registreringer av honningblom, vegetasjonshøyde, sjikt som beskrevet i forenklet protokoll over, ble gjennomført. I 2021 ble det gjennomført registreringer i allerede etablerte overvåkingsruter, og ingen supplerende datainnsamling ble gjennomført. Fem av rutene hadde fortsatt forekomst av honningblom i 2021.



Figur 4.6. Oversikt over overvåkingsruter på Filletassen. Alle ruter ble etablert i 2020.

4.2.4 Datainnsamling

Datainnsamling ble gjennomført 1. og 2. juli 2021, for totalt 67 overvåkingsruter, fordelt på Skipstadsand (15), Skjellvik (27), Teneskjær (15) og Filletassen (10), se **Tabell 4.2**.

Det ble registrert forekomst/fravær av honningblom langs totalt 416 meter med transekter, fordelt på Skipstadsand (90), Skjellvik (180), Teneskjær (60) og Filletassen (86).

Tabell 4.2. Feltskjema for overvåkingsruter.

Variabel	Verdi	Forklaring
RutelID		Løpenr
Dato		
Inventør		
Foto		Bildenummer
Vegetasjonshøyde måling 1, måling 2 måling 3, måling 4		Cm, fire målinger, en i hvert hjørne av ruten
Feltsjikt		Dekning av feltsjikt, i %
Bunnsjikt		Dekning av bunnsjikt, i %
Busk-/tresjikt		Dekning av busk- og/eller tresjikt, i %
Gjengroingsarter		Dekning (%), navngi artene og angi deknning for hver art som forekommer separat
Fremmede arter		Dekning (%), navngi artene og angi deknning for hver art som forekommer separat
Rødlistearter		Dekning (%), navngi artene og angi deknning for hver art som forekommer separat
Beite		Andel (%) av vegetasjonen som er påvirket
Skjøtsel		Andel (%) av vegetasjonen som er påvirket, angi skjøtselstype
Vegetative planter		Antall vegetative planter
Fertile planter		Antall fertile planter

4.2.5 Dataanalyser

Formålet med overvåking av honningblom er å få kunnskap om populasjonsstørrelse og -struktur, samt romlig fordeling av honningblom på lokalitetene, som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.

Her bruker vi transektruter om observasjonene av forekomst/fravær langs transektene og analyseruter om de etablerte overvåkingsrutene.

Estimeringen tar utgangspunkt i en oppdeling av lokaliteten (eller mer presist den undersøkte delen av lokaliteten, ua) i et forekomstareal (fa) med individer av honningblom og et fraværsareal uten individer, der antall individer med overjordskudd (n) estimeres for hvert år som produktet av forekomstarealet og den gjennomsnittlige tettheten (d) av planter innenfor forekomstarealet.

$$\hat{n} = \hat{fa} * \hat{d}$$

Forekomstarealet estimeres i utgangspunktet som andelen av transektrutene (at) med forekomst av honningblom multiplisert med arealet av det undersøkte området.

$$\hat{fa} = ua * \hat{at}$$

Denne tilnærmingen forutsetter at noen av plantene i populasjonen vokser i transektene, noe som ofte ikke er tilfelle da plantene er svært klumpvis fordelt ved flere av lokalitetene. Dette

gjelder for populasjonen på Teneskjær, mens på Skipstadsand forekommer det planter kun i en liten brøkdel av transekrutene. For disse estimeres forekomstarealet som

$$\widehat{fa} = ua * (1 - p0)$$

der $p0$ er sannsynligheten for ikke å observere honningblom i ei transekrute. Sannsynligheten estimeres ut fra en negativ binomisk fordeling tilpasset registreringene av honningblom i både transekruter og analyseruter. Parameterne i fordelingen estimeres vha. sannsynlighetsmaksimeringsprinsippet der transekrutene og analyserutene vektes i forhold til antall ruter av hver type som inngår i datagrunnlaget. Ved Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær ble analyserutene etablert i 2014, mens transektene ble etablert først i 2021. Populasjonsestimatene for årene 2014–2020 er basert på antagelsen at forekomsten av honningblom i transekrutene i 2021 også reflekterer tilstanden i disse rutene i perioden fra 2014.

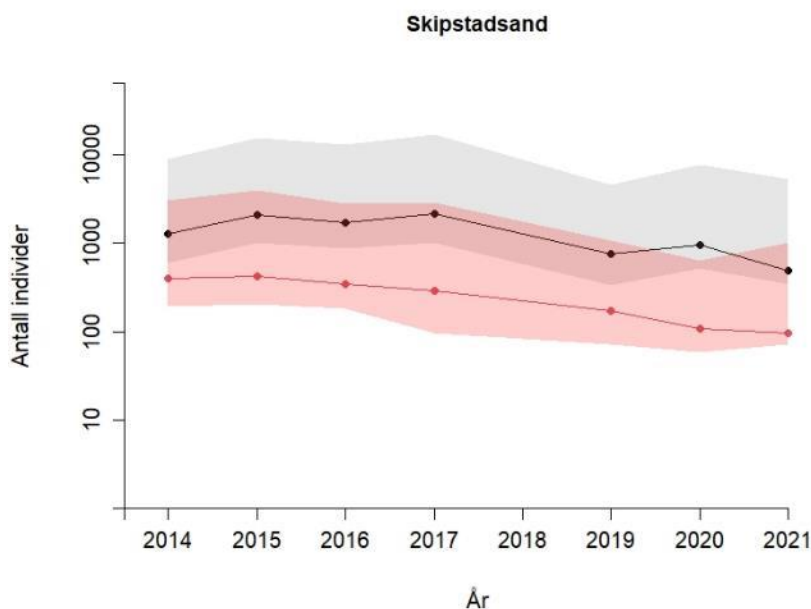
Usikkerheten i \hat{n} estimeres som et 95% konfidensintervall ved hjelp av ikke-parametrisk bootstrap der hele tidsserier av honningblom-registreringer fra transekruter og analyseruter velges med tilbakelegging og slik at antall transekruter og antall analyseruter er som i det observerte datagrunnlaget.

Data fra overvåkingen samt script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

4.2.6 Resultater

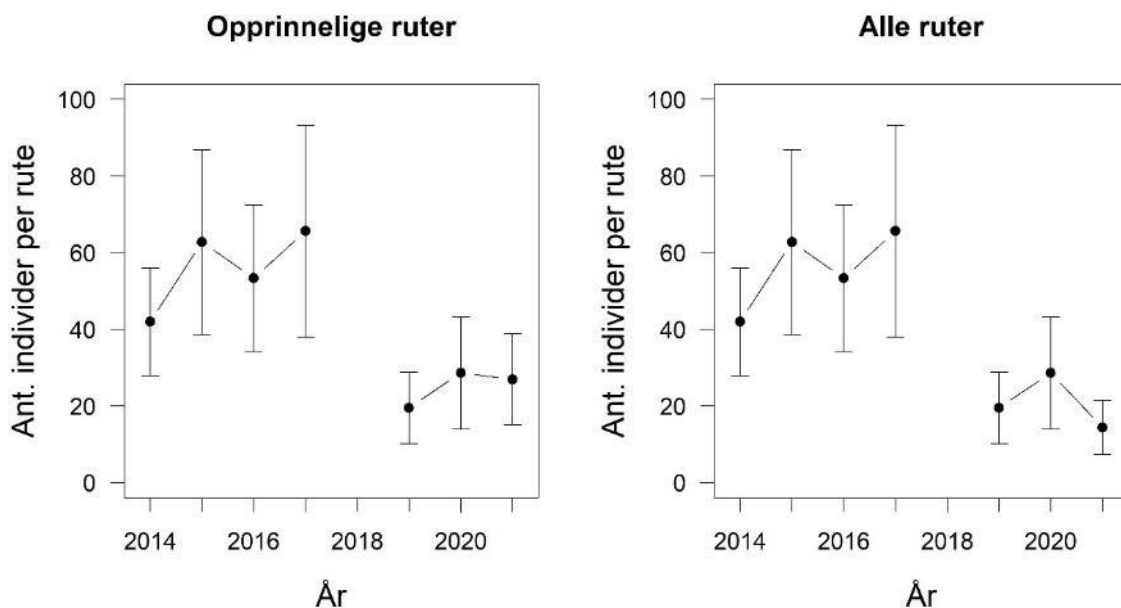
Skipstadsand

Det ser ut til å ha vært en ganske betydelig nedgang i populasjonsstørrelsen på Skipstadsand etter 2017 (**Figur 4.7**), og estimert antall er i 2021 488 overjordiske individer (95 % konfidensintervall: 215–5934). Antallet estimerte blomstrende individer (95) er mye lavere enn tellingene til Statsforvalteren (359, Gunnar Bjar, pers. medd.), men usikkerheten i estimatet er svært høy (95 % konfidensintervall: 48–1110).



Figur 4.7. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Skipstadsand i perioden 2014–2021. Skraverte områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.

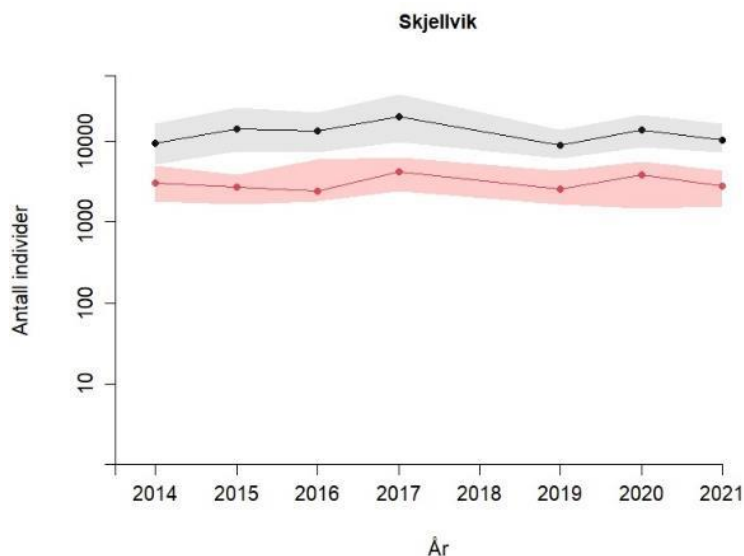
Når vi sammenligner antall individer per rute i de rutene som har inngått i overvåkingen alle år (opprinnelige ruter; **Figur 4.8**), er det en tydelig nedgang fra 2017, men ingen tydelig nedgang mellom 2019 og 2021.



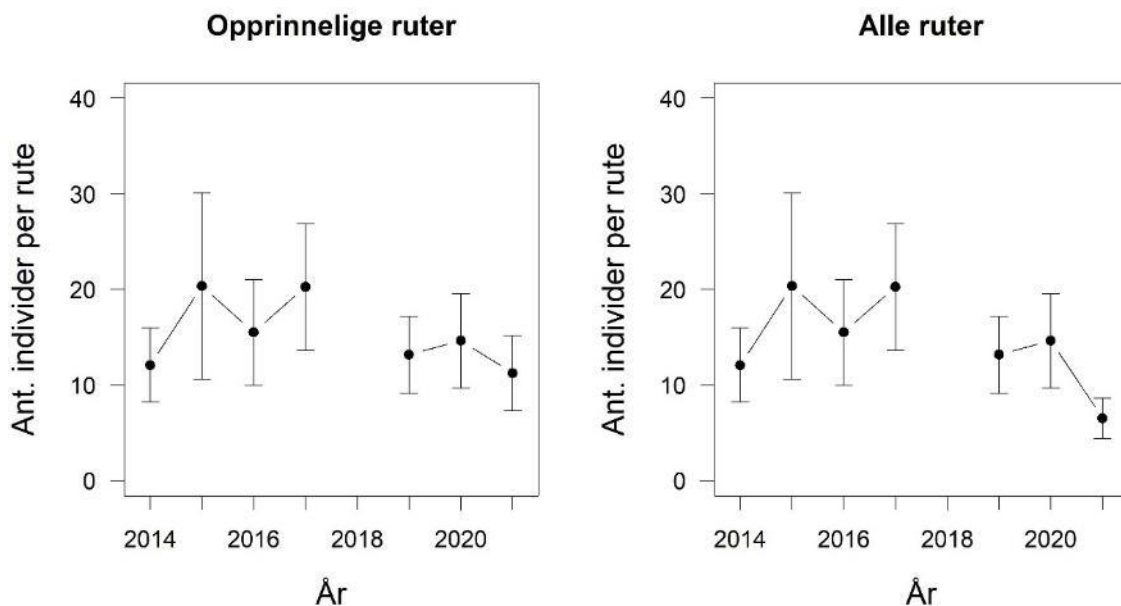
Figur 4.8. Antall individer per rute på Skipstadsand, i de åtte rutene med data fra 2014–2021 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte rute1 fra 2021 (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

Skjellvik

Skjellvik er den klart største av de fire populasjonene, med et estimert antall (overjordiske) individer på ca. 10 000 – men med ganske store variasjoner mellom år: 2017 var et klart toppår, mens 2019 var et bunnår (**Figur 4.9**). Det er ingen tydelig trend i populasjonsutvikling, verken nedgang eller økning. Andelen fertile individer er estimert å være mellom 23 og 45 % av den overjordiske populasjonen.



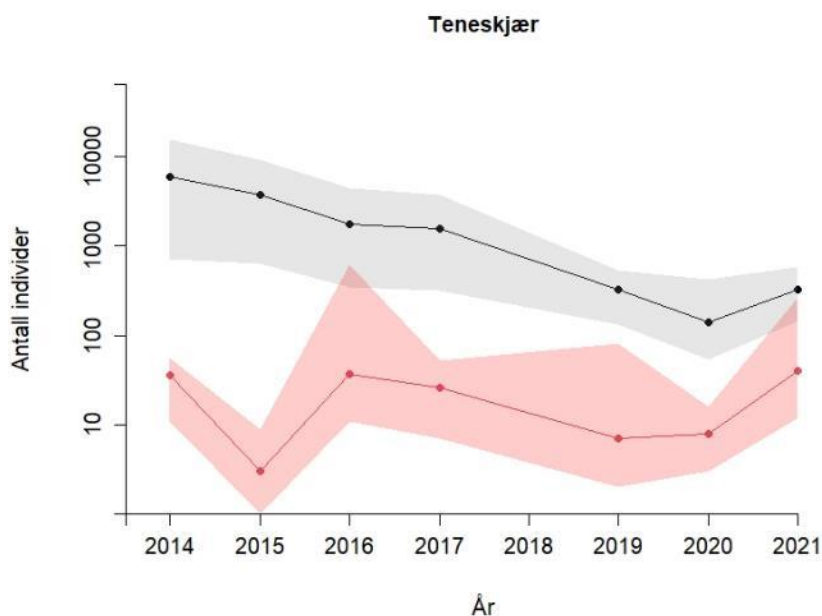
Figur 4.9. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Skjellvik i perioden 2014–2021. Skraverte områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Y-aksen er på log-skala.



Figur 4.10. Antall individer per rute på Skjellvik, i de tolv rutene med data fra 2014–2021 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter fra 2021 (alle ruter, $n = 27$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

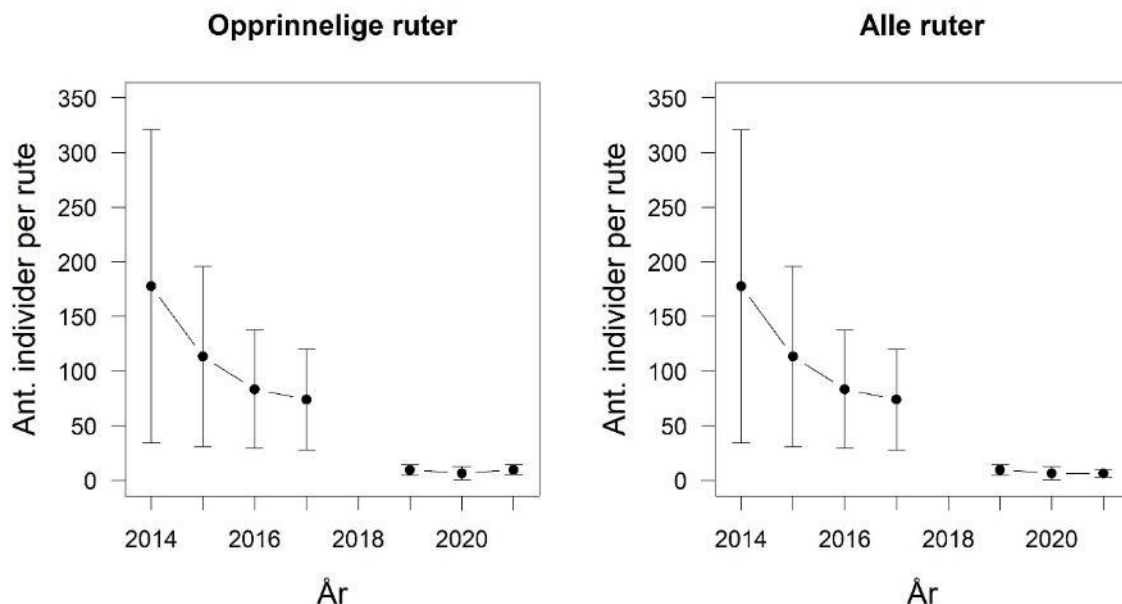
Teneskjær

På Teneskjær har det vært en kraftig reduksjon av populasjonen i perioden 2014–2021 (**Figur 4.11**), fra estimert ca. 6000 individer til ca. 300 individer i 2021. Andelen fertile individer er generelt svært lav på Teneskjær (0,1–2 % i 2014–2019), men var betydelig høyere (ca. 12 %) i 2021.

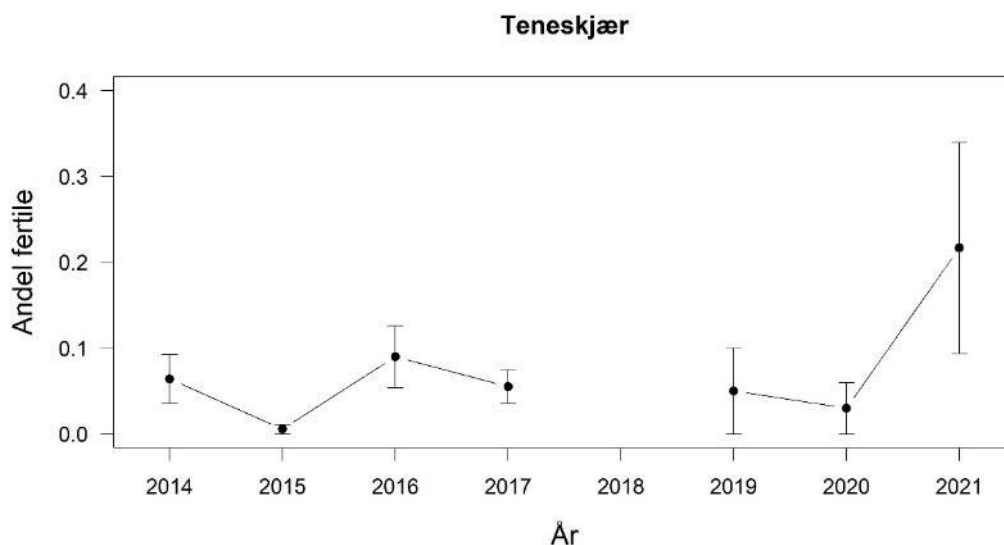


Figur 4.11. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Teneskjær i perioden 2014–2021. Skraverte områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.

Tettheten av individer per rute var ekstremt høy i de første årene av overvåkingen (**Figur 4.12**). I én rute talte vi 91 individer på et areal på 12,5 × 12,5 cm, som, dersom tettheten av individer i ruten var jevnt fordelt, skulle tilsi forekomst av 1456 individer i én overvåkingsrute. Individene de første årene var også svært små (Kravdal 2015, Vågen 2017). Vi har ikke lenger individbaserte størrelsesmålinger, men andelen fertile individer har økt betraktelig (**Figur 4.13**), noe som tyder på at størrelsesfordelingen har endret seg med populasjonsnedgangen.



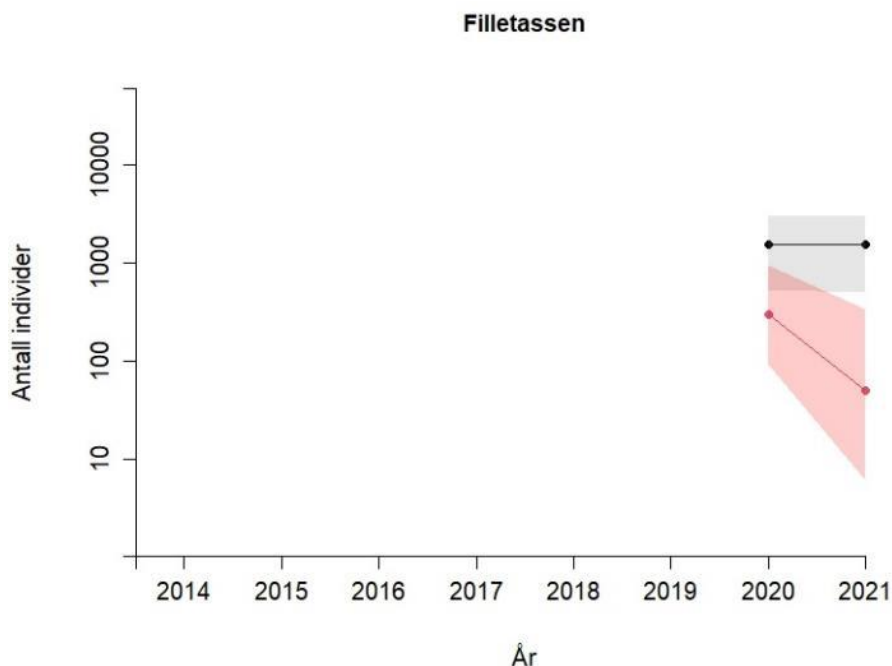
Figur 4.12. Antall individer per rute på Teneskjær, i de ti rutene med data fra 2014–2021 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter fra 2021 (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.



Figur 4.13. Andel fertile individer i rutene på Teneskjær i perioden 2014–2021. Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

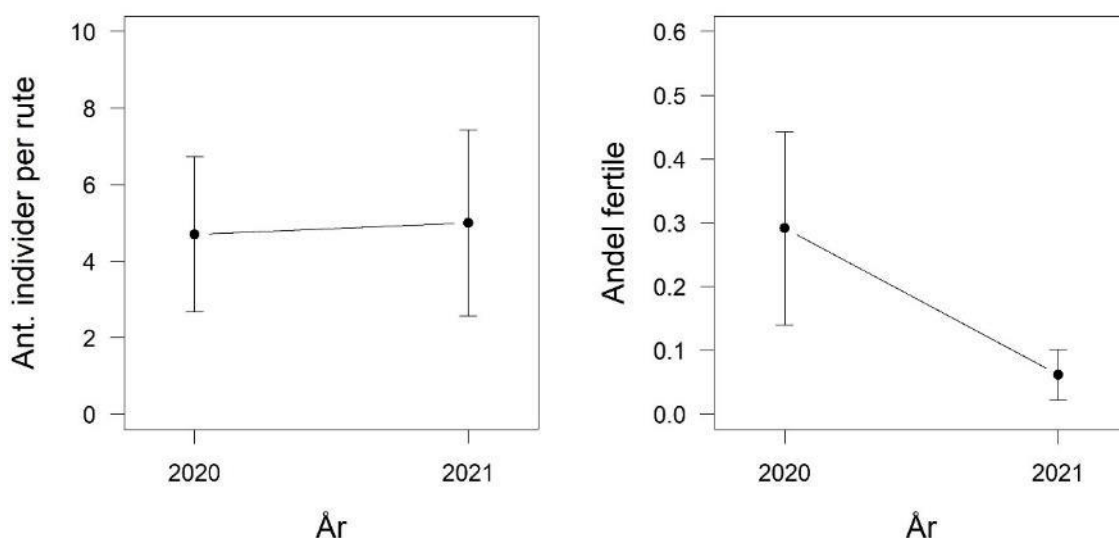
Filletassen

Den estimerte populasjonsstørrelsen på Filletassen er på i overkant av 1500 overjordiske individer (95 % konfidensintervall mellom ca. 500 og 3000). Det var ingen forskjeller i populasjonsstørrelse eller andelen fertile individer mellom 2020 og 2021 (**Figur 4.14**).



Figur 4.14. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Filletassen i perioden 2020–2021. Skraverete områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.

Rådata fra rutene viser også en stabil tetthet, men noe lavere andel fertile individer i 2021 enn i 2020 (**Figur 4.15**).



Figur 4.15. Antall individer per rute på Filletassen (venstre) og andel fertile individer (høyre) i de ti rutene i 2020 og 2021. Gjennomsnitt +/- 95 % konfidensintervall.

4.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Resultatene fra overvåkingen tyder på en stor tilbakegang på Teneskjær. Her har populasjonen vist en tilnærmet eksponentiell nedgang (lineær på log-skala) i perioden 2014–2020, noe som er dramatisk og tyder på at populasjonen er på vei mot utryddelse. For Skjellvik og Skipstadsand ser det også ut til å ha skjedd en kraftig nedgang i populasjonsstørrelsen gjennom perioden 2017–2019. Vi mangler overvåkingsdata fra 2018, men dataene kan tyde på at denne tørkesommeren har hatt en negativ effekt på honningblom. Estimatenes av populasjonsstørrelse har imidlertid stor usikkerhet. Det gjør at det er liten sjanse til å oppdage endringer i populasjonsstørrelsene som signifikante. Den store usikkerheten gjør også at det blir vanskelig å påvise effekter av eventuelle tiltak i disse populasjonene.

Vi anbefaler derfor å vurdere en kraftig økning av sampling-intensiteten. Antall transektruter bør minst tredobles ved å forlenge eller legge til flere transektorer. Det bør også vurderes om det skal etableres overvåkingsruter langs disse transektene. Dette vil gi et bedre grunnlag for å beregne forekomstarealet for honningblom på hver lokalitet. Vi ser også behovet for en grundig analyse av designet for å kunne beregne den samplingintensiteten som er nødvendig for å kunne påvise endringer i populasjoner med ulik romlig fordeling og dynamikk. Videre bør det vurderes nærmere hvordan den romlige autokorrelasjonen i transektrutene skal håndteres i estimeringen av populasjonsstørrelser. Vi har liten oversikt over andelen av populasjonen som til enhver tid er i dvale, dvs. uten overjordisk biomasse, hvilke faktorer som styrer denne andelen, og hvilken effekt dette har på vår forståelse av trender for populasjonene. Langsiktighet i overvåkingen er derfor helt nødvendig.

Tidsseriedataene for overvåkingsrutene etablert i 2014 er verdifulle supplementer for å tolke variasjoner i populasjonsstørrelse, og data knyttet til vegetasjonsdekning og -struktur kan bidra til å forklare variasjoner mellom ruter. Det er viktig å bruke disse rutene aktivt ved planlegging av nye tiltak og sikre – om mulig – at tiltak gjennomføres i noen, men ikke alle ruter, slik at vi kan få et grunnlag for (kvalitative) vurderinger av tiltakenes effekt.

Effektovervåkingen må skje i tett dialog mellom Statsforvalter, nasjonalparkforvalter og oppdragstaker. Det må sikres gode rutiner for stedfesting av (nye) tiltak, og nye tiltak bør følges av en vurdering av behov for utvidet samplingintensitet. Vi anbefaler også at det tilrettelegges for en enkel, nettbasert formidling av resultater.

4.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking er vist i **Tabell 4.3**.

Tabell 4.3. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av honningblom på Hvaler.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	6 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	40 t	30 t	To personer, to dager; en forsker + en tekniker. Inkluderer transport mellom lokaliteter, å finne og merke ruter, samt selve registreringer. Forutsetter samplinginnsats som i 2021. En utvidelse av samplingen med flere transekter vil innebære 10–20 timer ekstra feltarbeid i året.
Datalagring og -analyse	100	40	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data, dataanalyse. Datalagring og kvalitetssikring omfatter om lag et dagsverk. I 2021 har utvikling av analysemetoder vært tidkrevende og inkludert utvikling og utprøving av ideer og script for ulike estimeringsmetodikk. Gitt små endringer i samplingsintensitet og -design vil analyser av data påfølgende år være relativt enkelt, men omfanget vil kunne være noe høyere dersom designet utvides.
Rapportering	40	20	Rapportering. Forutsetter et omfang omtrent som i denne rapporten.
Reisetid	10 t	10 t	Forutsetter reisevei 2,5 time (ca.-tid Oslo-Hvaler) for to personer, tur-retur
Reisekostnad	15 000 kr	15 000 kr	Inkluderer bil tur-retur Oslo-Hvaler (inkl. passjertillegg), diett to personer x to dager, overnatting to personer x to netter, samt felttillegg (to personer x to dager). Ved utvidet design vil det være behov for en ekstra feltdag og utvidet kostnad til 20 000 kr.
Utstyr	3 500 kr	3 500 kr	Leie av høypresisjons-GPS, 2 dager á 1500 kr/dag. Ved utvidet design vil det være behov for en ekstra feltdag og utvidet kostnad til 5 000 kr Noe annet feltutstyr

5 Elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp

Prosjektet skal teste ut overvåking av effekter av gjennomførte tiltak (luking/fjerning av lupin i lokalitetene) i inneværende år. Prosjektet skal undersøke synergier med tildelinger fra statsforvalteren og i forhold til gjennomføring av undersøkelse av stor elvebreddedderkopp.

5.1 Innledning

Representanter fra Statsforvalteren i Trøndelag, Melhus kommune, Midtnorsk naturundersøkelse og NINA møttes digitalt 17. juni for å diskutere samkjøring av overvåking og tiltak for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp.

Midtnorsk naturundersøkelse hadde i 2020 kartlagt lupiner på samtlige lokaliteter for elvesandjeger langs Gaula, og hadde luket lupiner på Storrønningen (Solberg 2020). Dette firmaet var allerede leid inn av statsforvalteren og Melhus kommune til å luke på Storrønningen i 2021. NINA vurderte at effektovervåkingen ville dra nytte av å kunne vurdere effekten av luking på mer enn én lokalitet, og leide derfor inn Midtnorsk naturundersøkelse til å luke på Kregnesteigen/Kregnesøra i 2021 (én lokalitet, men ulike navn brukt i ulike rapporter). Midtnorsk naturundersøkelse stilte alle data fra 2020 og 2021 tilgjengelig for NINAs analyser.

Prosjektet fokuserte for øvrig på kartlegging av elvesandjeger på alle kjente lokaliteter langs Gaula (elvesandjeger på Kregnesøra/Kregnesteigen (samme lokalitet, to navn i bruk), Storrønningen, Fornes og Gravråk Midtre) etter standard protokoll (Hanssen & Evju 2021), samt sammenstilling og analyse av data for luking og forekomst av de to artene. Kartlegging av stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen ble finansiert av statsforvalteren (Fornes og Gravråk Midtre har svært små populasjoner av edderkoppene og kartlegging der ble ikke prioritert).

5.2 Protokoll for overvåking og tiltak

5.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om elvesandjeger *Cicindela maritima*

Elvesandjeger er en løpebille (Carabidae) som i Norge kun forekommer ved fem større vassdrag: Tanavassdraget (Tana, Karasjohka og Anarjohka), Altaelva (nedre del), Gaula i Trøndelag (ett område), Gudbrandsdalslågen inkl. Ottavassdraget (to områder) og Glomma inkl. sideelva Folla (to områder). Langs disse vassdragene har arten bestander ved minst 62 lokaliteter (Hanssen in prep.), men ut fra flyfotostudier antas den å kunne være til stede ved ytterligere 40 lokaliteter, hvorav 34 ved Tanavassdraget. Arten er vurdert til sterkt truet (EN) på Rødlista (Artsdatabanken 2021) grunnet kraftig fragmentering av eksisterende populasjoner og pågående reduksjon av egnede leveområder.

Elvesandjeger har en flerårig utvikling med tre larvestadier før voksenstadiet. Eggene legges på forsommeren og klekker til 1.stadiumlarver, som gjennom sommeren utvikler seg til 2.stadiumlarver. Dette larvestadiet overvintrer, og utvikler seg videre til 3.stadiumlarver i sitt andre leveår, før de forpupper seg og klekker til voksne på sensommeren-høsten. De voksne overvintrer igjen og legger egg i sitt tredje leveår. Både voksne og larver lever av andre insekter, de voksne som aktive rovdyr på åpne sandflater, mens larvene jakter på forbipasserende invertebrater fra åpningen av sine loddrette larveganger på siltflater (**Figur 5.1**).



Figur 5.1. Elvesandjegeren sine larvehull, med 15-20 cm dype og loddrette ganger; her fra kartlegging på Storrønningen i august 2021. Foto: Oddvar Hanssen.

Om stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea*

Stor elvebreddedderkopp er en edderkopp i familien ulveedderkopper (Lycopsidae), som i Norge kun forekommer på sand- og grusflater ved elvebredder og elveutløp i Trøndelag (Öberg 2013, Åström mfl. 2017). Stor elvebreddedderkopp jakter ved å ligge i bakhold i silkefårede hull den graver i løs sand. Byttedyr for edderkoppen er andre invertebrater. Arten er vurdert til sterkt truet (EN) på Rødlista (Artsdatabanken 2021) grunnet kraftig fragmentering av eksisterende populasjoner og pågående reduksjon av egnede leveområder.

Stor elvebreddedderkopp har en toårig livssyklus. Den parrer seg om sommeren (juni-august), men hunnene som parrer seg i august legger ikke egg før neste år (Öberg 2013). Parring tidlig på sommeren resulterer i egg som klekker i august samme år. Nymfer klekker fra eggene, og gjennomgår flere hudskifter frem til siste hudskifte som skjer august året etter unnfangelse/parring. Kun de voksne individene graver fangsthull, som de også overvintrer i før parring neste sommer. Denne toårige livssyklusen resulterer i at det alltid finnes to overlappende generasjoner i en populasjon, og at man kan finne voksne individer av stor elvebreddedderkopp hele året, men flest på sensommer/høst.

Påvirkninger

Alle forekomstene til elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp er knyttet til åpen flomfastmark, der artene er avhengige av hhv. eksponert silt og sand, og eksponert sand. Den største trusselen for begge arter er tap av habitat, da åpen flomfastmark er vurdert til nær truet på Rødlista for naturtyper (Artsdatabanken 2018a), samtidig som artenes eksisterende populasjoner i flere områder er sterkt fragmenterte. Vassdragsreguleringer og kanaliseringer har ført til tap av flommark, og gjenværende lokaliteter trues av gjengroing blant annet fra fremmedarter som hagelupin (*Lupinus polyphyllus*, SE på Fremmedartslista; Artsdatabanken 2018b). Gjengroing generelt, og ved lupiner spesielt, da denne arten spres aggressivt på siltflatene, reduserer egnet habitat for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp ved å skape for mye skygge og ved å binde opp den løse sanden. I tillegg er slitasje fra tråkk og kjøretøy på eksisterende flommark problematisk for disse artene, særlig populasjoner av elvesandjeger, da dette ødelegger larvenes hull i siltsubstratet.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak for effektovervåkingen i dette prosjektet er fjerning av gjengroing ved fremmedarten lupin.

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltaket er å øke arealet av egnet habitat for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp, med målsetning om å styrke eksisterende populasjoner og eventuelt også tilrettelegge for etablering av nye populasjoner (men dette kan kreve ekstra tiltak, som utsetting av individer). Luking av lupiner er ment å øke arealet med åpne områder – i noen tilfeller vil lukede områder allerede ha egnet substrat, mens i andre tilfeller vil det trenge nye avsetninger av silt (for elvesandjeger) eller sand (for stor elvebreddedderkopp) fra en flom etter luking. Det er viktig at det også lukes på andre habitater enn silt og sand, som f.eks. på tilstøtende grusflater og i skogkanter for å forhindre spredning av frø inn på levestedene til artene. Metodikk for luking må tilpasses forholdene – det er viktig å unngå for mye komprimering av substratet (sand/silt), for eksempel fra kjørespor dersom luking utføres maskinelt med tunge kjøretøy som gravemaskin eller traktor.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av luking som gjennomføres og kunne relatere endringer i luking (nye lokaliteter, oppfølging, endret praksis) til populasjonsstørrelser av elvesandjeger og/eller stor elvebreddedderkopp, og til den romlige fordelingen av disse artene innenfor lokalitetene.

Forventninger

Siden habitatet til elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp er dynamisk og kan ha stor naturlig mellomårsvariasjon som følge av flom (Åström mfl. 2017), samtidig som begge arter har en flerårig livssyklus som gjør at det vil være en forsinkelse i effekter av tiltak på bestanden, så vil det sannsynligvis kreves flere år med overvåkingsdata for å kunne oppdage en eventuell effekt av tiltak.

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt på rekruttering og utbredelse, og dermed på populasjonsstørrelsen til elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp på sikt.

5.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Her beskrives kun tiltak utført ved lokalitetene ved Gaula, da det kun er disse lokalitetene som inngår i prosjektets overvåking. Dette er også de eneste lokalitetene i Norge hvor de to artene forekommer sammen. Både elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp har aktuelle lokaliteter ved andre vassdrag, og for stor elvebreddedderkopp er det utført lignende tiltak (luking) på Langøra i Stjørdal, med påfølgende analyse av effekter (Åström & Hanssen 2018, 2019).

Kregnesteigen (Figur 5.2):

- 2009-2007; Luking av lupiner, ikke kartfestet eller rapportert. Luking utført av Melhus kommune og Øya videregående skole på oppdrag fra Melhus kommune og daværende Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.
- 2021; Midtnorsk naturundersøkelse luket lupiner mellom 21. juni og 9. august.

Storrønningen (Figur 5.3):

- 2009-2007, 2015, 2018; Luking av lupiner, ikke kartfestet eller rapportert. Luking utført av Melhus kommune og Øya videregående skole på oppdrag fra Melhus kommune og daværende Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.
- 2020; Midtnorsk naturundersøkelse luket lupiner mellom 16. juli og 30. september.
- 2021; Midtnorsk naturundersøkelse luket lupiner mellom 21. juni og 9. august.



Figur 5.2. Habitat for både elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp på Kregnesøra/Kregnesteigen. Foto: Oddvar Hanssen.



Figur 5.3. Habitat for både elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp på lokaliteten Storrønningen. Foto: Oddvar Hanssen.

Fornes:

- 2018; Flytting av elvesandjegerindivider for forsterkning av den lokale bestanden, etter avtale med Fylkesmannen i Trøndelag. Den 23. juni 2018 ble det satt ut 6 hanner og 6 hunner, innsamlet fra de robuste bestandene ved Kregnesøra og Storrønningen, oppbevart mørkt og svalt i rene dramsglass (**Figur 5.4**) og sluppet ut innen en time etter innsamlingen.

- 2020; Ytterligere forsterkning med elvesandjeger ble foretatt 18. august 2020, da 10 hanner og 10 hunner ble overført fra Storrønningen, etter avtale med Fylkesmannen i Trøndelag.

Gravværk Midtre:

- 2019; Flytting av elvesandjegerindivider for forsterkning av den lokale bestanden, etter avtale med Fylkesmannen i Trøndelag. Den 2. juli 2019 ble det satt ut 11 larver og 1 puppe, med opprinnelse fra Storrønningen.



Figur 5.4. *Elvesandjeger innsamlet for flytting til ny lokalitet. Foto: Oddvar Hanssen.*

5.2.3 Overvåkingsdesign

Overvåking av elvesandjeger:

I Gaula har det fra 2009 foregått overvåkning, ved registreringer av larvenes fangsttunneler (larvehull) hvert år, samt at utgatte og potensielle lokaliteter har vært fulgt med. Overvåking er gjennomført som totalkartlegging av lokalitetene. Ideelt sett bør larvehull på hver lokalitet telles tre ganger per sesong for å få data på de ulike generasjonene. Ideelt tidspunkt vil variere med flomtidspunkt og værforhold, men for lokalitetene i Gaula er ofte midten av juni og månedsskiftet juli/august godt egnet. Alle egnede arealer med silt og finsand på en lokalitet går over, fortrinnsvis uten å trække på selve hullene. Larvehull registreres med GPS, og det noteres antall larvehull og stadium (vurderes etter størrelsen på hullet) per GPS-punkt eller polygon (tar ny posisjon etter 2-5 m avhengig av antall og tetthet). Se Hanssen & Evju (2021) for ytterligere detaljer om kartleggingsmetodikk for elvesandjeger.

Overvåking av stor elvebreddedderkopp:

Siden stor elvebreddedderkopp er vanskelig å påvise i sommermånedene, foregår registreringen om høsten når individene «dukker opp» på sandflatene for å grave seg sjakter/dype hull for å overvintre. Overvåking er gjennomført som totalkartlegging av lokalitetene. Alle egnede flater med åpen sand eller grusblandet sand går over, og alle edderkopphull registreres med GPS, fortrinnsvis uten å trække på hullene der det er stor tetthet. Frittløpende individer noteres også, men da arten er nattaktiv og har gode kamuflasjefarger, er tall fra disse observasjonene mindre pålitelige enn tall på selve fangsthullene. Det ligger også en liten usikkerhet i antall observerte hull, da samme edderkopp i noen tilfeller synes å lage flere hull. Når man finner to hull ved siden av hverandre og det ene er rundt og godt vedlikeholdt og det andre er delvis falt sammen, mistenkes begge å være laget av samme individ.

Kartlegging av lupiner og lusing:

Systematisk kartlegging og lusing av lupiner ble først utført av Midtnorsk naturundersøkelse i 2020 og 2021 (Solberg 2020, Solberg & Vullum 2022). Kartfesting av areal med lupiner ble gjort med GPS, og antall lupiner ble beregnet ut ifra gjennomsnittlig antall pr m². Lusingen ble utført manuelt, med minst mulig trakk i sandområder. Det ble benyttet greip (**Figur 5.5**), potetgrev og løvetannstikkere til arbeidet, alt etter hva som var passende redskap med tanke på forhold som

størrelse på røtter og type grunn. Lupinene ble luket opp med rota, og alle plantedeler ble pakket i tette, tykke søppelsekker. Søppelsekkene ble levert på gjenvinningsstasjon med mottak for fremmede arter.

Standard rapportering av luking, uavhengig av hvilket firma som utfører lukingen, må inneholde et minimum av informasjon for å kunne brukes til effektovervåking; (i) inndeling av lokaliteten i relevante, kartfestede polygoner, (ii) informasjon om hvorvidt polygonen ble luket eller ikke, og hvilke plantearter som i så fall ble luket, (iii) informasjon om metode for luking (manuelt med mindre redskaper / maskinelt med f.eks. gravemaskin), (iv) hvilke plantearter som forekommer i polygonen som anses som problematiske (f.eks. lupiner, rynkerose osv.), (v) ideelt sett også et estimat for antall eller tetthet av problematiske plantearter (f.eks. lupiner) før og etter luking (også for polygoner som ikke lukes), samt (vi) tidspunkt for luking (dato).



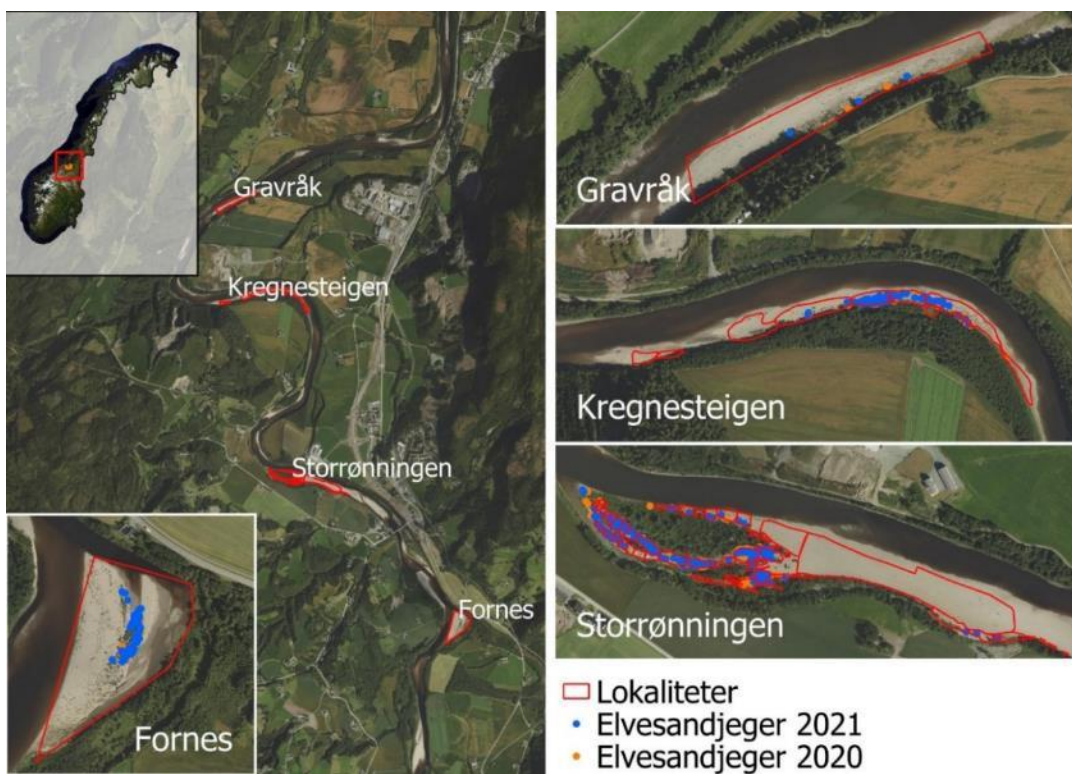
Figur 5.5. Eksempel på luking av lupiner med greip. Foto: Midtnorsk naturundersøkelse.

5.2.4 Datainnsamling

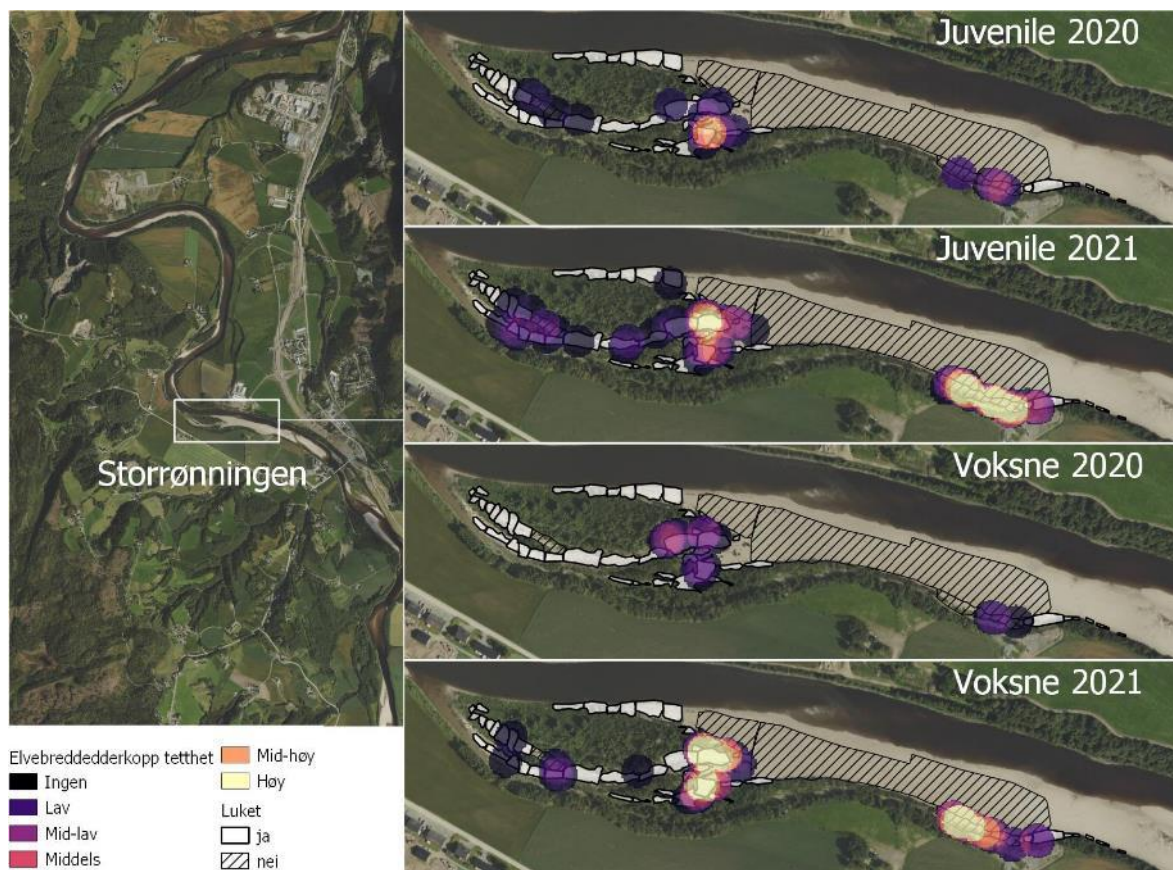
Midtnorsk naturundersøkelse luket lupiner på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen mellom 16. juli og 30. september i 2020, og i 21. juni og 9. august i 2021 (**Figur 5.6**). Elvesandjeger ble kartlagt etter standard protokoll (Hanssen & Evju 2021) i 2018 (23.5, 18.6 og 15.8), 2019 (26.6, 31.7 og 28.8), i uke 29 (juli) og uke 34 (august) i 2020, og i uke 24 (juni) og uke 32 (august) i 2021 på Kregnesteigen/Kregnesøra, Storrønningen, Fornes og Gravråk Midtre (**Figur 5.7**). Stor elvbreddedderkopp ble kartlagt på Storrønningen 28. september 2020, og på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen 27. september 2021 (**Figur 5.8**).



Figur 5.6. Polygon i lokalitetene Kregnesøra/Kregnesteigen og Storrønningen som ble luket (oransje) i 2020 og 2021 av Midtnorsk naturundersøkelse.



Figur 5.7. Lokalteter langs Gaula der elvesandjeger ble kartlagt i 2020 og 2021.



Figur 5.8. Tetthet av hull gravd av juvenile og voksne individer av stor elvebreddedderkopp ved kartlegging av Storrønningen i 2020 og 2021. Polygoner som ble luket i 2020 er lysegrå, polygoner som ikke ble luket er skravert.

Kartlegging av stor elvebreddedderkopp var uregelmessig før 2021, og fra 2020 har vi kun data fra Storrønningen. Dataen på stor elvebreddedderkopp fra Storrønningen egner seg ikke for statistisk analyse av effekten av luking fordi datasettet er svært ubalansert i forhold til representasjon av lukede (51 polygoner) og ikke lukede (6) polygoner. Det kreves flere år med regelmessig datainnsamling fra flere lokaliteter for å teste effekten av luking på populasjonene av stor elvebreddedderkopp. Sammenligning av observasjonene fra Storrønningen i 2020 med 2021 viser en økning i tetthet, men det ser ikke ut til å være direkte knyttet til effekter av luking siden populasjonen er konsentrert til to områder der det ene ble luket i 2020 og det andre ikke ble luket (henholdsvis polygoner i vest og polygoner i øst på **Figur 5.8**). Allikevel ser vi at de lukede polygonene i vestre del av Storrønningen er mye brukt både av elvesandjeger (**Figur 5.7**) og stor elvebreddedderkopp (**Figur 5.8**), særlig i 2021. Begrenset kunnskap om artens livssyklus og naturlige fluktusjoner på disse lokalitetene gjør det uansett vanskelig å tolke betydningen av bestandsvariasjon over tid, særlig med en så kort tidsserie.

5.2.5 Dataanalyser (elvesandjeger)

Kartfestet informasjon om arealer luket for lupiner i 2020 ble analysert i forhold til endring fra 2020 til 2021 i registrerte antall larver og voksne for alle lokaliteter langs Gaula. Siden luking i 2021 ble utført etter elvesandjegerens periode for egglegging, kan vi ikke forvente å se effekter av dette før tidligst i 2022.

Romlige og statistiske analyser

Observasjonene av elvesandjeger ble behandlet som romlig punktdata i GIS. Siden koordinatene fra observasjonene var tatt med håndholdt GPS, kan de ha en unøyaktighet på 2–4 meter. For å korrigere for dette ble det laget en 5 meters buffersone rundt lupin-polygonene med bufferverktøyet i ArcGIS 10.7 (ESRI), og elvesandjegerobservasjoner i 5m-buffersonen ble flyttet til nærmeste lupin-polygon. Overlappende polygoner ble justert, og areal av hver polygon ble beregnet. Elvesandjegerobservasjoner innen hver polygon ble summert ved verktøyet «join by location» i ArcGIS for å få antall larver og voksne per polygon i 2020 og 2021. Kun observasjoner fra siste telling i august ble brukt i denne oppsummeringen, siden man ellers ville risikert dobbelttelling av samme individ.

For å teste effekten av lusing i 2020 ble endringen i elvesandjegerpopulasjonene, i form av endret antall larver og voksne fra 2020 til 2021, analysert. Vi brukte det totale antallet larver innenfor hvert stadium per år som responsvariabel. Effekten av lusing på endring i elvesandjegerpopulasjonene ble analysert i R Studio ved hjelp av negativ binomiell regresjon (fra pakken «MASS»), siden dataen ikke var normalfordelt og test av Poisson-modell viste overspredning («overdispersion»). Residualene ble simulert med «DHARMAa»-pakken for å sjekke om modellens forutsetninger ble tilfredsstillt. Likelihood-ratio-teststatistikk ble beregnet med anova.

Data fra overvåkingen samt script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

5.2.6 Resultater (elvesandjeger)

Det ble gjort 2707 observasjoner av elvesandjeger i 2020 og 4353 observasjoner i 2021, totalt 7060 observasjoner (**Tabell 5.1**). Forskjeller totalt og mellom de ulike stadier kan delvis skyldes at tidspunktene for registrering de to årene ikke var de samme, dvs. nesten fire ukers forskjell ved første telling og ei ukes forskjell ved andre telling. Materialet forventes derfor å fortelle mer om arealmessig fordeling enn antall innen hvert stadium. Antallet oversette larvehull er forventet å være relativt lavt for 2. og 3. stadium, med den metoden som benyttes, og vi antar derfor at det ikke er behov for å kontrollere for innsats i analysene under. Vedrørende 1. stadium blir antall registrerte hull svært ofte lavere enn antallet for 2. stadium senere på sommeren, hvilket åpenbart ikke er tilfelle. Dette skyldes trolig at de aller minste hullene overses og/eller at en andel av dette stadiet ikke lager hull i siltoverflaten i perioder av sitt stadium.

Tabell 5.1. Totalt antall observasjoner av elvesandjeger i ulike utviklingsstadier i 2020 og 2021. Antallet er resultat av totalkartlegginger, der innsats er antatt å være lik over år.

Utviklingsstadium	2018	2019	2020	2021
1. larvestadium	1106	1215	397	523
2. larvestadium	1580	1636	643	1703
3. larvestadium	1795	3182	1634	2108
Voksne	63	50	33	19

Effekt av lupinlusing

Lupiner ble kartlagt som polygoner fra 10 m² opptil 38 000 m², med flertallet under 5000 m². Av totalt 70 polygoner ble 51 luket i 2020, alle på lokaliteten Storrønningen. De resterende 19 polygonene var fordelt på Midtre Gravråk, Kregnesøra/Kregnesteigen (**Figur 5.9**) og Fornes, og fungerte i analysene som kontroll-lokaliteter for effekten av lupinlusing.



Figur 5.9. En polygon (nr. 8) på lokaliteten Kregnesøra/Kregnesteigen før og etter lusing av lupiner. Foto: Midtnorsk naturundersøkelse.

Vi anser antall larver per polygon som en indikator for populasjonsstørrelse, og endring i antall larver mellom 2020 og 2021 kan dermed vise en oppgang eller nedgang i populasjonsstørrelse. De voksne elvesandjegerne er derimot mer mobile, og antall voksne per polygon er også et resultat av deres spredning og habitatpreferanse, samt temperatur og skydekke under registrering.

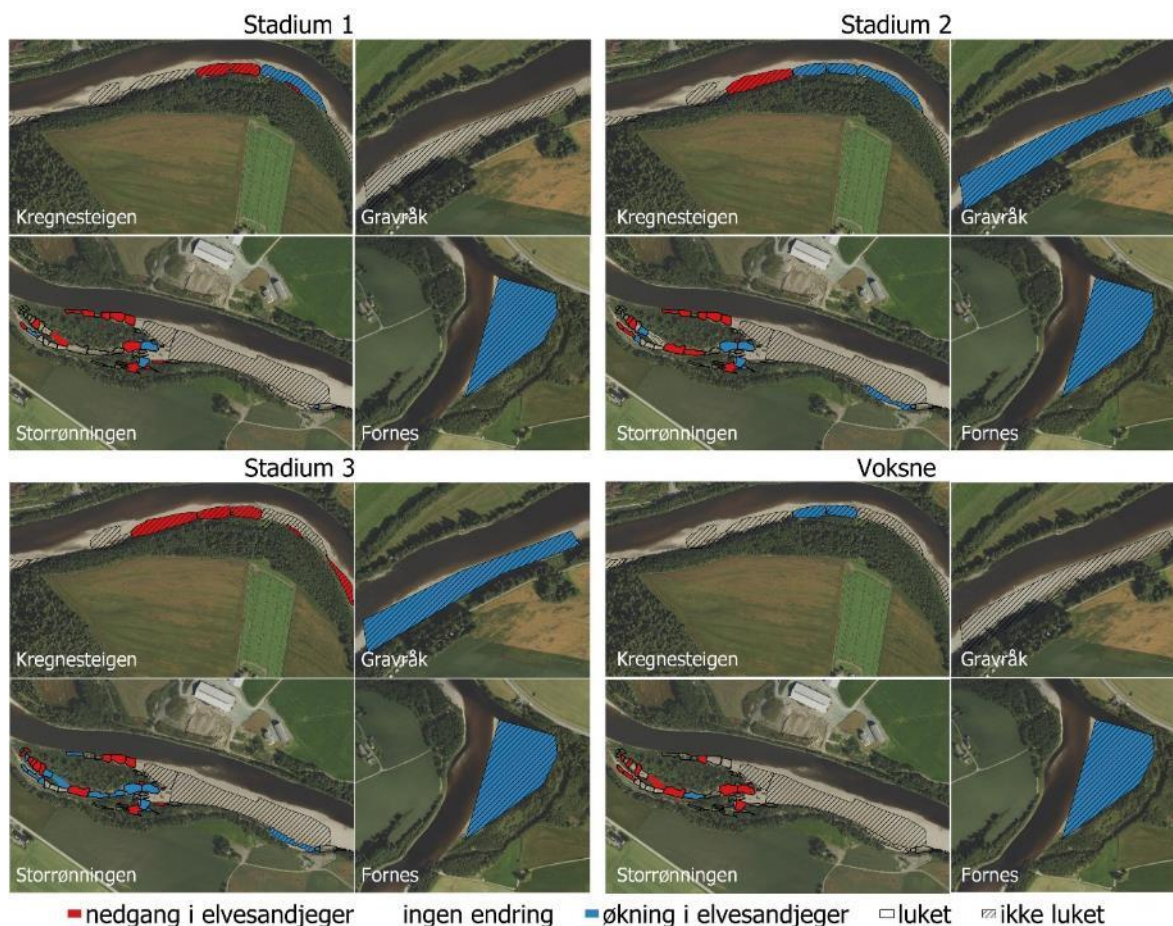
I motsetning til våre forventninger viste den statistiske modellen at lupinluking i 2020 hadde en signifikant negativ effekt på antall larver (1. og 2. stadium) og antall voksne i 2021 (**Tabell 5.2**). Dette indikerer at både populasjonsstørrelse og bruk av området ble redusert i lukede polygoner, og at tredje larvestadium var mindre sensitivt overfor korttidseffekten av luking.

Tabell 5.2. Resultater fra en negativ binomiell regresjonsmodell som tester effekten av luking i 2020 på endring i antall larver (1., 2. eller 3.stadium) og voksne i 2021.

	Estimat	Std. error	Z-verdi	P-verdi	Signifikansnivå
Alle larver	-0,758	0,959	-0,790	0,430	ns
1. larvestadium	-2,531	1,161	-2,179	0,029	*
2. larvestadium	-2,168	0,679	-3,193	0,001	**
3. larvestadium	-0,758	0,959	-0,790	0,430	ns
Voksne	-2,643	0,898	-2,943	0,003	**
Signifikanskoder: 0 ****, 0,001 ***, 0,01 **, .05 ', 0,1 '1' . ns = p > 0,1					

Men, dataene for antall elvesandjegere i 2020 og 2021 viser også stor mellomårsvariasjon og variasjon mellom lokaliteter (**Figur 5.10**), som er en naturlig følge av et dynamisk habitat der nye leveområder kan skapes av årlig flom, og samtidig forsvinner raskt ved gjengroing av lupiner og annen vegetasjon. Det er derfor prematurt å konkludere noe om effekten av luking basert på data kun fra to år, hvorav kun data fra det seneste året i det hele tatt kan gjenspeile en effekt av tiltaket (siden luking i 2021 ikke kan forventes å gi utslag på populasjonen før tidligst 2022). Femtiåtte polygoner ble dessuten luket i 2021, hvorav flere av disse var oppfølging av luking fra 2020, så vi kan heller ikke forvente full effekt av lukingen på tilgjengelig habitat året etter, i tillegg til at flere lukede lokaliteter kan være avhengig av ny avsetning av silt ved en flom før de vil være egnet som levesteder for elvesandjeger.

Til tross for den tilsynelatende negative effekten av luking fra 2020 til 2021, som kan være en reell korttidseffekt av forstyrrelsen som luking representerer, forventer vi at langtidseffekten av luking på populasjonene av elvesandjeger vil være positiv. Dette kan testes dersom effektovervåkingen dokumentert her følges opp gjennom flere år, samtidig som lukingen følges opp i den grad det er nødvendig.



Figur 5.10. Polygoner i de fire lokalitetene langs Gaula med fargekoding ut fra endring i antall elvesandjeger (1., 2. eller 3. stadium larver, voksne) registrert i 2020 og 2021, og ut fra hvorvidt polygonen ble luket i 2020 (skravert = ikke luket). Merk at kun polygoner på Storrønningen ble luket i 2020.

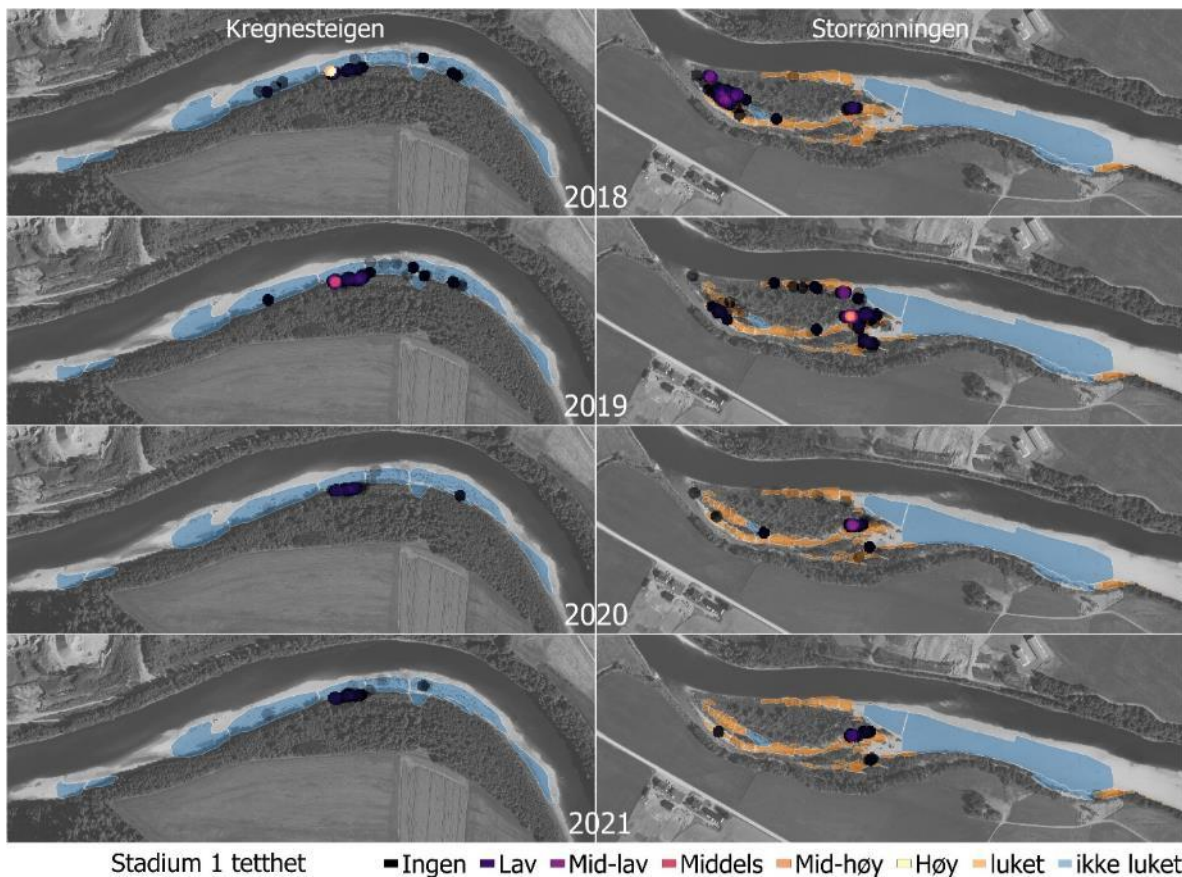
Populasjonsdynamikk

Elvesandjeger har blitt kartlagt langs Gaula i flere år, og vi har tilgang på data som er sammenlignbar med årets registreringer for 2020, 2019 og 2018. Vi har sammenstilt denne dataen for Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen for å gi et innblikk i elvesandjegerens populasjonsdynamikk ved disse lokalitetene, og eventuelle indikasjoner på trender over tid.

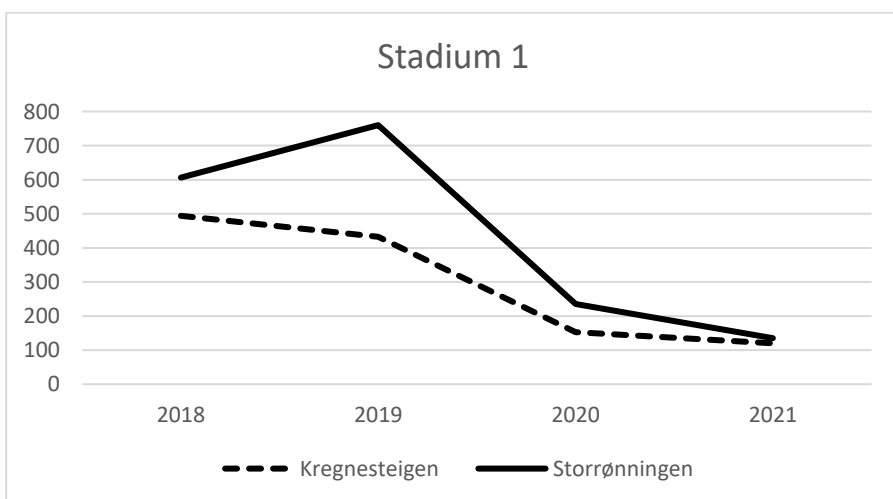
Begge lokaliteter har hatt en nedgang i tetthet av larver i første stadium over disse fire årene (**Figur 5.11**, **Figur 5.12**), mens larver i andre stadium viser en nedgang i 2020 og en oppgang i 2021 på begge lokaliteter (**Figur 5.13**, **Figur 5.14**). Tetthet av larver i tredje stadium har vært variabel på Storrønningen over de fire årene, mens Kregnesteigen/Kregnesøra viser en nedgang (**Figur 5.15**, **Figur 5.16**). Arealbruken for tredje stadium ser også ut til å ha blitt mer konsentrert over mindre områder gjennom disse årene (**Figur 5.15**).

Totalt observert antall voksne er alle år langt lavere enn antall observerte larvehull (**Figur 5.18**). Voksne elvesandjegere oppholder seg alltid på vegetasjonsløse eller sparsomt vegeterte flater, aldri der det er tettere vegetasjon (**Figur 5.17**). Straks sola går bak en sky graver de seg ned i sanden. For begge lokaliteter er totalt observert antall voksne lavere i 2021 enn i 2018 (**Figur**

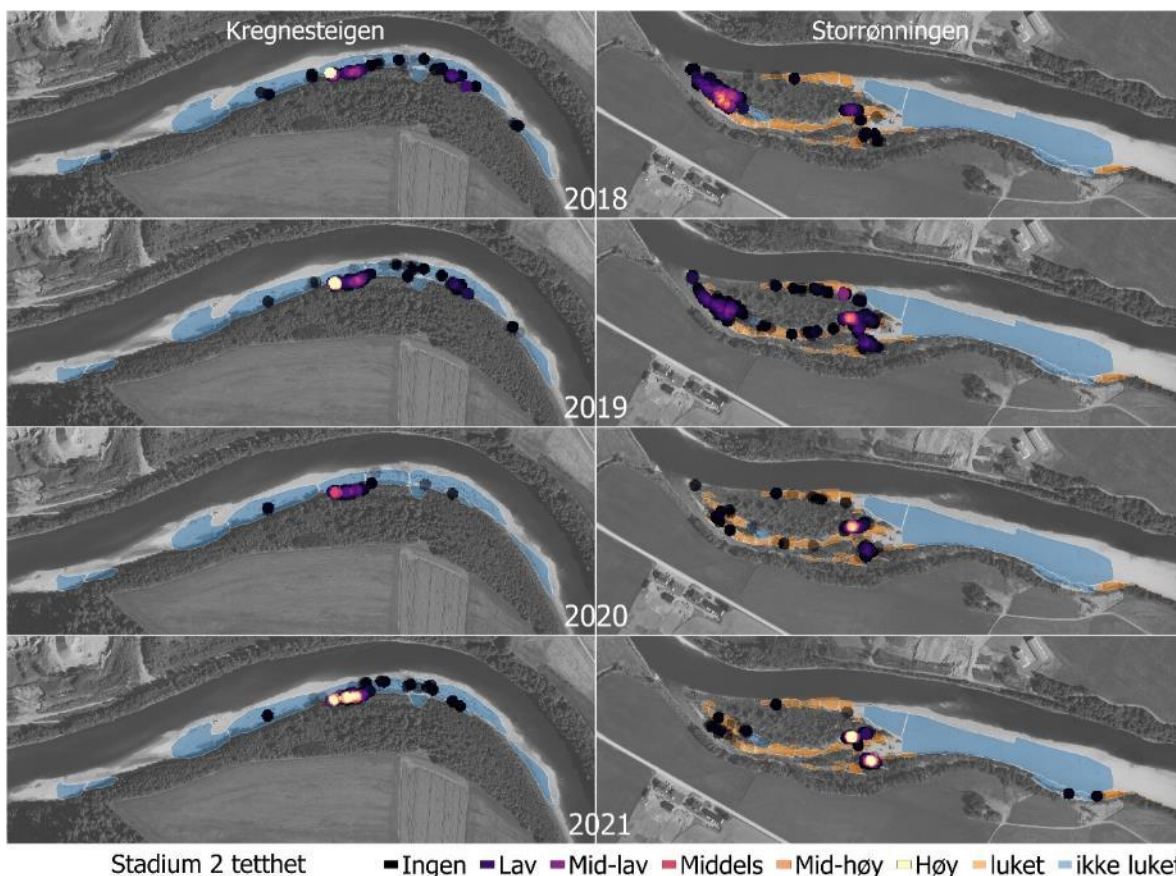
5.18), men antall observerte voksne elvesandjegere varierer etter vær og temperatur under registrering og er derfor vanskelig å sammenligne mellom de ulike besøk og år.



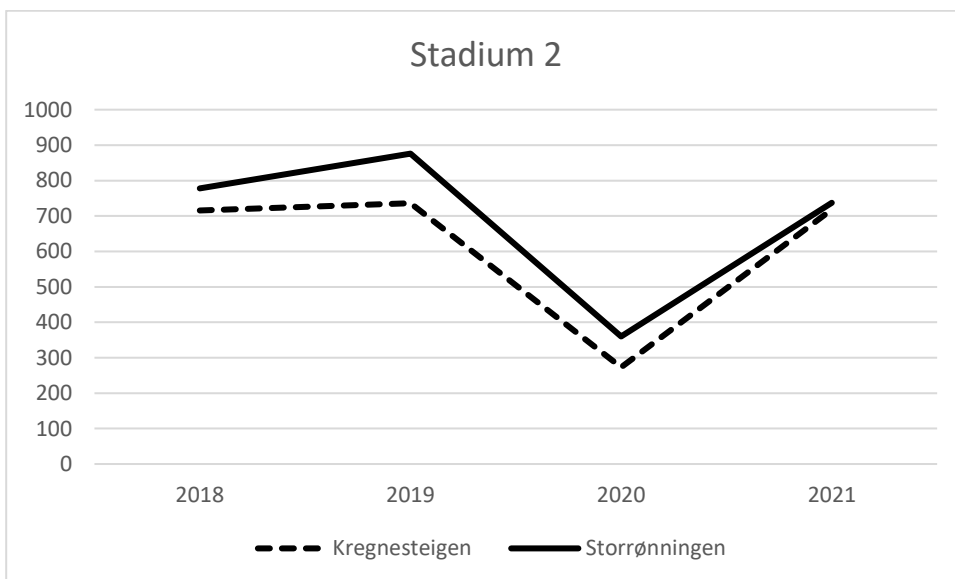
Figur 5.11. Tetthet av elvesandjeger (larvehull) i første larvestadium på Kregnesteigen/Kregnesøra og på Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021. Polygoner markert som luket (oransje) på Storrønningen ble luket i 2020.



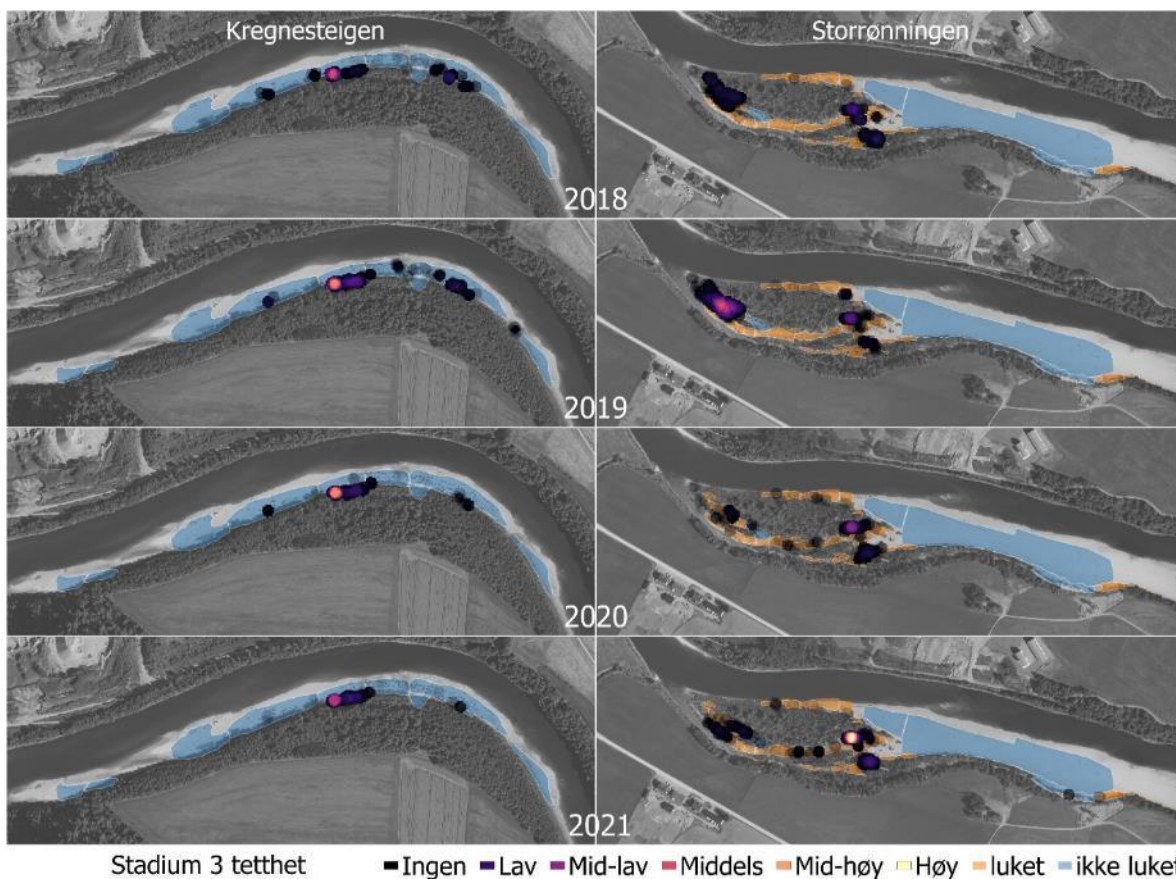
Figur 5.12. Totalt registrert antall elvesandjeger (larvehull) i første larvestadium ved kartlegging på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021.



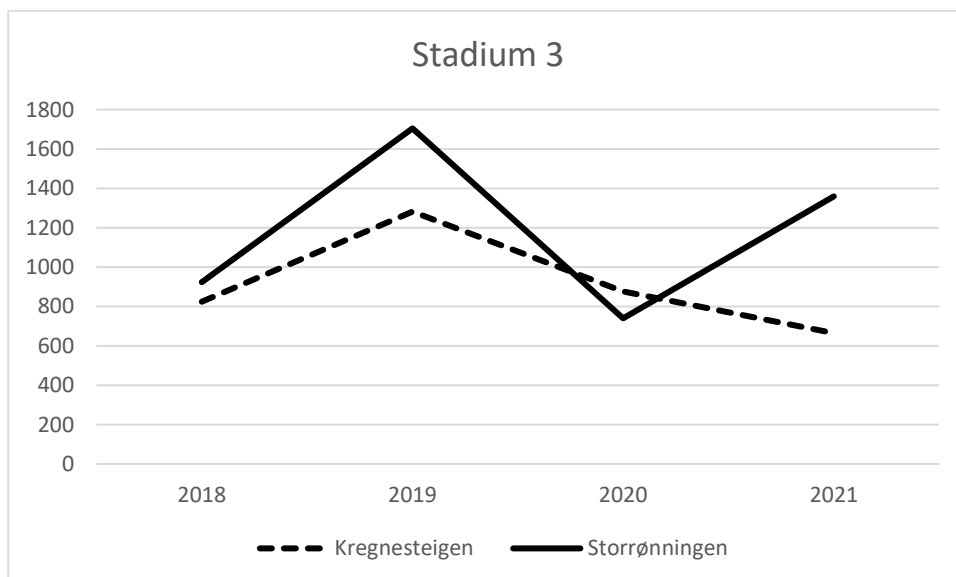
Figur 5.13. Tetthet av elvesandjeger (larvehull) i andre larvestadium på Kregnesteigen/Kregnesøra og på Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021. Polygoner markert som luket (oransje) på Storrønningen ble luket i 2020.



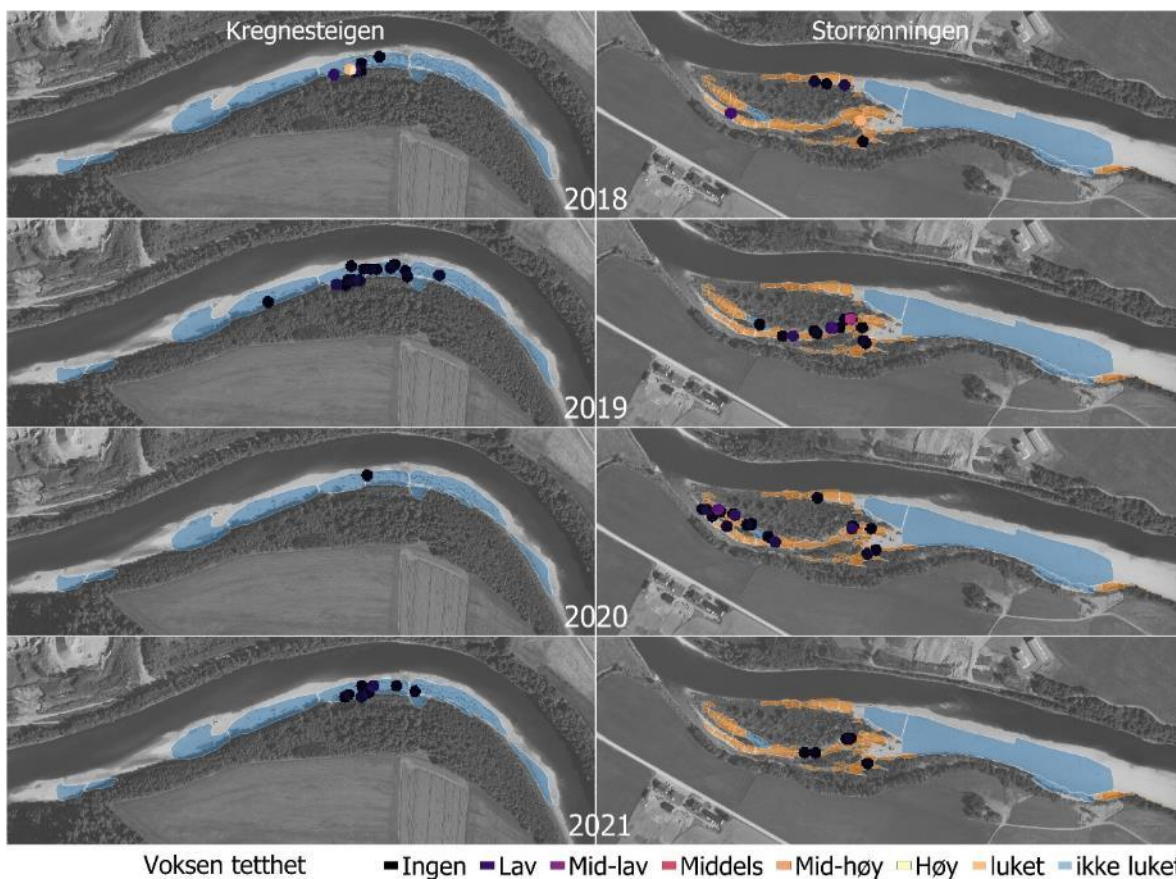
Figur 5.14. Totalt registrert antall elvesandjeger (larvehull) i andre larvestadium ved kartlegging på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021.



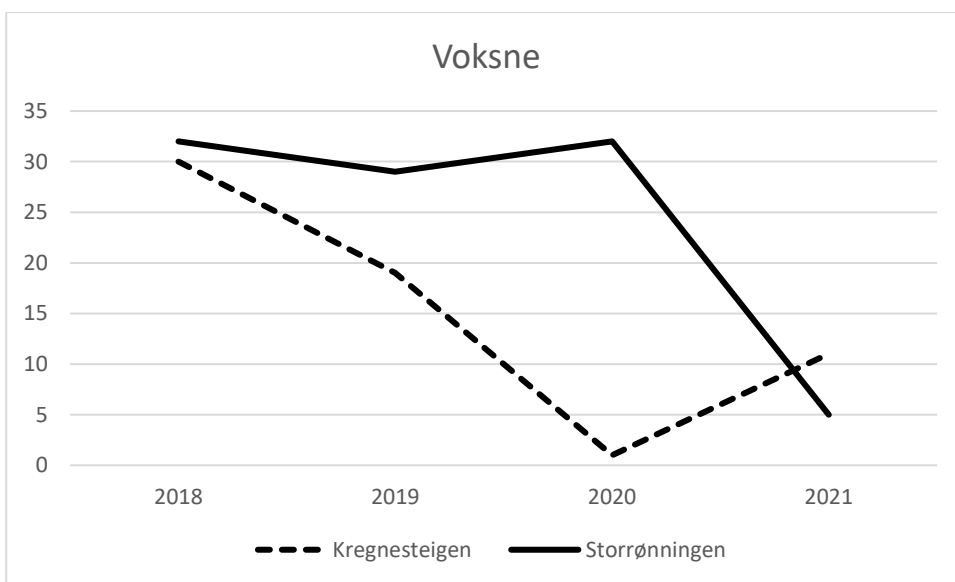
Figur 5.15. Tetthet av elvesandjeger (larvehull) i tredje larvestadium på Kregnesteigen/Kregnesøra og på Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021. Polygoner markert som luket (oransje) på Storrønningen ble luket i 2020.



Figur 5.16. Totalt registrert antall elvesandjeger (larvehull) i tredje larvestadium ved kartlegging på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021.



Figur 5.17. Tetthet av voksne elvesandjeger på Kregnesteigen/Kregnesøra og på Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021. Polygoner markert som luket (oransje) på Storrønningen ble luket i 2020.



Figur 5.18. Totalt registrert antall voksne elvesandjeger ved kartlegging på Kregnesteigen/Kregnesøra og Storrønningen i 2018, 2019, 2020 og 2021.

5.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Resultatene fra effektovervåkingen i 2021 understreker behovet for lengre tidsserier med data for å kunne gi en robust vurdering av effekten av tiltak, som lusing, på populasjoner av elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp, særlig da disse populasjonene naturlig fluktuerer mellom år og arealer som følge av det dynamiske habitatet de er knyttet til. Det er av stor betydning at kartleggingen av både elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp utføres regelmessig og konsekvent, uten variasjon i metode eller registreringstidspunkt (tilpasset sesongmessig variasjon og værforhold. Totalkartlegging er egnet fordi arealene er relativt oversiktlige, og fordi dynamikken i habitatet gjør det er romlig variasjon mellom år i hvor på lokalitetene larvene befinner seg (se f.eks. **Figur 5.17**). I hovedsak anbefales august for registrering larver av elvesandjeger og september for stor elvebreddedderkopp.

Det kan være en fordel å registrere andre miljøvariabler fra lokalitetene, særlig areal av ulike typer substrat (sand/silt/grus osv.), men nytten av slike registreringer må veies mot risikoen for at mer aktivitet og tråkk, som følge av registreringene, har negative effekter på artene. En mulighet som man kan vurdere å utforske er bruk av regelmessig fotografering med drone for å bedre dokumentere den dynamiske variasjonen i habitatkvalitet. Stor elvebreddedderkopp forekommer også på andre lokaliteter der lupiner er et problem og effekt av lusing kan testes, som ved Orkla og Stjørdalselva.

Vi anbefaler at effektovervåkingen knyttet til tiltaket lusing følges opp i flere år før man trekker endelige slutninger om effekten av lusing på elvesandjegerpopulasjonen.

For videre overvåking anbefaler vi at observasjoner av elvesandjeger og lusing stedfestes. Overvåkingsprotokollen bør forbedres med mer nøyaktig stedfesting (bruk av høypresisjons-GPS). Dette vil gi bedre grunnlag for beregning av totale populasjonsstørrelser på lokalitetene. Det kan også gi grunnlag for å vurdere hvorvidt en utvalgsmetodikk (f.eks. transekter) kan erstatte totalkartlegging på sikt, og hvor stort utvalg som i så fall er påkrevet for å oppdage endringer (gitt romlig variasjon i forekomst innenfor en lokalitet mellom år). Videre bør det utarbeides en protokoll for enhetlig kartlegging av lupintetthet i polygonene, samt kartlegging av generell gjengroing. Tidspunkt for registreringer bør delvis tilpasses sesongen (variasjoner i vær, flomforhold osv.), som beskrevet innledningsvis, og kartleggingen må gjennomføres av kompetent personell som kan vurdere oppdagbarhet av artene ift. vær, og som sørger for å redusere påvirkning fra tråkk til et minimum.

Det vil sannsynligvis være en fordel for kommunikasjon med publikum og forvaltningen å opprette en enkel, nettbasert formidling av overvåkingens resultater.

Se for øvrig Midtnorsk naturundersøkelse sin rapport for egne anbefalinger for videreføring av lusing som tiltak, der de blant annet anbefaler at lusing gjennomføres to år på rad for deretter å videreføres annethvert år (Solberg & Vullum 2022).

5.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking av elvesandjeger er vist i **Tabell 5.3**, og forutsetter at firmaet som utfører tiltakene som skal overvåkes (lusing av lupiner) kartfester tiltaket og deler denne dataen kostnadsfritt med effektovervåkingen. Når det gjelder etablering av overvåking, er kostnadsestimatene her mer usikre, siden overvåking av elvesandjeger allerede var etablert før dette prosjektet og vi derfor ikke har noen konkrete tall å basere estimatet på. Vi har antatt at en eventuell etablering av overvåking på nye lokaliteter eller for nye tiltak vil kreve større innsats både i felt og når det gjelder databearbeiding og rapportering enn løpende overvåking (**Tabell 5.3**).

Tabell 5.3. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av elvesandjeger langs Gaula.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	16 t	8 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter, kommune, firma leid inn for lusing, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	70 t	45 t	En person (tekniker), 4 lokaliteter langs Gaula, 3 besøk per lokalitet. Inkluderer transport mellom lokaliteter, samt selve registreringen.
Datalagring og -analyse	40 t	25 t	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data, samt dataanalyse.
Rapportering	40 t	20 t	
Reisetid	20 t	10 t	
Reisekostnad	7000 kr	3500 kr	
Utstyr	4500 kr	4500 kr	Leie av høypresisjons-GPS, 3 dager, á 1500 kr/dag

6 Klippeblåvinge

6.1 Innledning

Det har vært dialog mellom NINA og Stasforvalterne i henholdsvis Viken og Agder angående basisovervåkingen av klippeblåvinge i 2021, samt i forhold til enkelte aspekter av effektovervåkingen (eksempelvis skjøtsel og tungmetallanalyser). I tillegg deltok NINA på et seminar med på Nordens Ark i Sverige, der representanter fra Nordens Ark og Länsstyrelsen i Stockholm deltok for å diskutere problemstillinger vedrørende forvaltning av klippeblåvinge. Det ble blant annet diskutert avl og utsetting, mulighetene for å få til en omforent standard inventeringsmetodikk og potensialet for bruk av genetiske analyser.

6.2 Protokoll for overvåking og tiltak

6.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om arten

Klippeblåvinge *Scolitantides orion* er en dagsommerfugl med kjente forekomster i to kommuner i Norge i nyere tid, langs Iddefjorden i Halden kommune og Krokvåg/Rørkil i Tvedestrand kommune. I Halden finnes arten på to relativt adskilte områder langs Iddefjorden; Torpbukta/Hov og en nyoppdaget populasjon (2017) i Sponvika. Arten er for øvrig ikke gjenfunnet i Tvedestrand kommune etter 2012 på tross av årlige søk til og med 2021, og arten regnes derfor som begrenset til Halden kommune i Norge.

Påvirkninger

Alle forekomstene til klippeblåvinge er knyttet til varme, kystnære lokaliteter med åpent berg i blanding med skrinn vegetasjon av ulike nektarplanter og vertsplanten smørbukk. Denne naturtypen er utsatt for både gjengroing og menneskelig påvirkning (arealendring). Vertsplanten kan være utsatt for beite, spesielt fra rådyr, noe som trolig påvirker populasjonen negativt.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak er manuell rydding (fjerning av kratt og vegetasjon) og beskyttelse mot forstyrrelser (tråkk, beite). Inngjerding for å beskytte mot tråkk og beite er per 2021 ikke gjennomført. Utplanting av smørbukk på lokaliteter med begrenset tilgang på vertsplanter, eller på nylig skjøttede arealer kan være aktuelt. Utsetting av klippeblåvinge etter avl, kan også være aktuelt for å styrke eksisterende populasjoner eller etablere/retablere nye. Sistnevnte er ikke vurdert videre her.

Målsetning med tiltak

Formålet med vegetasjonsrydding er å øke mengden potensielt habitat, samt å bedre habitatkvalitet, og derved øke overlevelse og rekruttering av klippeblåvinge og øke populasjonsstørrelser lokalt. Formålet med inngjerding er å beskytte smørbukk mot tråkk og beite og derved øke overlevelse og rekruttering av både vertsplanten og klippeblåvinge. Utplanting av smørbukk kan være aktuelt for å øke mengden potensielt habitat.

Målsetningen er også å øke det arealet som klippeblåvinge forekommer på innenfor lokalitetene, eventuelt utvide disse.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av endringer i forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til populasjonsstørrelser hos klippeblåvinge, og til den romlige fordelingen av klippeblåvinge innenfor lokalitetene. Per 2021 er det imidlertid ikke gjennomført tiltak som det er aktuelt å overvåke effekten av, foruten noe skjøtsel på et mindre område i Halden (Hov). Basisovervåkingen og konkrete

kartlegginger gjort i dette prosjektet vil derimot være viktig før-data i en planlegging av skjøtselstiltak.

Forventninger

Klippeblåvinge er en varmekjær art som er overvåket årlig de siste 10 årene (se f.eks. Endrestøl mfl. 2021a). I disse årene har den vist relativt stor variasjon av antall individer (egg), spesielt gjennom en stor nedgang i 2015 i området Torpbukta, trolig på grunn av klimatiske årsaker. Samtidig ser vi en økning i andre delområder. Det er derfor viktig med tidsserier som dekker mange år for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

Vi forventer at tiltak som eventuelt blir gjennomført, skal ha positiv effekt på overlevelse og utbredelse, og dermed på populasjonsstørrelsen på sikt.

6.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Utbredelsen og relativ populasjonsstørrelse av klippeblåvinge ble kartlagt i 2021 som tidligere år. Denne basisovervåking av populasjonen inkluderer Halden kommune (Torpbukta, Monolittbruddet, Nokkedal, Hov og Sponvika) og Tvedestrand (Åsstø, Krokvåg, Rørkil og Bastnes). Vi har i tillegg undersøkt en noen historiske og potensielle lokaliteter for arten i Risør og Tvedestrand.

6.2.3 Overvåkingsdesign

Den pågående overvåkingen av klippeblåvinge gjennomføres som en kartlegging av egg og larver gjennom en totalkartlegging av lokaliteter og dellokaliteter. Alle funn telles og plottes med GPS. Overvåkingen har vært utført av samme personer de siste 10 årene, og metodikken og utførelsen har dermed vært nokså stabil. Det har likevel vært en stadig utvidelse av områdene hvor klippeblåvinge er påvist, slik at arbeidsomfanget også har blitt større. Etter relativ innsats og antall år er området Torpbukta-Steinbruddet [N] det området hvor data over år i størst grad kan benyttes til analyser.

Ved gjennomføring av tiltak vil det også være relevant å se på tiltakenes effekt på vertsplanten smørbukk, og på vegetasjonsstrukturen på lokalitetene der klippeblåvinge forekommer. Det har vært forsøkt å kartlegge forekomst og variasjon av vertsplanter og egg av klippeblåvinge i Torpbukta i to ruter a 25 m² over flere år (Endrestøl mfl. 2021a). Dette har derimot vært mindre vellykket fordi dette ikke er store/mange nok ruter til å være representativt for hele området. Antall egg funnet totalt samvarierer ikke med det man finner i rutene. For å kartlegge smørbukk må man derfor velge flere eller større ruter, alternativt benytte transekter. Sannsynligvis må vi teste ut ulike tilnærminger for å finne en kostnadseffektiv metode som gir gode nok data for dette.

6.2.4 Datainnsamling

Formålet med overvåking av klippeblåvinge er å få kunnskap om populasjonsstørrelse og romlig fordeling på lokalitetene, som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.

Feltarbeid fant sted 19.–21. juni 2021 (Risør og Tvedestrand), 24.–25. juni 2021 (Torpbukta, Halden) og 30. mai, 1. juli, 4. juli, 6. juli og 11. juli 2021 (Sponvika, Halden). På de nevnte lokalitetene ble det gjort en totalkartlegging av egg og larver av klippeblåvinge. Det er i tillegg lett etter maur på larver av klippeblåvinge, siden det har vært et spørsmål om hvorvidt tilstedeværelsen av enkelte arter av maur kan påvirke populasjonen av klippeblåvinge.

Det har vært gjennomført logging av temperatur og luftfuktighet i Torpbukta ved Halden siden 2012/2013. Disse loggerne ble i 2021 byttet ut med nye og bedre loggere for temperatur og luftfuktighet, samt at de ble supplert med loggere for solinnstråling (**Figur 6.1**).

I tillegg til de over nevnte oppgavene ble det for 2021 gjort en del tilleggsundersøkelser.

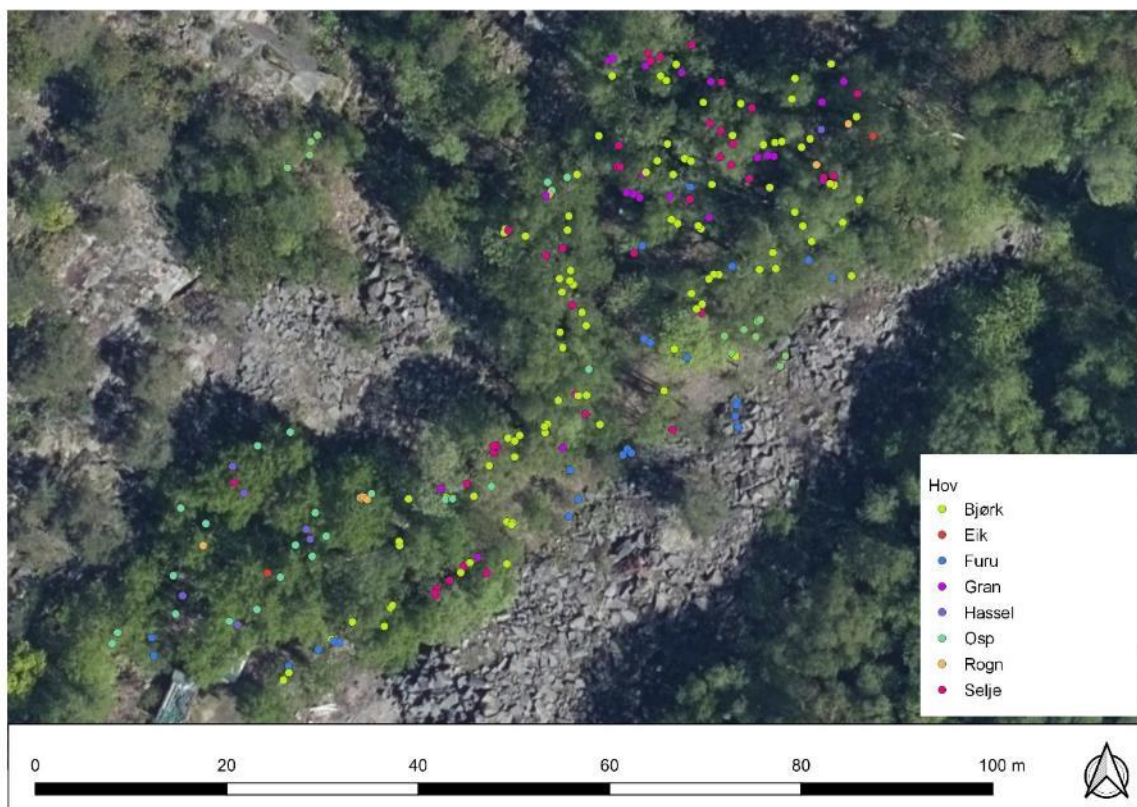
Vertsplanten til klippeblåvinge, smørbukk, er hyperakkumulator av tungmetaller. Det er vist for mose at det har vært en forskjell i innholdet og mengden av tungmetaller mellom Sørlandet og Østfold, spesielt på 1970-80-tallet. Vi ønsket å få svar på om mengden tungmetaller i smørbukk var forskjellig mellom de to landsdelene, og om mengden eventuelt kunne være en av årsakene til en redusert forekomst av klippeblåvinge, spesielt for Agder. Dette har vært undersøkt blant annet for apollosommerfugl i Finland (som også har smørbukk som vertsplante), og man har funnet ut at tungmetallnivåene påvirker overlevelsen (the "heavy-metal hypothesis", Nieminen et al. 2001, Fred & Brommer 2005). I forbindelse med overvåkingen av disse to områdene ble det samlet inn en rotbit og ett blad fra 10 individer av smørbukk spredt utover de aktuelle områdene fra henholdsvis Tvedestrand (Åsstø, Krokvåg, Rørkil) og Halden (Monolittbruddet - Råbukken) (**Figur 6.1**).

Det ble utført en botanisk totalkartlegging av delokalitetene i Torpbukta (Sveen, Monolittbruddet, Steinbruddet [N], Steinbruddet [S], Kjellvik og Lilleneset). Det ble lagd en komplett artsliste for samtlige av disse delområdene, samt en relativ fordeling av mengde av de ulike artene (**Vedlegg 4**). Denne kartleggingen ble fortatt 29. juni 2021 og gir et grunnlag for å vurdere effekten av eventuelle skjøtselstiltak på vegetasjonsstruktur og mengde av arter.

Statsforvalteren i Viken tok initiativ til å igangsette skjøtsel på et mindre område i Hov, Halden. Det ble derfor besluttet at vi skulle gjøre noen botaniske registreringer i området i forkant av skjøtselen, og komme med innspill til aktuelle skjøtselstiltak. Det ble utført en botanisk beskrivelse og fotodokumentasjon av førtilstand 15. oktober 2021 (**Figur 6.2, Vedlegg 5**).



Figur 6.1. Lyslogger montert i toppen av en einer (venstre) og prøve av smørbukk til tungmetallanalyse (høyre). Foto: Anders Endrestøl.



Figur 6.2. Trær (før-tilstand) innenfor det skjøttede område ved Hov i 2021.

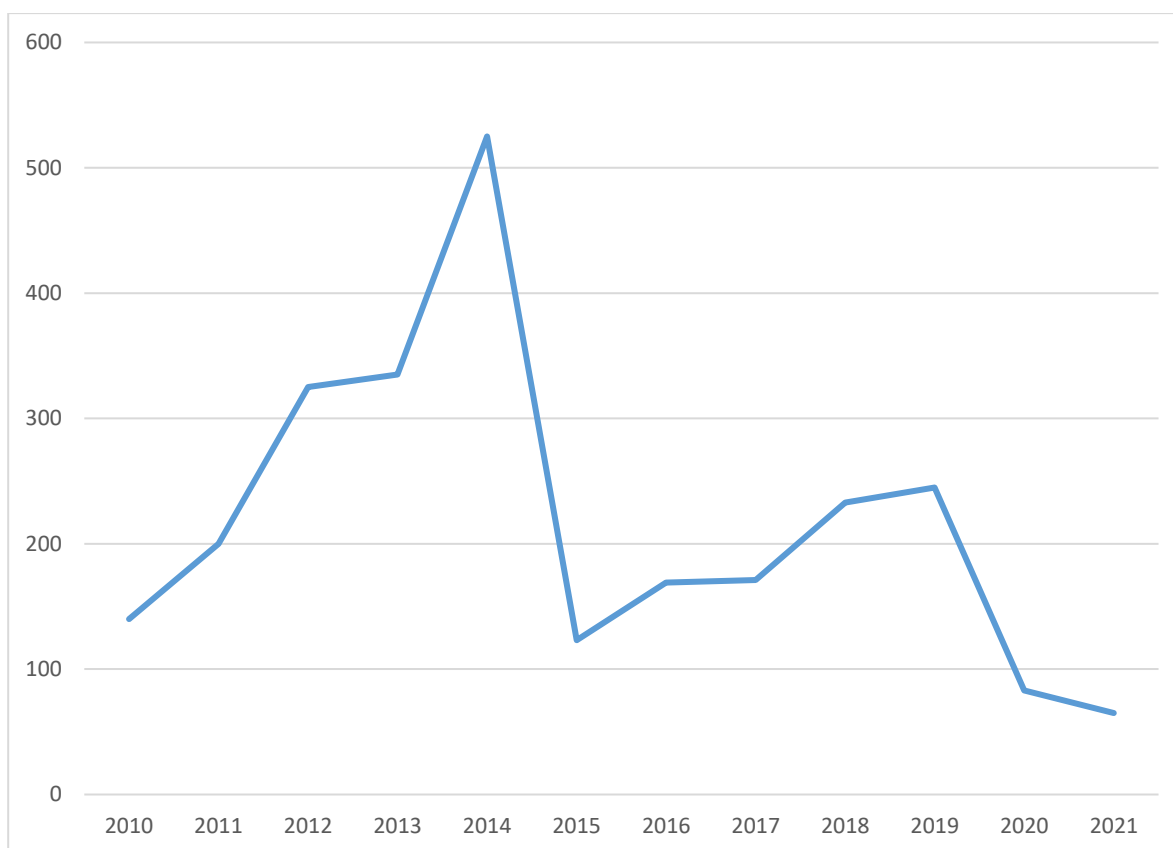
6.2.5 Dataanalyser

Innsamlet plantemateriale ble analysert hos Norsk institutt for luftforskning (NILU). Mengde kvikksølv ble analysert ved kalddampgenerering/-atomfluorescensspektrofotometri, mens andre grunnstoffer ble analysert med ICPMS. Vi undersøkte om det var forskjeller i mengde av hvert stoff (oppgitt som mg/kg tørrvekt) mellom Tvedestrand og Halden med bruk av ikke-parametriske wilcoxon-tester.

Data fra overvåkingen samt script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

6.2.6 Resultater

Det har aldri blitt registrert færre egg og larver av klippeblåvinge i «referanseområdet» Torpbukta-Steinbruddet [N] enn i 2021 (**Figur 6.3**). Ser vi derimot på alle områdene undersøkt samlet for egg og larver, ble det i 2021 påvist 424 individer, mens det eksempelvis for 2020 ble påvist 250 (**Tabell 6.1**).



Figur 6.3. Antall egg av klippeblåvinge i området Torpbukta-Steinbruddet [N] i perioden 2010-2021.

Tabell 6.1. Antall egg og larver av klippeblåvinge ved ulike dellokalteter i Halden kommune. N/A (not applicable) = data finnes ikke. Grunnen til N/A er at området ikke ble kartlagt det aktuelle året.

År	Torpbukta		Hovsveien		Nokkedal		Mono- litbruddet		Sveen		Sponvika	
	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver
2010	140	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2011	ca. 200	5	N/A	N/A	15	3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2012	325	8	N/A	N/A	2	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2013	335	31	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2014	525	46	6	0	12	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2015	123	0	43	0	18	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2016	169	11	3	3	12	2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2017	171	7	24	4	39	8	13	0	N/A	N/A	8	0
2018	233	22	47	7	62	4	53	5	11	5	16	3
2019	245	3	42	0	16	1	48	0	12	1	43	1
2020	83	13	31	10	19	11	17	6	2	1	42	15
2021	65	3	62	2	130	3	37	0	7	0	101	14

Tungmetallinnhold

Innhold av de ulike metallene i smørbukk er vist i **Tabell 6.2**. Det var høyere verdier av krom og nikkel, og tendens til høyere verdier av kobolt, i smørbukkplanter i Tvedestrand sammenlignet med Halden. For de andre undersøkte tungmetallene var det ingen signifikante forskjeller mellom områdene.

Tabell 6.2. Innhold av tungmetaller i smørbukk i de to innsamlingsområdene (gjennomsnitt \pm standardavvik), i mg/kg tørrvekt. P-verdier er for ikke-parametriske wilcoxon-test av verdier per område.

	Tvedestrand	Halden	p-verdi
Kvikksølv (Hg)	0,017 \pm 0,010	0,020 \pm 0,008	0,305
Vanadium (V)	7,317 \pm 7,684	3,007 \pm 2,313	0,140
* Krom (Cr)	5,298 \pm 6,179	0,233 \pm 1,616	0,007
Mangan (Mn)	227,4 \pm 177,1	140,2 \pm 72,6	0,436
(*) Kobolt (Co)	1,767 \pm 1,980	0,626 \pm 0,383	0,069
* Nikkel (Ni)	5,487 \pm 6,431	1,366 \pm 0,618	0,016
Kobber (Cu)	6,068 \pm 2,586	7,707 \pm 2,899	0,166
Sink (Zn)	115,5 \pm 58,2	170,9 \pm 163,7	0,705
Arsen (As)	0,528 \pm 0,470	0,880 \pm 0,913	0,199
Kadmium (Cd)	0,804 \pm 0,357	0,894 \pm 0,354	0,449
Bly (Pb)	12,98 \pm 9,22	12,45 \pm 9,31	0,853

Vegetasjonsregistreringer

Smørbukk ble registrert som fåtallig (ett til noen få funn) i alle klippeblåvingelokalitetene i Torpbukta (**Vedlegg 3**), og flere av delokalitetene har stort oppslag av kratt og trær. Også ved Hov i Halden ble det kun funnet fem individer av smørbukk (**Vedlegg 4**).

6.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Vi anbefaler en fortsatt (basis)overvåking av lokalitetene langs Iddefjorden. Erfaringer viser at det kan være betydelige svingninger mellom delokaliteter, og at arten stadig påvises i ytterkanten av eksisterende delokaliteter. Det vil være viktig å ha oversikt over slike svingninger for å kunne måle effekten av tiltak på populasjonsstørrelsen av klippeblåvinge. At man også har kartlagt alle områder i forkant av skjøtsel vil også være en forutsetning for å kunne avgjøre hvorvidt arten øker i utbredelse og etablerer seg på de skjøttede områdene. Ved skjøtsel i form av rydding av vegetasjon er det viktig å vurdere mengden smørbukk i forkant av tiltaket. Metodikken for dette vil avhenge av områdets størrelse og utstrekning, men kan gjøres i form av transekt, ruter eller totalkartlegging. Ofte vil en totalkartlegging kunne være overkommelig siden man trolig vil skjøtte områder med begrenset omfang, samt at tettheten av smørbukk generelt er lav. Sannsynligvis må vi teste ut ulike tilnærminger for å finne en kostnadseffektiv metode som gir gode nok data for effekten av tiltakene på smørbukk.

Det er Statsforvalteren i Viken (tidligere Fylkesmannen i Østfold) som har hatt ansvar for å følge opp kartlegging og overvåking av denne arten siden handlingsplanen ble ferdigstilt i 2010. Det er derfor viktig at Statsforvalteren inkluderes i de videre aktivitetene for denne arten i Halden.

Når det gjelder forvaltning av klippeblåvinge langs Iddefjorden, er det naturlig at man også etablerer et samarbeid med svenske myndigheter, ikke bare Länsstyrelsen i Västra Götaland, men også andre län som har aktiv forvaltning av arten. Det har allerede vært dialog med Länsstyrelsen i Stockholm om å kartlegge klippeblåvinge etter en metodikk som gjør at resultatene blir sammenlignbare over grensene. Det er også naturlig med et nordisk samarbeid om en helgenomsekvensering av klippeblåvinge på tvers av alle de nordiske landene. Dette vil kunne gi viktig innsikt i de populasjonsgenetiske forskjellene mellom lokaliteter innen et land og mellom land.

Det er nå satt i gang et arbeid om oppformering av klippeblåvinge i fangenskap i Norge. Det er ikke avklart hvilken strategi man har i forhold til utsetting av denne arten i Norge pr i dag, men det er naturlig at en eventuell utsetningsstrategi og en oppfølging av denne ses i sammenheng med basisovervåkingen og annen effektovervåking av tiltak for klippeblåvinge.

Se også kap. 9 om videre finansiering.

6.2.8 Kostnader

Anslåtte kostnader for overvåking er vist i **Tabell 6.3**

Tabell 6.3. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av klippeblåvinge.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	6 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	50 t	40 t	Tre dagers feltarbeid for to personer. Inkluderer transport mellom dellokaliteter, samt basisovervåking av klippeblåvinge ved Torpbukta, samt en dag til registreringer i forbindelse med skjøtselstiltak.
Datalagring og -analyse	20	10	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data.
Rapportering	40	20	Rapportering
Reisetid	15 t	15 t	Forutsetter reisevei 3,5 time (ca.-tid Oslo-Halden) for to personer, tur-retur. Forutsetter også at alt feltarbeid blir gjennomført i én omgang – reisetid er angitt for én tur/retur.
Reisekostnad	20 000 kr	20 000 kr	Inkluderer bil tur-retur Oslo-Halden (inkl. passasjertillegg), diett to personer x tre dager, overnatting to personer x to netter, samt felttillegg (to personer x tre dager).
Utstyr	4500	4500	Leie av høypresisjons-GPS, 3 dager, á 1500 kr/dag

7 Prikkrutevinge

7.1 Innledning

Prosjektet skal bidra til effektovervåkingen gjennom å bistå Forsvarsbygg med skjøtsel sammen med at en gjennomfører tilleggsanalyser av vegetasjonen. Tellingene av prikkroutevingespinn ble i år gjennomført samtidig med at Forsvarsbygg skjøttet (som slått) den ene lokaliteten.

Tiltakene er utført i samråd med Statsforvalteren i Viken.

7.2 Protokoll for overvåking og tiltak

7.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om arten

Prikkrutevinge *Melitaea cinxia* er en dagsommerfugl som per i dag kun finnes på øya Rauer i Fredrikstad kommune. De voksne sommerfuglene kan være på vingene fra slutten av mai til begynnelsen av juli. Etter parringen legger hunnene 50–250 egg samlet i egg-grupper på vertsplanten, som i Norge nå bare er smalkjempe *Plantago lanceolata*. Hunnen kan legge fra 1 til 10 slike egg-grupper. Eggene klekker etter 2–3 uker, og larvene lever sosialt i et spinn de utvikler (**Figur 7.1**). Spinnets utvikles utover høsten til larvene har kommet til overvintringsstadiet. De overvintrer samlet i et «vinterspinn» fra slutten av august til mars. På våren holder de seg samlet mens det fortsatt er kjølig, men vil siden spre seg og beite på vertsplanter i nærheten. De forpupper seg like over bakken på en varm lokalitet, og puppestadiet varer i 2–4 uker før de klekker til nye voksne individer.

Påvirkninger

Alle forekomstene til prikkroutevinge er tørre enger og bakker, gjerne på sandholdig eller steinet grunn, gjerne i kulturlandskapet langs kysten. Siden arten oppholder seg på samme arealet store deler av året som larver og i liten grad sprer seg som voksne, er lokalitetene sårbare for tråkk, både fra mennesker og beitedyr, samt gjengroing og annen arealendring.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak er slått og manuell rydding, og beskyttelse mot forstyrrelser (tråkk, beite). Rauer er for øvrig militært område med ilandstigningsforbud, slik at påvirkningen fra tråkk er begrenset til den militære aktiviteten (som er begrenset) og eventuelle hjortedyr på øya (som også er begrenset). Det har vært diskutert beite på øya, men det vil trolig ikke bli aktuelt fordi det blir konflikter med forsvarets øvingsaktiviteter.

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltakene er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet (mengden vertsplanter), overlevelse og rekruttering av prikkroutevinge og øke populasjonsstørrelser lokalt.

Målsetningen er også å øke det arealet som prikkroutevinge forekommer på innenfor lokalitetene.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av endringer i forvaltningstiltak (nye eller endrede tiltak) som gjennomføres og kunne relatere endringer i forvaltningstiltak til relativ populasjonsstørrelser hos prikkroutevinge (larvespinn), og til den romlige fordelingen av prikkroutevinge innenfor lokalitetene.

Formålet er også å få bedre kunnskap om hva som karakteriserer områdene der arten finnes (vegetasjonsstruktur og artssammensetning, særlig dekning av vertsplanten smalkjempe), og hvilken effekt skjøtselen har på vegetasjonens sammensetning og struktur. Dette er viktig

kunnskapsgrunnlag for en mer detaljert kartlegging av alt tilgjengelig habitat i området, samt for å kunne definere områder hvor man bør skjøtte.

Forventninger

Prikkroutevinge er knyttet til vertsplanten smalkjempe, og arten er i tillegg sterkt lokalitetstro. Omkring 80 % av de voksne individene oppholder seg der de ble klekket, mens omkring 20 % vil fly inntil 1 km unna. Likevel kan antall larvespinn variere nokså mye mellom ulike dellokalteter, mellom år (se Endrestøl 2021a), og det er derfor viktig å ha en langsiktig overvåking av populasjonen for å kunne skille mellomårsvariasjoner fra positive effekter av tiltak.

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt på habitatkvalitet, inkludert vegetasjonsstruktur og mengde smalkjempe, overlevelse og rekruttering, og dermed på populasjonsstørrelsen på sikt.



Figur 7.1. Larvespinn og larver av prikkroutevinge på Rauer 2021. Foto: Anders Endrestøl.

7.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

Det har vært utført skjøtsel for prikkroutevinge i flere år i regi av Forsvarsbygg (se Endrestøl 2021a og Hoell 2021). Dette gjelder i all hovedsak slått av polygon 25A og 25B (jf. Endrestøl 2021a). Området er slått med tohjulstraktor, graset er fjernet og lagt i hauger i ytterkanten av polygonet (**Figur 7.2**). Ulike deler av polygonet er slått ulike år, og en del av området er slått flere ganger. I 2021 ble 5154 m² i regi av Forsvarsbygg (**Figur 7.3**).

I tillegg benyttes beitepusser på traktor for å holde veikanter åpne som spredningskorridorer for arten.



Figur 7.2. Slått av delområde 25A 19. august 2021. Foto: Anders Endrestøl.

7.2.3 Overvåkingsdesign

For store deler av Rauer foreligger det kartfestede polygoner over uegnede, egnede og potensielle åpne engområder for prikkroutevinge, samt områder hvor arten er påvist (Endrestøl 2021a). Der hvor det er gode forekomster av vertsplanten smalkjempe, er det lett grundig etter larvespinn ved å gå opp polygonene systematisk med omkring tre meters mellomrom (totalkartlegging). Det har tidligere vært forsøkt med temperaturloggere av mikroklimate, noe som var tenkt også for 2021, men som ikke ble implementert på grunn av logistiske utfordringer.

Generelt har det ikke vært mulig å gjøre en fullstendig kartlegging av alle delområder hvert år (gitt i Endrestøl 2021a) på grunn av begrensede ressurser og logistiske utfordringer, og innsatsen har på de ulike delområdene vært noe varierende. Dette gjør at data ikke nødvendigvis er sammenlignbare over år, noe som ikke er optimalt, men skyldes de logistiske utfordringene knyttet til at det er ilandstigningsforbud på hele Rauer, og lokalitetsbesøk må gjøres etter avtale med Forsvaret og koordineres med deres aktiviteter.

For å undersøke effekten av skjøtsel på vegetasjonsstruktur og -sammensetning er målet å etablere et sett med transekter på tvers av lokalitetene, legge ut permanente overvåkingsruter med regulære mellomrom og gjennomføre vegetasjonsanalyser (registrering av forekomst og mengde av alle arter), inkludert mengdeestimer av vertsplanten smalkjempe. I tillegg bør det etableres overvåkingsruter rundt larvespinn, slik at vi får oversikt over vegetasjonsstruktur og -sammensetning der hunnen legger egg.

7.2.4 Datainnsamling

Formålet med overvåking av prikkroutevinge er å få kunnskap om populasjonsstørrelse og romlig fordeling på lokalitetene/delområder, som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.

I 2021 (19.–20. august 2021) ble det som under tidligere undersøkelser (Endrestøl 2021a) søkt etter larvespinn av prikkroutevinge. Alle larvespinn plottes med GPS. Ingen larvespinn ble åpnet for å undersøke tilstedeværelse eller antall av larver, og noen kunne derfor muligens være tomme. De delområdene som ble undersøkt, var hovedsakelig 19, 20, 23, 24 og 25AB (jf. Endrestøl 2021a).

Justering av polygoner og utfigurering av skjøtelsområder gjøres i felt med GPS (Qfield).

På grunn av logistiske utfordringer og tidsbegrensninger ble det i 2021 ikke gjennomført planlagte vegetasjonsanalyser.

7.2.5 Dataanalyser

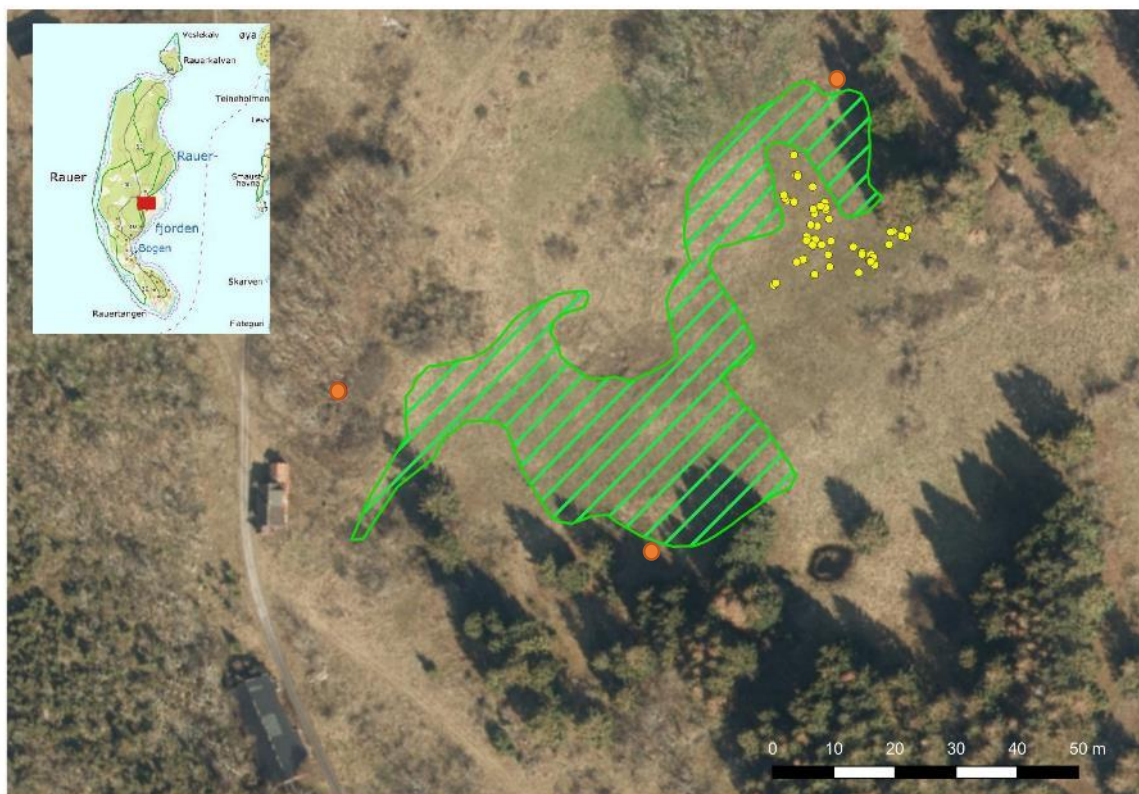
Vegetasjonsdata vil bli analysert med formål å undersøke hvordan vegetasjonen varierer innenfor en lokalitet og hva som kjennetegner arealene med og uten larvespinn. Videre vil førsteårs vegetasjonsdata være et grunnlag for å undersøke hvordan vegetasjonen endres etter skjøtsel, avhengig av startforhold og evt. skjøtelsintensitet (dersom denne varierer innen/mellom lokaliteter), særlig med tanke på vertsplanten smalkjempe. Dette vil gi grunnlag for å få bedre kunnskap om hva som er egnet habitat for prikkroutevinge, og for å vurdere hva som er egnet skjøtelsesregime for å utvikle og/eller beholde slikt habitat på lokalitetene.

Dataanalyser vil også gi grunnlag for å vurdere om tiltakene bidrar til større (lokal) utbredelse av prikkroutevinge. Vi har per nå ikke statistisk undersøkt effekten av tiltak på prikkroutevinge, da datasettet er noe begrenset for slike analyser, men vi har undersøkt den romlige utbredelsen og tettheten av larvespinn i utvalgte polygoner og hvordan denne endres over tid.

7.2.6 Resultater

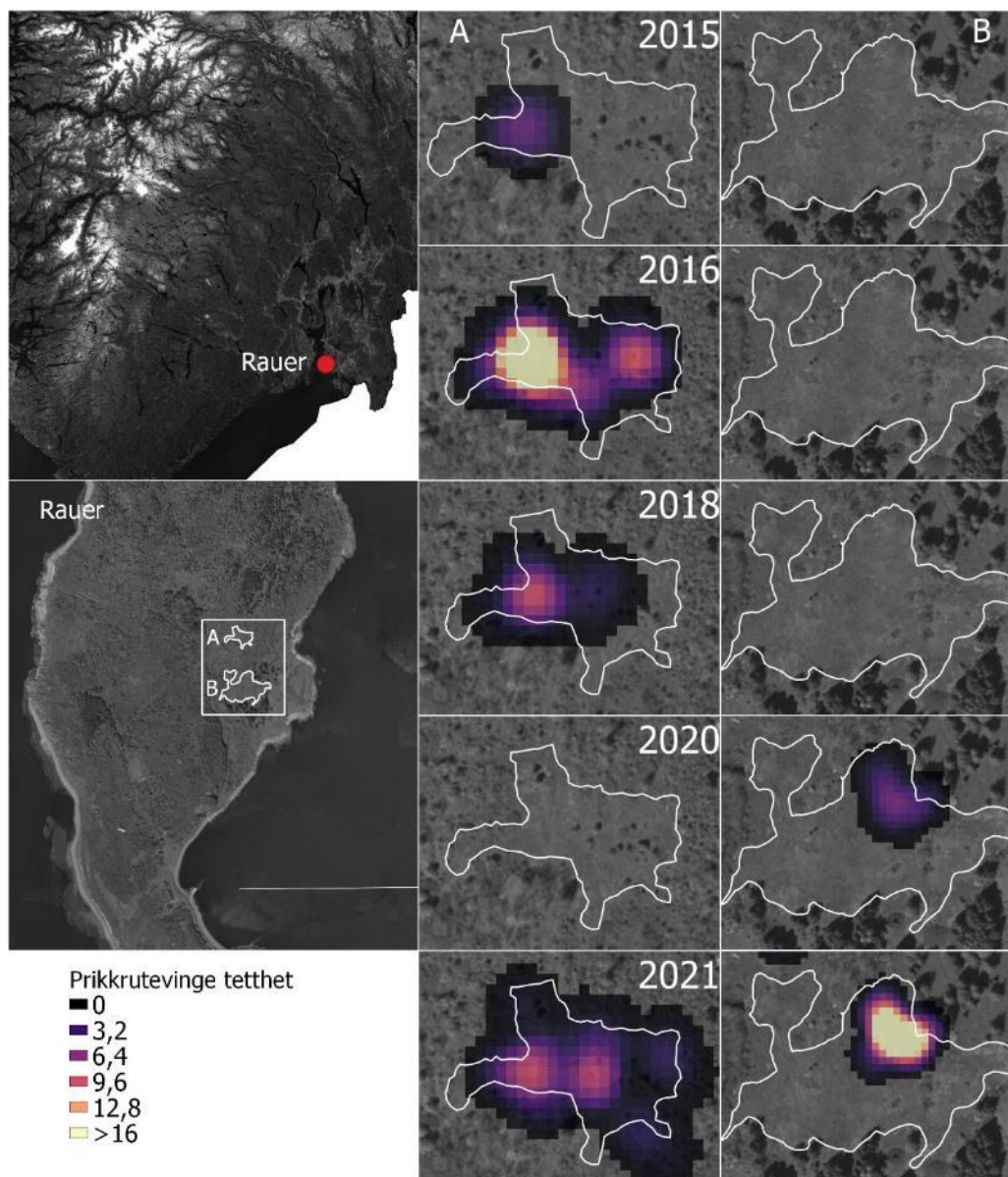
I 2021 ble det påvist 118 larvespinn av prikk rutevinge på Rauer. Det er aldri tidligere påvist så mange larvespinn (Endrestøl 2021a), og hovedårsaken til det er skjøtselen som er gjennomført på delområde 25B. Dette er, talt som totalt antall spinn over alle år, nå det nest viktigste delområde for prikk rutevinge på Rauer, på tross av at det kun har vært påvist larvespinn der de to siste årene. Hele, eller deler av, polygon 25B er slått i 2016, 2017 og 2019 (G.S. Hoell pers medd.), og spinn ble påvist der første gang i 2020 (**Figur 7.4**).

Dette betyr videre at skjøtselen som gjøres på Rauer er svært effektiv og har god effekt på prikk rutevinge. Det er svært fruktbart å legge kartlegging av larvespinn samtidig med selve skjøtselen, både for å sikre at skjøtselen ikke blir utført der man har larvespinn av arten, men og for å øke forståelsen av hensyn og gjennomføringer av både skjøtsel og kartlegging mellom delta-gende parter. Ikke minst er det nyttig for å diskutere videre aktuelle skjøtselstiltak og nye aktuelle områder.



Figur 7.3. Funn av larvespinn av prikk rutevinge på delområde 25AB på Rauer 2021 (gule prikker). Grønt skravert område ble skjøttet i 2021. Oransje plott er ca. plassering av oppsamlet høy.

Varmekart over observasjonene viser at det er stor variasjon mellom år i tetthet og forekomst-areal (**Figur 7.4**). Kartet viser tydelig den høye tettheten av larvespinn på delområde 25B i 2021, et område som er slått i 2016, 2017 og 2019, og som før det var høyvokst eng hvor det ikke var potensiale for å påvise arten.



Figur 7.4. Varmekart over tetthet av larvespinn i to områder på Rauer. Data fra 2015–2021.

7.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Resultater fra kartlegginger i perioden 2015-2020 viser at kun 15 av 106 kartlagte delområder hadde larvespinn av arten med et samlet areal på 14,7 dekar. I tillegg er 19 av delområdene definert som potensielt larvehabitat for arten. Totalt utgjør disse 34 delområder under 1 % av øyas totale areal (Endrestøl 2021a). I alt 12 av de 15 delområdene hvor spinn av prikkrutevinge er påvist, hadde færre en 15 spinn totalt i perioden, og man vil trolig kunne øke potensialet på flere av disse delområdene gjennom skjøtsel.

Det er vesentlig at delområdene for prikkrutevinge på Rauer kartlegges årlig. Dette er spesielt viktig der det planlegges skjøtsel. Årlig kartlegging vil gi viktige data på hvordan arten fordeler seg på de ulike delområdene på Rauer, hvilke områder hvor man bør vurdere skjøtsel, og hvilke effekter skjøtselen har på etablering og tetthet av larvespinn av arten. Man bør videre ta sikte på å få gjennomført vegetasjonsanalyser på områder hvor arten finnes og i forbindelse med skjøtsel (før, og etter). Dette vil gi viktig innsikt i hva som karakteriserer delområdene der arten finnes,

som utgangspunkt for en mer detaljert kartlegging av alt tilgjengelig habitat (delområder), men og for å kunne definere områder hvor man bør skjøtte. Eksempler på parameter som bør registreres i en slik analyse er tetthet av smalkjempe, vegetasjonshøyde, mengden nektarplanter osv. Andre aktuelle parametere å undersøke nærmere nå eller senere er logging av mikroklimaet og eventuelt muligens sjekke om arten er utsatt for parasitter.

Skjøtsel må koordineres med Forsvarsbygg som utfører den. Det er svært fruktbart å gjøre denne kartleggingen og selve skjøtselen samtidig. Dette gir muligheter til å diskutere utfordringer og fremgangsmåter i felt. Samtidig gir det grunnlag for å diskutere fremtidig skjøtsel, med mål om på sikt å få til en rullerende skjøtsel mellom de viktigste områdene for prikkroutevinge på Rauer.

Både tiltak og kartlegging/overvåking må videre gjennomføres i dialog med Statsforvalteren i Viken og Forsvarsbygg. Siden Rauer er underlagt Forsvaret, er en forutsetning for at planene kan gjennomføres at de ikke kommer i konflikt med andre militære aktiviteter på øya.

7.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking er vist i **Tabell 7.1**.

Tabell 7.1. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av prikkroutevinge på Rauer.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	6 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter, Forsvarsbygg, tilrettelegging av feltutstyr (skjema, kart, koordinater m.m.)
Feltarbeid	40 t	30 t	Telling av spinn: En personer, tre dager.
	40 t	20 t	Vegetasjonsanalyser: To personer to dager. Arbeidsomfanget forutsetter et begrenset sett lokaliteter, i området rundt polygonene i Figur 7.4 .
Datalagring og -analyse	50	30	Inkluderer innlegging og kvalitetssikring av data, dataanalyse. For vegetasjonsanalyser bør vi bruke app for å redusere tidsbruk på innlegging av data i etterkant.
Rapportering	40	20	Rapportering
Reisetid	12 t	12 t	Telling av spinn: Forutsetter reise t/r Oslo-Engelsviken-Rauer (ca. 2 timer hver vei) tre ganger for en person.
	16 t	8 t	Vegetasjonsanalyser: Forutsetter reise t/r Oslo-Engelsviken-Rauer (ca. 2 timer hver vei) to ganger for etablering og en gang for løpende overvåking, for to personer.
Reisekostnad	20 000 kr	15 000 kr	Inkluderer bil tur-retur Oslo-Engelsviken (inkl. passasjertillegg) samt diett. En person x tre dagsverk (larvespinn) + to personer x to dagsverk (for etablering vegetasjonsovervåking), to personer x 1 dagsverk (for løpende vegetasjonsovervåking), samt felttillegg (sju dagsverk/fem dagsverk). Hvorvidt det er hensiktsmessig å overnatte på fastlandet avhenger av Forsvarets muligheter for transport.
Utstyr	15000 kr	5000 kr	Leie av høypresisjons-GPS, 3 dager á 1500 kr/dag. Temperaturloggere 3 stk.

8 Eremitt

8.1 Innledning

Basisovervåking av eremitt er gjennomført i dialog med Statsforvalteren i Vestfold og Telemark, samt kirkegårdsforvalteren i Tønsberg. Utsetninger og kartlegginger på Søndre Berg er gjennomført i dialog med Søndre Vestfold fengsel, avdeling Berg.

8.2 Protokoll for overvåking og tiltak

8.2.1 Bakgrunn for overvåking

Om arten

Eremitt *Osmoderma eremita* er en stor, brunsvart bille i familien skarabider (Scarabaeidae) (**Figur 8.1**). Den lever i gamle, hule løvtrær og er vurdert som truet i store deler av Europa. Den har en livssyklus på 3-4 år, der de voksne individene kun lever noen få uker. Arten er kun påvist på én lokalitet i Norge (Tønsberg gamle kirkegård, Tønsberg kommune), samt at den siden 2017 er satt ut på en annen lokalitet (Søndre Berg, Tønsberg kommune).



Figur 8.1. Eremitt på Tønsberg gamle kirkegård 4. august 2021. Foto: Anders Endrestøl.

Påvirkninger

Alle forekomstene til eremitt i Norge er knyttet til gamle, hule, styvede asketrær i en kirkegårdsallé. På utsetningslokaliteten er den satt ut (over flere år) i et gammel, hult eiketree (se f.eks. Endrestøl mfl. 2021b). Arten lever i et habitat hvor det er lite rekruttering, og populasjonen vil dermed påvirkes negativt etter hvert som trærne brytes ned og forsvinner. Den har lav egen-spredning og behøver derfor hjelp til å etablere seg på en ny lokalitet hvor rekrutteringen er større og tidsperspektivet for overlevelse lengre, samt hvor det er spredningsmuligheter til nærliggende områder.

Aktuelle tiltak

Aktuelle tiltak er skjøtsel og overvåking av trær på Tønsberg gamle kirkegård. På Tønsberg gamle kirkegård skjer overvåkingen gjennom en totalkartlegging av alle aktuelle trærne der, for å søke etter spor etter eremitt. Trærne i askealléen har vært skjøttet (kupert) flere ganger. På kirkegården er det også satt opp en hul eikestokk som et habitatforsterkende tiltak der. I denne eikestokken har det vært gjennomført videoovervåking over flere år (Endrestøl 2021b).

På Søndre Berg er aktuelle tiltak tilrettelegging og skjøtsel, samt overvåking av etablering. Overvåkingen her foregår med kontinuerlig videoovervåking.

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltakene er å øke habitatkvalitet, og dermed overlevelse av eremitt på Tønsberg gamle kirkegård, samt gjennom utsetting å bidra til etablering av arten på en ny lokalitet. Videre er formålet å tilrettelegge for etablering og videre spredning der.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen på Tønsberg gamle kirkegård er i all hovedsak å få et årlig inntrykk av tilstanden på habitatet og forekomster av eremitt. Overvåkingen er kvalitativ siden eremitt har et kryptisk levevis og at størstedelen av populasjonen dermed er skjult. Overvåkingen gir for øvrig et viktig bidrag til å vurdere de ulike trærne og hulhetene, som igjen er relevant informasjon for skjøtsel og pleie av trærne.

Formålet med videoovervåking av Søndre Berg er å overvåke utsatte individer, og vurdere etableringen av en ny populasjon der.

Forventninger

Vi forventer at tiltakene skal ha positiv effekt på overlevelse og rekruttering, og dermed på populasjonsstørrelsen på sikt. Vi forventer at populasjonen på Søndre Berg stadig blir større gjennom egen rekruttering og årlig tilførsel av nye individer fra Tønsberg gamle kirkegård, og at den på sikt vil spre seg til andre trær på Søndre Berg, og at denne populasjonen på sikt blir større enn den ved Tønsberg gamle kirkegård.

8.2.2 Beskrivelser og kartfesting av tiltak

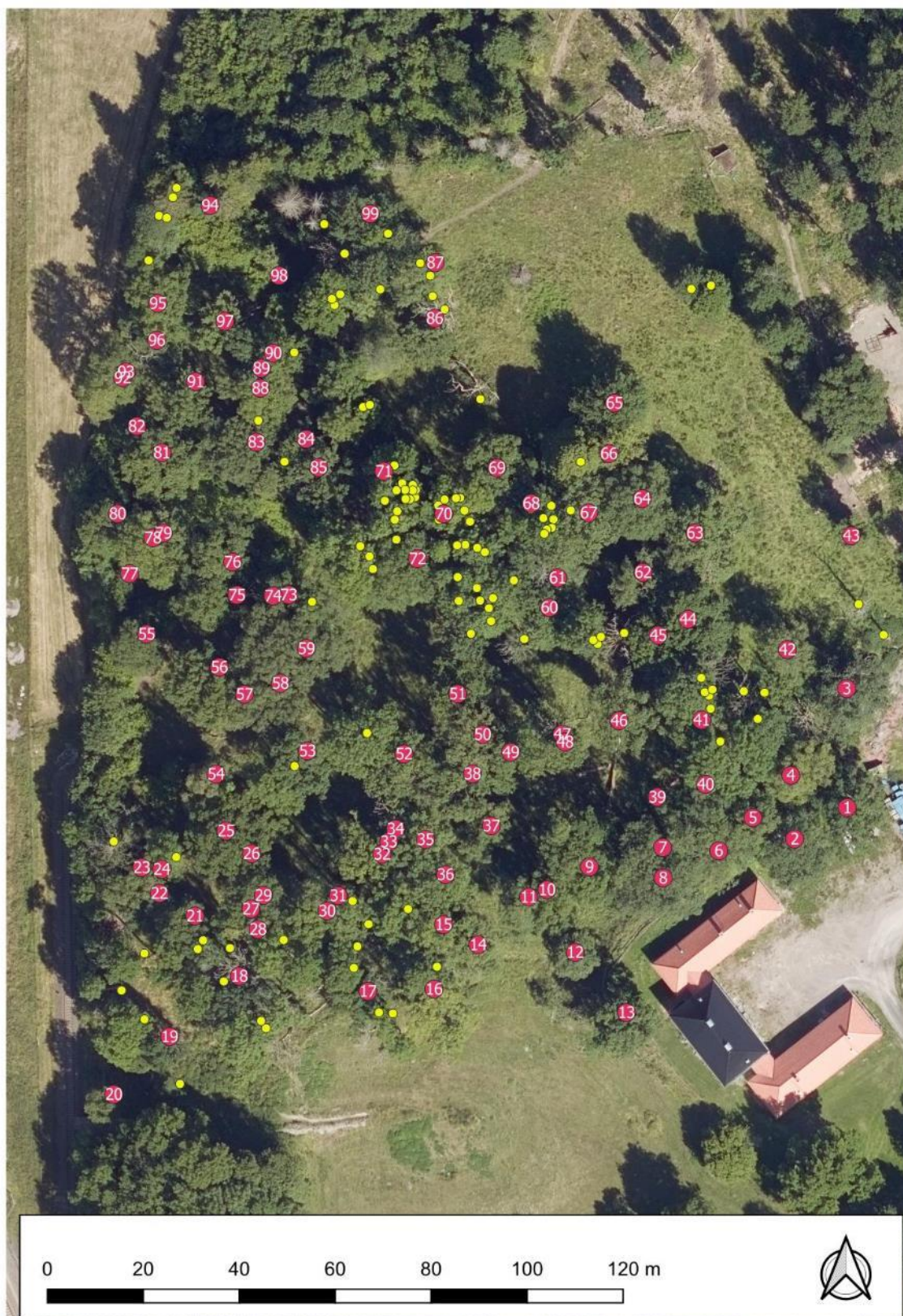
Her beskrives tiltak for hver lokalitet separat.

Tønsberg gamle kirkegård: Her har det vært overvåking i en årrekke, så det er utarbeidet gode oversikter over ulike trær på kirkegården og årlige resultater av eremittkartlegging. Det har vært utført beskæring og andre typer tiltak (bolting, bardunering) av arborist på trær der ved flere anledninger, med hensyn til eremitt og generell sikkerhet. I tillegg er det satt opp en «eikestokk» der, som et habitatforsterkende tiltak for eremitt (Endrestøl 2021b). I denne har det vært utført videoovervåking omtrent årlig siden 2015. Det har også vært utført andre mindre tiltak, som etterfylling av muld og tetting av enkelte sprekker i trær.

Søndre Berg: Her har det over år vært utført ulike skjøtselstiltak etter innspill fra NINA som en del av oppfølgingen av handlingsplanen for arten. Siden 2017 har et fåtall individer (voksne og larver) av eremitt blitt satt ut i ett og samme tre årlig. I 2020 ble det for første gang dokumentert etablering her (Endrestøl 2021b). Eikehagen omfattes også av et internasjonalt veteraniseringsprosjekt (Nordén 2013).

Siden lokaliteten er en eikehage med en rekke store og hule eiketrær, vil det ikke være lite enkelt å overvåke/kartlegge denne lokaliteten på samme måte som for Tønsberg gamle kirkegård. Dessuten er ikke trærne organisert på en slik måte (i alléer) at man enkelt kan nummere disse på kart og utvetydig kunne identifisere trær ved hjelp av kart. Det har derfor vært et behov for å gjøre en grundigere kartfesting og beskrivelse av disse trærne (**Figur 8.2**).

I 2021 ble derfor en rekke av eiketrærne ved Søndre Berg merket fysisk med en nummertagg (**Figur 8.3**), og trærne beskrevet etter metodikk brukt i eikekartlegging (se Sverdrup-Thygeson mfl. 2013). Trærne ble koordinatfestet ved hjelp av høypresisjons-GPS. Det viste seg at brukt i skog kan man generelt ikke forvente høyere nøyaktighet enn rundt en meter (se kart). Ved senere kartlegging (etter spredning) av eremitt, samt ved identifisering av behov for skjøtsel, vil man lett kunne kommunisere og identifisere hvilke trær som er aktuelle. Denne kartleggingen er beskrevet i egen rapport (Endrestøl & Often 2022).



Figur 8.2. Eikehagen ved Søndre Berg. Alle nummererte, røde plott representerer et levende eiketre. De gule plottene er andre trær, levende og stående døde (inkludert død eik).



Figur 8.3. Merking av eiketrær i eikehagen ved Søndre Berg. Foto: Anders Endrestøl.

8.2.3 Overvåkingsdesign

Siden eremitt kun finnes på en lokalitet i Norge (om man ser bort i fra utsettingslokaliteten), samt at det på lokaliteten er et begrenset antall trær med grei tilgjengelighet, har man årlig undersøkt samtlige aktuelle trær på kirkegården. Dette er en totalkartlegging av lokaliteten. Samtidig får man bare registrert tilstedeværelse/fravær av arten i trærne. De aller fleste individer av eremitt vil befinne seg inni trærne som larver, gjerne dypt nede i en søyle av vedmuld. Det er derfor ingen god metode å totalkartlegge populasjonen på som ikke forstyrrer arten. Kartleggingen slik den gjøres, gir likevel viktig innsikt i hvilke trær man finner arten i gjennom år, samt at det gir mulighet for en vurdering av tilstanden til de ulike trærne over år. Dette er eksempelvis viktig i forbindelse med kronereduksjon av trærne (som skjer med noen års mellomrom).

På Søndre Berg er det testet ulike måter for datainnsamling (se kap. 8.2.4).

8.2.4 Datainnsamling

Formålet med overvåking av eremitt er å få kunnskap om relativ populasjonsstørrelse og -struktur, samt romlig fordeling av eremitt på lokalitetene, som grunnlag for vurdering av forvaltnings tiltak. Formålet er også å dokumentere og overvåke etableringen av en ny populasjon av eremitt ved Søndre Berg.

Alléen på Tønsberg gamle kirkegård ble kartlagt slik det er beskrevet i Sverdrup-Thygeson mfl. (2011) og Endrestøl mfl. (2012), hovedsakelig ved manuelle søk og bruk av feierkamera.

Det ble også gjort et pilotforsøk med lyd og strømtomograf på et enkelt tre (**Figur 8.4**). Dette er en metode for å måle stammens beskaffenhet med en ikke-invasiv metode. Den består i at man i punkter i stammens omkrets måler gjennomtrengningsgrad for strøm og lyd, og man kan basert på disse resultatene si noe om hvor mye av stammen som er hard ved, råttent ved og hulrom. Det ble tatt fem slike snitt på stammen (10, 60, 110, 160 og 210 cm).

Det ble montert videoutstyr på en hul eikestokk på Tønsberg gamle kirkegård og i treet på Søndre Berg hvor eremittindivider er satt ut (se tidligere resultater oppsummert i Endrestøl 2021b). Det er i tillegg montert tre loggere som logger temperatur og relativ fuktighet i hulheter hvor eremitt er påvist. Disse vil ikke bli avlest før 2022.



Figur 8.4. Undersøkelser av trærnes beskaffenhet med tomografi (lyd og strøm) på ask (nr. 01-01) på Tønsberg gamle kirkegård utført av Innlandet trepleie v/ Harald Smit. Foto: Anders Endrestøl.

8.2.5 Dataanalyser

Videoanalyser

En utfordring med videoanalysene har vært at dette har vært et tidkrevende og delvis manuelt arbeid, ved at man har gått igjennom hele videomaterialet manuelt («minutt-for-minutt»). Ved kontinuerlig videoovervåking av to lokaliteter blir dette en svært ressurskrevende oppgave (Endrestøl 2021b). Det har derfor vært ønskelig å kunne få gjennomfør denne analysen på en mer automatisert måte.

Videooptakene fra 2021 ble først filtrert ved hjelp av et bevegelsesdeteksjonsscript som sammenligner påfølgende stillbilder fra videoen. Stillbildene blir skalert til 495x270px størrelse. Påfølgende pixelverdier (gråskala) fra stillbildene med et sekunds mellomrom blir sammenlignet, og antallet pixler hvor forskjellen er større enn en terskelverdi blir telt for hvert analyserte stillbilde. Ideell terskelverdi varierer litt mellom forskjellige lokaliteter, men i denne rapporten har det blitt brukt mellom 60 og 70 (av 255). Deretter blir korte klipp hentet ut hvor det er detektert endring i mer enn 8 til 10 pixler fra forrige stillbilde. Klippene blir deretter analysert manuelt for å identifisere hva som beveger seg.

8.2.6 Resultater

Kartlegging av eremitt på Tønsberg gamle kirkegård

I 2021 fant vi totalt spor etter eremitt i 22 trær på Tønsberg gamle kirkegård. Det ble ikke påvist spor etter eremitt i noe nytt tre i 2021. Eremitten er derfor påvist i totalt 25 trær på kirkegården, hvorav tre trær hvor den ikke ble gjenfunnet i 2021 (tre 01-08, 07-08 og 10-02). Det ble påvist

ekskremerter i 19 trær, kitin/døde voksne i fem trær, larver i 8 trær (totalt 17 larver) og 7 voksne i ett tre.

Utsetting ved Søndre Berg

Det ble i 2021 samlet inn én voksen hann, samt fire larver fra to forskjellige trær, fra Tønsberg gamle kirkegård, som ble satt ut på Berg fengsel i samme tre som tidligere utsatte individer 4. august 2021 (Endrestøl mfl. 2021b).

Kartlegging av eiketrær ved Søndre Berg

Eikekartleggingen ved Søndre Berg resulterte i at 99 eiketrær ble merket og kartlagt. Hele 86 av disse er omfattet av forskriften om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven uavhengig om de er hule eller ikke (> 200 cm i omkrets). Inkludert synlig hule trær var totalt 89 av 99 eiketrær i eikehagen omfattet av forskriften. Det er svært få små eiketrær i hagen og kun tre av trærne var under 100 cm i omkrets.

Tomograf-undersøkelsene

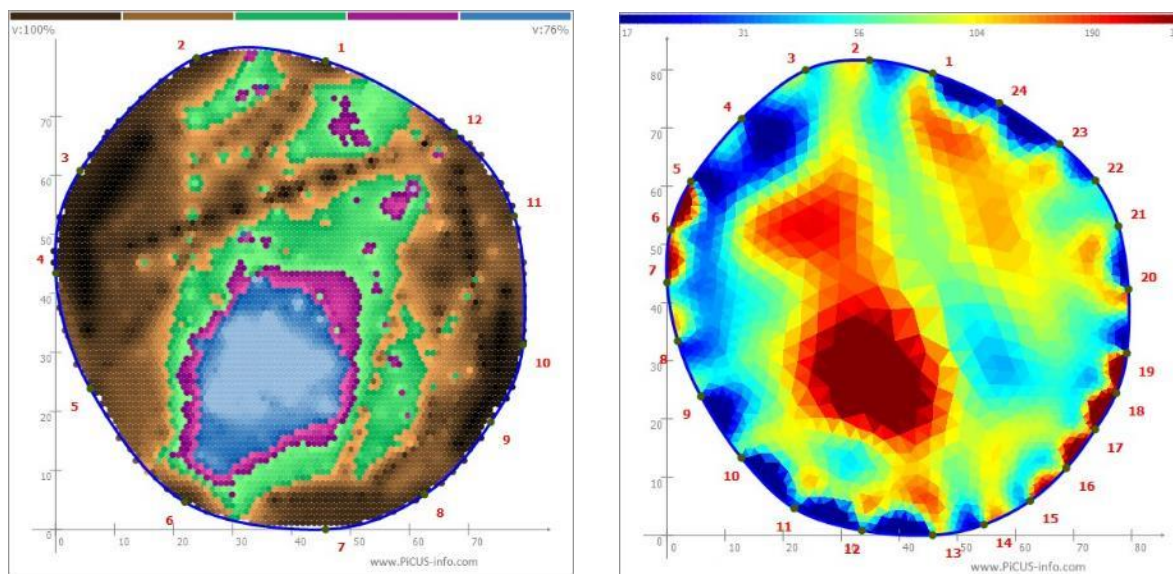
Det ble kun gjort tomografi-undersøkelser av ett tre på Tønsberg gamle kirkegård i 2021 – en ask (tre 01-01, jf. Endrestøl mfl. 2020). Dette er et tre som er hult, men hvor det ikke er åpninger som er store nok for å gjøre fysiske undersøkelser for å eventuelt påvise eremitt. Resultatet av det ene snittet er gitt i **Figur 8.5**. Vi ser at lydtomografien og strømtomografien gir et noe forskjellig bilde, men at treet er hult (blå farge på lydtomografien, mørk rød på strømtomografien). Ved å ta flere snitt på hvert enkelt tre kan man også få dannet 3D-modeller for hvordan de ulike verdiene fordeler seg i stammen.

Tanken med denne type målinger er todelt. Man vil kunne beregne tilgjengelig potensielt habitat for eremitt ved å beregne volumet av muld og hulheter inni trærne. Dette er noe vi i dag ikke har noe kunnskap om. For å kunne gjøre slike beregninger kreves noe mer uttesting og kalibrering av metoden. Vi trenger å gjøre målinger på trær som har så store hulheter at fargeverdiene gitt i **Figur 8.5** kan kobles mot fysiske strukturer inni trærne, da spesielt da hva som skiller muld og åpent tomrom.

Stammen i eksempelet i **Figur 8.5** er trolig egnet som habitat for eremitt. Vi har aldri påvist spor etter arten der fordi det ikke har vært mulig å undersøke. Det var tidligere en liten åpning i stammen, men den er i dag vokst igjen. For å øke tilgjengelig habitat for eremitt på kirkegården kan et tiltak basert på disse undersøkelsene være å lage en åpning i dette treet, slik at eremitt kan kolonisere det (evt. spre seg ut av treet).

Videre kan resultatene bidra til å vurdere stabiliteten av trærne, det vil si hvorvidt det er behov for å beskjære treet (kroneredusere) dersom man antar at treet styrke er for svak for å bære høyden/kronedekket. I dag er beskjæring av trærne gjort delvis på skjønn fra arborist og etter hvor trærne tidligere er beskåret. Flere av trærne er for øvrig trolig sterkt svekket, som kanskje betyr at de burde beskjæres hardere for å hindre brekkasje, noe som igjen er knyttet til sikkerhet for brukere av kirkegården.

Det kan være hensiktsmessig i førsteomgang å ta tomografi på et utvalg trær på alléen (f.eks. 10) og deretter følge opp med de resterende trærne året etter. Da kan man gjenta målingene eksempelvis 5 år senere, og slik sett få et mål på utviklingen av trærne.



Figur 8.5. Eksempel på resultat fra tomograf-undersøkelsene av et asketre på Tønsberg gamle kirkegård. Til venstre en lydtomografi på 60 cm høyde – til høyre strømtomografi fra samme snitt. Blå farge angir hullheter på lydtomografien, mørk rød farge angir hullheter på strømtomografien.

Videoanalyser

Videooptakene ble satt i gang ved Søndre Berg den 28. juli kl. 14.05. To kamera filmet kontinuerlig i litt ulike deler av hulheten (kamera 1 og 2). På grunn av at strømmen ble koblet av, ble opptakene avsluttet 23. august kl 07:41. Dette gav totalt 26 dager, 17 timer og 36 minutter med opptak (641, 5 timer x 2 kamera). Etter automatisert analyse ble dette redusert til 3572 klipp for kamera 1 med en total lengde på ca. 55 timer. For kamera to utgjorde det 2705 klipp med total lengde på ca. 54 timer Disse ble analysert i VLC med 16x hastighet, altså en arbeidsmengde på ca. 3,5 timer pr kamera, inklusive notering av tidspunkter for eremitt.

Eremitt ble observert på kamera 1 ved Søndre Berg første gang 28. juli kl. 18:18:11 (**Figur 8.6**). Dette var før et merket individ (en hann) ble satt ut i treet 4. august 2021. Dette er klar dokumentasjon på at (minst) ett individ av eremitt har overlevd fra tidligere utsetting. Dette individet var tilstede den 28. juli (ca. 5 min) og 31. juli (4 klipp, ca. 7,5 min). Etter utsettingen av et merket individ den 4. august er det dette nyutsatte individet som dominerer på opptakene videre. Den 4. august kl. 20:29:27 er det opptak av to individer samtidig, og umerkede individer kun på enkelte opptak. Det merkede individet var til stede daglig ved flere anledninger frem til 14. august kl. 07:50:26, da den klatrer oppover og forsvinner fra resten av opptakene. For kamera 2 ved Berg ble et umerket individ påvist først 31. juli kl. 11:50. Også her ble det merkede individet påvist daglig fra 4. august til 14. august kl. 07:26:35. Ved et par anledninger i perioden ble både det merkede og et umerket individ sett sammen.

Videoovervåkingen fra eikestokken ved Tønsberg gamle kirkegård ble satt i gang 28. juli kl. 18:59:42 og gikk til 13. oktober kl. 17:33:10. Kun ett kamera filmet kontinuerlig. Dette gav 76 dager, 22 timer og 36 minutter (1846,5 timer). Etter automatisert analyse ble dette redusert til 8253 klipp med en total lengde på ca. 292 timer. Denne er kun analysert fra start til og med 15. august på 16X hastighet i VLC (2,5 time i arbeidsmengde). Om alle klippene skulle vært analysert, ville det utgjøre omkring 2,5 dagsverk, og om opptaket skulle analyseres i sin helhet ville det ta over 2,5 ukesverk (på 16x hastighet). Kvaliteten på opptakene ved Tønsberg gamle kirkegård var av ulike årsaker noe lavere enn ved Søndre Berg (dårligere fokus og en del spindeltev). Det ble satt ut to larver i eikestokken 3. august 2021. Den ene av disse var synlig på video fra 4. august kl. 01:17:50 til kl. 04:44:36. Ellers var det ikke tegn til eremitt i eikestokken.

Basert på erfaringer fra eika ved Søndre Berg, tyder alt på at den automatiske videoanalysen plukker ut de vesentlige videoklippene som er relevante for eremitt (uten at det er gjort en sammenlignet med originalfilene). Utover klipp med eremitt er det naturlig nok mange andre bevegelser som vil bli plukket ut, hovedsakelig andre dyr som edderkopper, skolopendere, skrukke-troll, sommerfugler, snegler, andre biller, og i enkelte tilfeller også bevegelser forårsaket av vind og rusk. De automatiske analysene er forøvrig svært arbeidsbesparende med tanke på tidsbruk og relevant videoanalyse.



Figur 8.6. Et voksent individ av eremitt påvist i eiketreet på Søndre Berg 28. juli 2021. Dette var før utsettingen ble gjort det året, noe som dokumenterer at arten har overlevd fra tidligere års utsettinger.

8.2.7 Anbefalinger for videre overvåking

Populasjonen av eremitt har vært overvåket på Tønsberg gamle kirkegård årlig siden arten fikk utarbeidet en egen handlingsplan (Sverdrup-Thygeson mfl. 2010). Dette har gitt viktig innsikt i eremittens fordeling og utbredelse på Tønsberg gamle kirkegård, samt de løpende behov for skjøtsel. Dette har også beredt grunnen for en avlspilot og en utsetting av arten på en ny lokalitet (se eksempelvis Endrestøl mfl. 2018).

Det er mye vi ikke vet vedrørende eremitt-bestandens tilstand. Vi vet for eksempel ikke hvor stor populasjonen på Tønsberg gamle kirkegård. Dette er det vanskelig å få noe eksakte data på, siden individene befinner seg inni hule trær og har en flerårig livssyklus. Vi vet heller ikke hvor mye tilgjengelig habitat arten har på Tønsberg gamle kirkegård (i volum), foruten i hvilke trær arten påvises i. Vi vet heller ikke tidsperspektivet for hvor langt inn i fremtiden dette habitatet vil være egnet for eremitt. Dette vil en tomografi kunne bidra med å besvare.

Antall individer (larver og voksne) vi påviser på Tønsberg gamle kirkegård er det nærmeste vi kommer et mål på relativ variasjon i populasjonsstørrelsen. Dette har vært brukt som en kontroll på antall individer som overflyttes til den nye lokaliteten hvert år. Vi har tatt ut et beskjedent antall individer årlig (i snitt ett par voksne, og fem larver). I praksis har vi derfor holdt oss til et lavt antall. Man kan for øvrig tenke seg at man får enkelte sterke årsklasser (som vi hadde i 2012 og 2013), som kan gi grunnlag for å flytte flere individer. At man flytter individer årlig vil videre bidra til å forhindre en eventuell innavl, og at det genetiske mangfoldet i populasjonen på Søndre Berg nærmer seg den man har på Tønsberg gamle kirkegård.

Det er viktig å følge opp dette arbeidet på begge lokalitetene for å sikre artens langsiktige overlevelse i Norge. Prosjektet må videreføres i tett dialog med Statsforvalteren i Vestfold og Telemark, kirkegårdsledelsen i Tønsberg og Søndre Berg fengsel.

8.2.8 Kostnader

Kostnader for overvåking er vist i **Tabell 8.1**.

Tabell 8.1. Estimerte kostnader for etablering og løpende overvåking av eremitt.

Aktivitet	Etablering av overvåking	Løpende overvåking	Kommentar, løpende overvåking
Forarbeid	6 t	5 t	Inkluderer avklaringer mot statsforvalter, tilrettelegging av feltutstyr.
Feltarbeid	40 t	40 t	Basisovervåking Tønsberg gamle kirkegård, inklusive utsetting på Søndre Berg.
	150 t	150 t	Tomografi, 10 trær
Datalagring og -analyse	45 t	40 t	Videovervåking, inkl. analyse
Rapportering	40 t	20 t	Rapportering
Reisetid	10 t	10 t	Forutsatt to turer, to personer t/r Oslo Tønsberg
Reisekostnad	10 000	10 000	Inkluderer bil tur-retur Oslo-Tønsberg x 2 (inkl. passasjer tillegg), diett to personer x to dager, overnatting to personer x en natt, samt felttillegg (to personer x to dager).
Utstyr	5 000	5 000	Harddisker (videovervåking), serverleie, temperaturlogger, div.

9 Oppsummering og anbefalinger

I denne rapporten har vi behandlet sju arter og en naturtype, med ulike problemstillinger knyttet til kunnskap rundt aktuelle tiltak. Artene har også ulik livshistorie og økologi, ulike påvirkningsfaktorer og ulike aktuelle tiltak. Det som kjennetegner dem, er at det er arter og naturtyper som NINA har jobbet med i lengre tid, og overvåkingen som er gjennomført, er i hovedsak i tråd med tidligere overvåking (se referanser i de ulike delkapitlene og Evju mfl. 2021b). De ulike overvåkingsprogrammene er igangsatt ut fra ulike premisser og med ulike fagpersoner involvert. Det er derfor lite standardisering mellom metodene, selv om det er fellestrekk i de tilfellene hvor samme fagpersoner/miljø er involvert. I denne rapporten er de ulike casene behandlet separat, og det har ikke vært rom for å forsøke å samkjøre metodikk for analyser eller sammenstille tiltakseffekter på artene og naturtypen som inngår her.

Et fellestrekk ved artene som inngår i rapporten, er at de er sjeldne til ekstremt sjeldne. Generelt er det vanskelig å oppnå tilstrekkelig statistisk styrke i økologisk overvåking, og dette er enda vanskeligere for sjeldne eller fåtallige arter, der utvalgsstørrelsen i utgangspunktet er begrenset av at artene forekommer på en eller noen få lokaliteter, og med få individer på hver lokalitet. Mulighetene for kvantitative analyser av effekter av tiltak – med høy presisjon – er dermed begrenset. Et viktig grep for å få bedre kunnskap er å sikre tidsserier. Dette øker utvalgsstørrelsen gradvis (med nye årlige data) og kan hjelpe oss å forstå variabiliteten i dataene.

En god, standardisert overvåking fordrer langsiktighet i planlegging og finansiering. Per nå finansieres arts- og naturtype-overvåkingen som omtales her, av flere ulike kilder, i hovedsak tilskuddsmidler og fagmidler fra Statsforvalteren – og i 2021 også fra Miljødirektoratet direkte. Dette skyldes blant annet at basisovervåking ofte er en videreføring av handlingsplaner, mens overvåking og kartlegging knyttet til konkrete tiltak har vært finansiert som tilskuddsmidler. I mange tilfeller vil det være fornuftig og mer effektivt å samordne drift og finansiering (og de ulike prosjektene som omhandler samme art/naturtype) til ett prosjekt. Dette gjelder blant annet for samordning av feltarbeid og rapportering, også på tvers av institusjoner. For eksempel er 2021-arbeid på klippeblåvinge og eremitt både rapportert her og i egne rapporter under utarbeiding. Dette er et resultat av at man har kontraktfestede forpliktelser til rapportering gjennom de ulike finansieringskildene. Samtidig er det for disse to artene årlig, de siste 10 årene, utgitt overvåkingsrapporter. Man må derfor avklare og avveie behovet for å videreføre disse «rapportseriene», samt unngå for mye dobbeltrapportering.

Dersom finansieringen dreies fra Statsforvalter til Miljødirektoratet, er det viktig å sikre at den samlede bevilgningen ikke blir lavere enn tidligere og at kontinuiteten opprettholdes. De ulike Statsforvalterne, som har hatt ansvar for oppfølging og koordinering av handlingsplanene for disse artene/naturtypen i lang tid, har i ulik grad fulgt opp overvåkingen av handlingsplaner, men flere har ansett dette som en viktig oppgave, som de også har følt stort eieransvar i forhold til. For å sikre kontinuitet er det derfor viktig å videreføre en god involvering av og samarbeid med Statsforvalteren. Det er også Statsforvalterne som melder inn og avgjør hvilke skjøtselstiltak som får støtte gjennom tilskuddsordningen, og som dermed har oversikt over hvilke tiltak som også bør overvåkes. I prosjektet om elvesandjeger ble en del av årets bevilgning brukt på å finansiere gjennomføring av tiltak på flere lokaliteter enn det som var planlagt med tilskuddsmidler fra Statsforvalteren, nettopp for å sikre et grunnlag for effektovervåking.

En langsiktighet i planlegging og finansiering vil 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. Det vil være nyttig å kunne standardisere innsats – mens metoder for overvåking nødvendigvis må tilpasses arten eller naturtypen som overvåkes. Særlig for insekter, hvor det er stor mellomårsvariasjon, også i habitatstruktur (jf. elvesandjeger og stor elvebredde-kopp), må ulike metoder for innsamling av data (totalkartlegging vs. utvalgsbasert kartlegging, f.eks. med transekter eller ruter) vurderes grundig. En mer systematisk overvåking av habitatkvalitet, inkludert vertsplanter, er imidlertid viktig, og transekt-/eller ruteanalysetilnærming vil være særlig relevant her, som foreslått for prikkrotevinge. Insekter kan respondere på småskala

variasjoner i værskifter i løpet av kort tid. Det er derfor viktig å registrere observasjonsværet på en standardisert måte. Særlig for insekter der metapopulasjonsstruktur er vanlig, bør overvåkingen inkludere lokaliteter også uten observasjoner.

For noen arter og naturtyper vil det å bruke målrettede eksperimentelle forsøk være et nyttig tillegg. Slik kan vi få bedre oversikt over de økologiske og forvaltningsstyrte (tiltakene) faktorene som er årsak til variabiliteten. Elvсандjeger og dragehode er eksempler på arter hvor slike forsøk er nyttige. For åpen grunnlendt kalkmark, som er prioritert for restaurering (Miljødirektoratet 2021), anbefaler vi konkret at Miljødirektoratet planlegger en grundig overvåking på minimum fem av lokalitetene som restaureres i 2022, for å starte en systematisk kunnskapsoppbygging rundt tiltakenes effekt og hvordan utgangsforhold (f.eks. påvirkningsgrad), metodikk (f.eks. fjerningsmåte, art som fjernes) og andre miljøforhold (f.eks. omgivelser, jordsmonnsdybde) innvirker på tiltakenes effektivitet. For de kritisk truede artene vil det være vanskeligere å gjøre slike eksperimentelle forsøk, men langsiktige planer for utprøving av tiltak, som utsetting (eks. klippeblåvinge, eremitt), skjøtsel i nye områder (eks. prikkrutevinge) bør likevel følges opp med artsspesifikke, standardiserte protokoller.

For alle tiltak som gjennomføres, gjelder at en vurdering av tiltakenes effekt bare kan gjøres dersom før-tilstand og etter-tilstand for arten/naturtypen er kjent (altså overvåking, gjennomført med en felles standardisert metodikk) OG tiltakene er tilstrekkelig dokumentert. Dette gjelder ikke minst dersom tiltakene involverer flytting eller introduksjon av individer til nye lokaliteter (se Tingstad & Endrestøl 2021). Det innebærer kartfesting og gode beskrivelser av hva tiltakene innebærer, både hva slags metodikk som er benyttet, og hvor ofte og hvor lenge tiltaket gjennomføres. Bare slik kan vi dra nytte av erfaringene fra overvåkingen og benytte disse erfaringene til å prioritere effektive tiltak for bedre bevaring av truet natur. Dette fordrer også gode protokoller for stedfesting og dokumentasjon av tiltak. Se også anbefalinger for videre overvåking i de enkelte delkapitlene.

Som beskrevet i tidligere rapporter (Evju mfl. 2020a, 2021a), understreker vi behovet for å opprette systemer for dataforvaltning, både for tiltak og effekter. Evju mfl. (2020a, kap. 7.2.5, s. 97) skriver: «*For å sikre at data som innsamles gjennom ulike prosjekter for overvåking av tiltaks-effekter for truede arter og naturtyper, kan ses i sammenheng og bidra til læring og kunnskapsoppbygging, må slike data og resultater sammenstilles og tilgjengeliggjøres i et felles system.*» En slik anbefaling er også i tråd med tiltak 28 i Regjeringens tiltaksplan mot fremmede arter (Klima- og miljødepartementet 2020) og anbefalinger i kjølvannet av evaluering av tilskuddsordningen for bekjempelse av fremmede arter (Magnussen mfl. 2019).

10 Referanser

- Artsdatabanken 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodliste-fornaturtyper>.
- Artsdatabanken 2018b. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedarts-lista2018>.
- Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>
- 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.
- Ekelund, K. 2019a. Honningblom *Herminium monorchis*. Status i Norge. Ekelund Consult Rapport 2019-1. Ekelund Consult.
- Ekelund, K. 2019b. Skjøtselsplan for 3 lokaliteter med honningblom (*Herminium monorchis*) i Ytre Hvaler nasjonalpark, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult.
- Endrestøl, A. 2021a. Kartlegging av larvespinn av prikkkrutevinge *Melitaea cinxia* på Rauer i Fredrikstad kommune i 2015–2020. NINA Rapport 2005. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. 2021b. Eremittens hule – Habitatforsterkende tiltak og videoovervåking av eremitt *Osmoderma eremita* 2014–2020. NINA Rapport 1970. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. (red.), Flåten, M., Hanssen, O., Staverløkk, A. & Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2011. NINA Rapport 837. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2018. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2017. NINA Rapport 1477. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Dahle, A. 2021a. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2020. NINA Rapport 1984. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2021b. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2020. NINA Rapport 1963. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Often, A. 2022. Eikehagen ved Søndre Berg i Tønsberg kommune. NINA Rapport 2074, Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. 2021. Honningblom *Herminium monorchis*. I: 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. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning, s. 29-36.
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020a. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020b. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., 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. 2021b.

- Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning
- 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.
- Evju, M., Olsen, S.L., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Vassvik, L. & Grainger, M. 2021g. Overvåking av dragehode - resultater 2021. NINA Fakta 1-2021. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Olsen, S.L. & Stabbetorp, O.E. 2021d. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. I: 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. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning, s. 9-19.
- Evju, M., Stabbetorp, O.E. & Olsen, S.L. 2021e. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone. I: 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. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning, s. 181-189.
- Evju, M., Skringo, A.B. & Solstad, H. (red.) 2021f. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark 2021–2024. Årsrapport 2021. NINA Rapport 2045. Norsk institutt for naturforskning.
- Fred, M. S. & Brommer, J. E. 2005. The decline and current distribution of *Parnassius apollo* (Linnaeus) in Finland; the role of Cd. *Ann. Zool. Fennici* 42: 69–79.
- Gelman, A. & Carlin, J. 2014. Beyond power calculations: Assessing Type S (Sign) and Type M (Magnitude) Errors. *Perspectives on Psychological Science* 9: 641–51.
- Hanssen, O. in prep. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvebreddeleder *Arctosa cinerea*. 2015-2020. NINA Rapport 1815. Norsk institutt for naturforskning.
- Hanssen, O. & Evju, M. 2021. Elvesandjeger *Cicindela maritima*. I: 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. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning, s. 74-84.
- Hellawell, J.M. 1991. Development of a rationale for monitoring. In: *Monitoring for conservation and ecology*, pp. 1–14. Springer.
- Hoell, G.S. 2021. Tiltak for prikkrotevinge – Vurdering av effekten av skjøtselstiltakene på Rauer, Fredrikstad. Forsvarsbygg rapport 0566/2021/Miljø. 16 s.
- Jensen, F.V. 2001. *Bayesian networks and decision graphs*. Springer, New York.
- Klima- og miljødepartementet 2020. Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025.
- Kravdal, L.I. 2015. En analyse av forhold som påvirker etablering av og egenskaper ved honningblom (*Herminium monorchis*) på Hvaler. Institutt for naturforvaltning. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.
- Kravdal, L.I., Evju, M. & Klanderud, K. 2016. Honningblom *Herminium monorchis* - overvåking av artens tre populasjoner på Hvaler. *Blyttia* 74: 19-26.
- Kursa, M.B. & Rudnicki, W.R. 2010. Feature Selection with the Boruta Package. *Journal of Statistical Software* 36: 1-13. <http://www.jstatsoft.org/v36/i11/>

- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Haugen, I.M.A., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Evju, M., Magnussen, K., Mair, L., Bolam, F.C., McGowan, P.J.K., Vestergaard, K.M., Braa, J. & Rusch, G.M. 2021. Bending the curve: Operationalizing national Red Lists to customize conservation actions to reduce extinction risk *Biological Conservation* 261: 109227. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109227>.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2020. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Vestoppland i 2019. Miljøfaglig Utredning Rapport 2020-15. Miljøfaglig Utredning.
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2021. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Vestoppland og Valdres i 2020. MU-Rapport 2021-19. Miljøfaglig Utredning.
- Legg, C.J. & Nagy, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194–99.
- Magnussen, K., Westberg, N.B., Sandvik, H., Rød, M., Blaaid, R., Hesthagen, T. & Kyrkjeeide, M.O. 2019. Evaluering av Fylkesmannsembetenes og Sysselmannen på Svalbards arbeid mot fremmede arter. Menon-publikasjon nr. 121/2019. Menon Economics.
- May, F. 2021. Mobsim: Spatial Simulation and Scale-Dependent Analysis of Biodiversity Changes. <https://CRAN.R-project.org/package=mobsim>.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Miljødirektoratet 2021. Restaurering av terrestrisk natur – forslag til konkrete prosjekter. Svar på oppdrag fra KLD. Notat.
- Muff, S., Nilsen, E.B., O'Hara, R.B. & Nater, C.R. 2022. Rewriting results sections in the language of evidence. *Trends in Ecology & Evolution* 37: 203-210. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.10.009>.
- Nieminen, M., Nuorteva, P. & Tulisalo, E. 2001. The effect of metals on the mortality of *Parnassius apollo* larvae (Lepidoptera: Papilionidae). *Journal of Insect Conservation* 5: 1–7.
- Nordén, B. 2013. Ekveteranisering vid Søndre Berg, sluttrapport Dec 2013. Rapport til Fylkesmannen i Vestfold. Upubl.
- Scott, J.M., Goble, D.D., Haines, A.M., Wiens, J.A. & Neel, M.C. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3(2): 91-97. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00096.x>.
- Solberg, K.A. 2020. Kartlegging og bekjempelse av hagelupin langs Gaula, i Melhus og Midtre Gauldal kommuner, 2020. MidNat Rapport 4-2020. Midnorsk naturundersøkelse.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2022. Bekjempelse og kartlegging av lupiner langs Gaula i 2021. MidNat Rapport 2-2022. Midnorsk naturundersøkelse.
- Sverdrup-Thygeson, A., Hanssen, O. & Ødegaard, F. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for eremitt *Osmoderma eremita*. NINA Rapport 631. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A.(red.), Hanssen, O., Flåten, M., Staverløkk, A. & Fjellberg, A. 2011. Oppfølging av handlingsplan for eremitt i 2010. Resultater fra kartlegging og øvrige utredningsoppdrag. NINA Rapport 656. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007. Norsk institutt for naturforskning.
- Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning.

- Vågen, S.S. 2017. A three-year population analysis of the red listed musk orchid (*Herminium monorchis*) in South-East Norway. Institutt for naturforvaltning. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.
- 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. 10.1111/j.1095-8339.1998.tb02514.x.
- Öberg, S. 2013. Faglig grunnlag for handlingsplan for stor elvebreddedderkopp (*Arctosa cinerea*). NINA Rapport 984. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, J., Ødegaard, F., Hanssen, O. & Åström, S. 2017. Endring i leveområder for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp ved Gaula. Forekomst og dynamikk av elveører fra 1947 til 2014. NINA Rapport 1314. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S. & Hanssen, O. 2018. Habitatforbedrende tiltak på Langøra N, Stjørdal kommune. Effekt på stor elvebreddedderkopp. NINA Rapport 1566. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S. & Hanssen, O. 2019. Effekt på stor elvebreddedderkopp etter habitatforbedrende tiltak på Langøra N, Stjørdal kommune. Status i 2019. NINA Rapport 1704. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 1 Resultater fra simuleringer av dragehodedata

Simulerte scenarier for oppdagelse av populasjonsnedgang for dragehode, se kap. 2.2.5 for detaljer. Som grunnlag for scenariene har vi valgt enten store ($n=1000$) eller små ($n=250$) utgangspopulasjoner, som enten er tilfeldig eller klumpvis fordelt på lokalitetene. Vi har i tillegg simulert ulike reduksjonsrater som samsvarer med Røddlistas kriterier for rødlisting til hhv. kritisk truet (10 % nedgang over ti år), sterkt truet (5 % nedgang over 10 år) og sårbar (3,3 % nedgang over 10 år).

Her sammenstiller vi først resultatene i tekstform, før figurene for hvert scenario presenteres.

Transektene hadde i scenario 1 (stor utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 10 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 0 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,041$. Rutene hadde i scenario 1 en sannsynlighet for Type I-feil på 93 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 43 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,042$.

Transektene hadde i scenario 2 (stor utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 10 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 7 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,037$. Rutene hadde i scenario 2 en sannsynlighet for Type I-feil på 92 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 24 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,246$.

Transektene hadde i scenario 3 (liten utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 10 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 84 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 0 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,104$. Rutene hadde i scenario 3 en sannsynlighet for Type I-feil på 82 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 10 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,058$.

Transektene hadde i scenario 4 (liten utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 10 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 0 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,103$. Rutene hadde i scenario 4 en sannsynlighet for Type I-feil på 70 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 7 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,197$.

Transektene hadde i scenario 5 (stor utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 5 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 15 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,019$. Rutene hadde i scenario 5 en sannsynlighet for Type I-feil på 96 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 49 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,022$.

Transektene hadde i scenario 6 (stor utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 5 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 13 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,023$. Rutene hadde i scenario 6 en sannsynlighet for Type I-feil på 96 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 22 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,210$.

Transektene hadde i scenario 7 (liten utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 5 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 99 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 0 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,064$. Rutene hadde i scenario 7 en sannsynlighet for Type I-feil på 91 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 19 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,033$.

Transektene hadde i scenario 8 (liten utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 5 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 0 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,069$. Rutene hadde i scenario 8 en sannsynlighet for Type I-feil

på 70 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 7 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,173$.

Transektene hadde i scenario 9 (stor utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 3,3 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 6 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,023$. Rutene hadde i scenario 9 en sannsynlighet for Type I-feil på 97 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 47 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,023$.

Transektene hadde i scenario 10 (stor utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 3,3 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 9 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,022$. Rutene hadde i scenario 9 en sannsynlighet for Type I-feil på 93 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 26 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,160$.

Transektene hadde i scenario 11 (liten utgangspopulasjon, tilfeldig fordeling, 3,3 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 1 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,040$. Rutene hadde i scenario 11 en sannsynlighet for Type I-feil på 93 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 19 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,038$.

Transektene hadde i scenario 12 (liten utgangspopulasjon, klumpvis fordeling, 3,3 % nedgang) en sannsynlighet for Type I-feil på 100 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 5 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,041$. Rutene hadde i scenario 12 en sannsynlighet for Type I-feil på 72 % og en sannsynlighet for Type S-feil på 10 %. Gjennomsnittlig verdi for stigningstallet var $-0,166$.

Kritisk truet

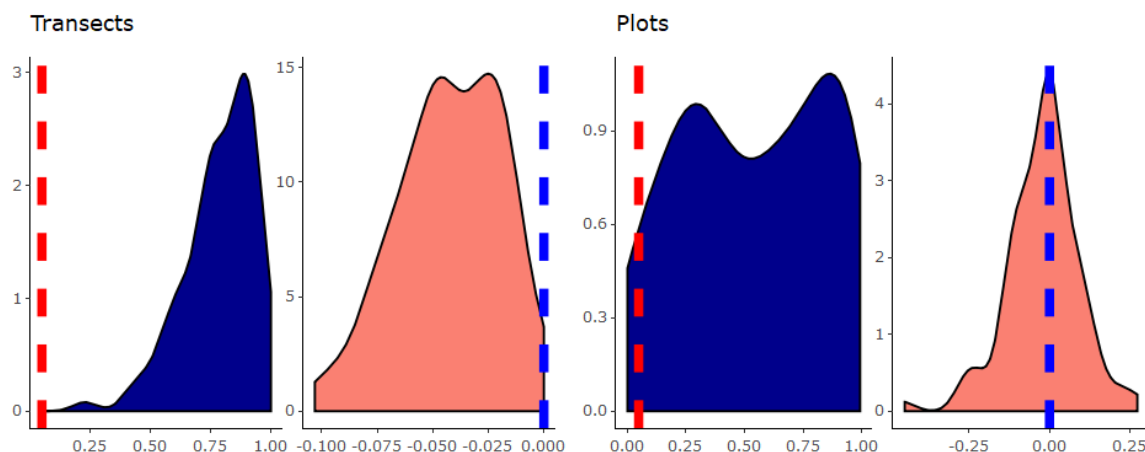


Fig. 1. Scenario 1: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), tilfeldig fordelte individer med en 10 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre)..Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

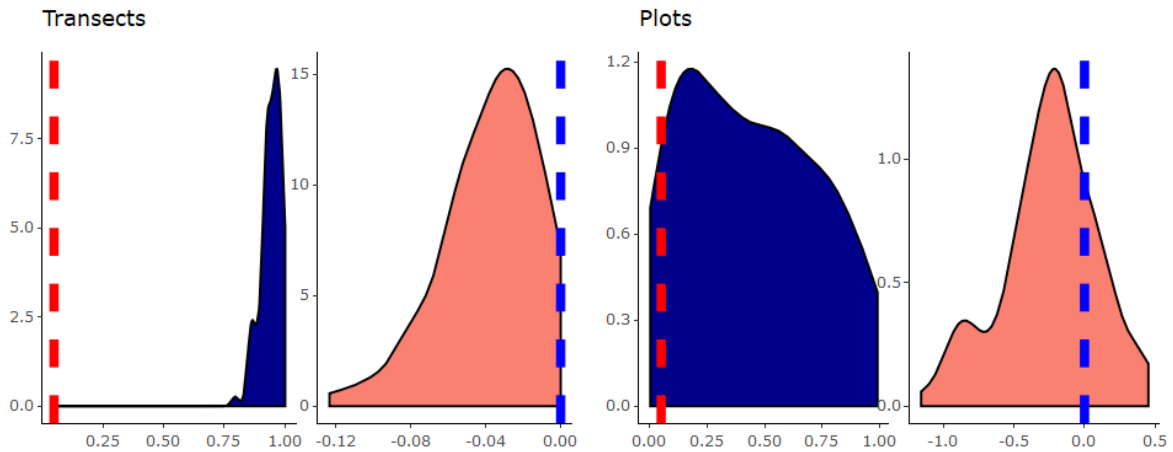


Fig. 2. Scenario 2: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), klumpvis fordelte individer med en 10 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiptet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiptet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

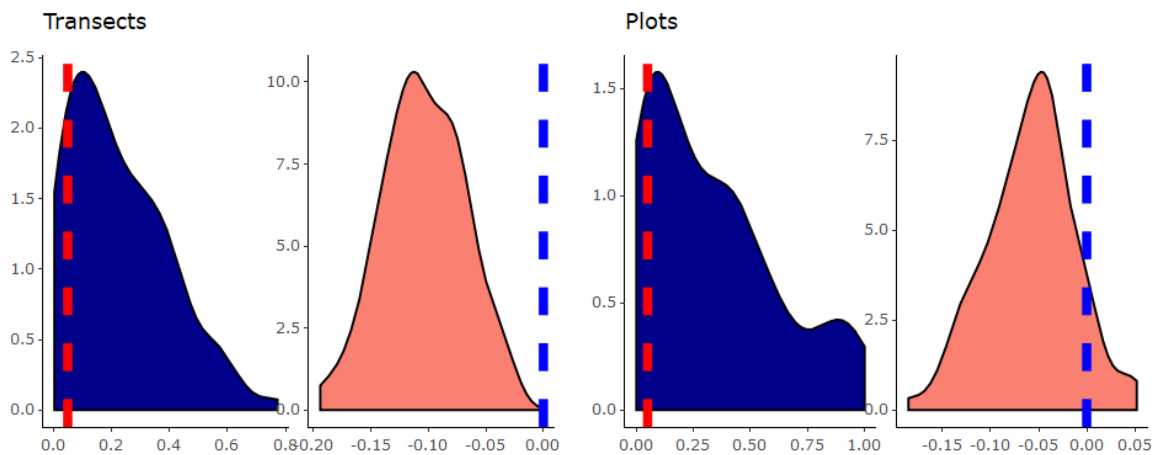


Fig. 3. Scenario 3: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), tilfeldig fordelte individer med en 10 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiptet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiptet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

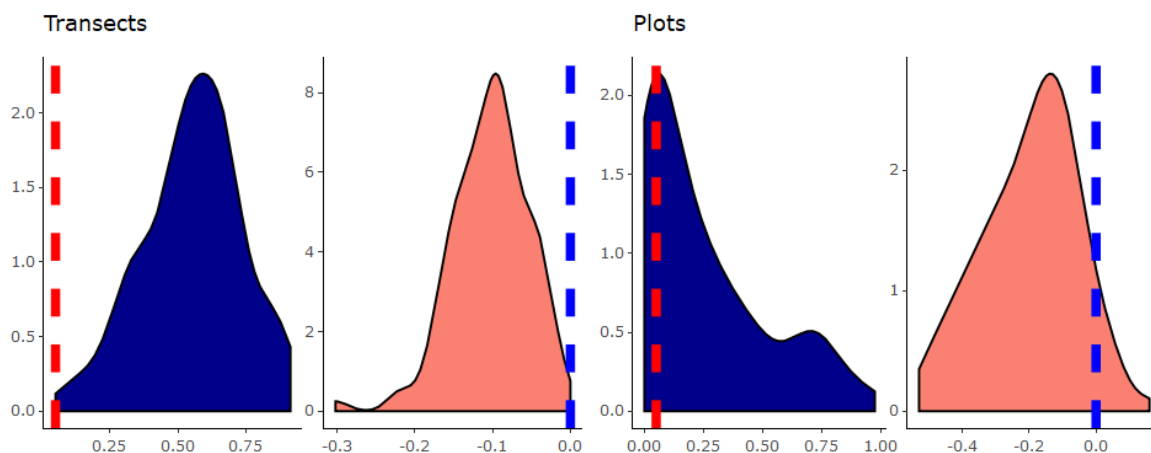


Fig. 4. Scenario 4: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), klumpvis fordelte individer med en 10 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

Sterkt truet

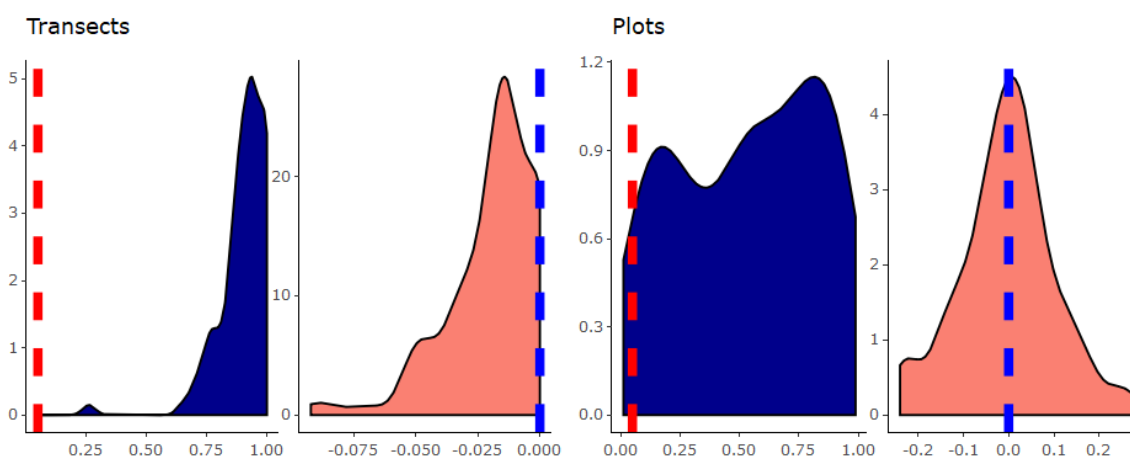


Fig. 5. Scenario 5: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), tilfeldig fordelte individer med en 5 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

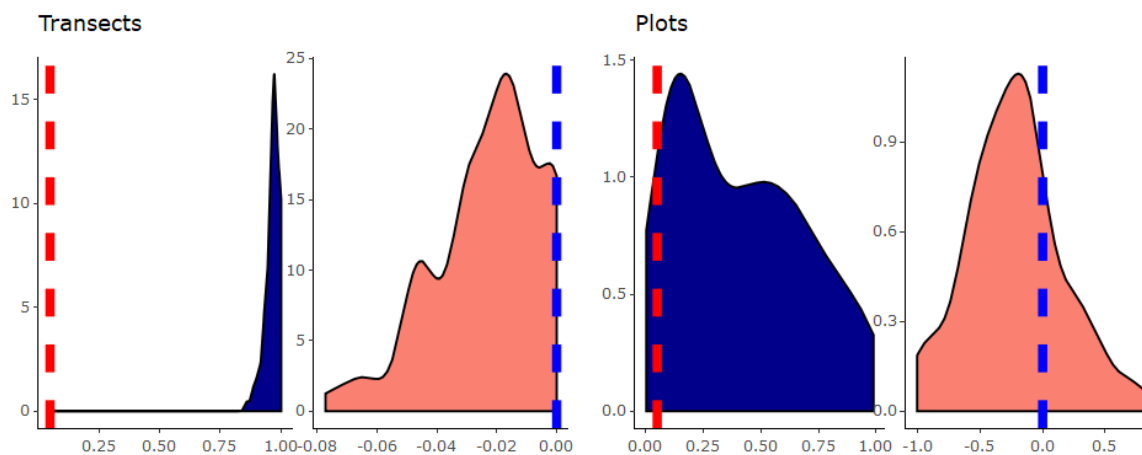


Fig. 6. Scenario 6: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), klumpvis fordelte individer med en 5 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

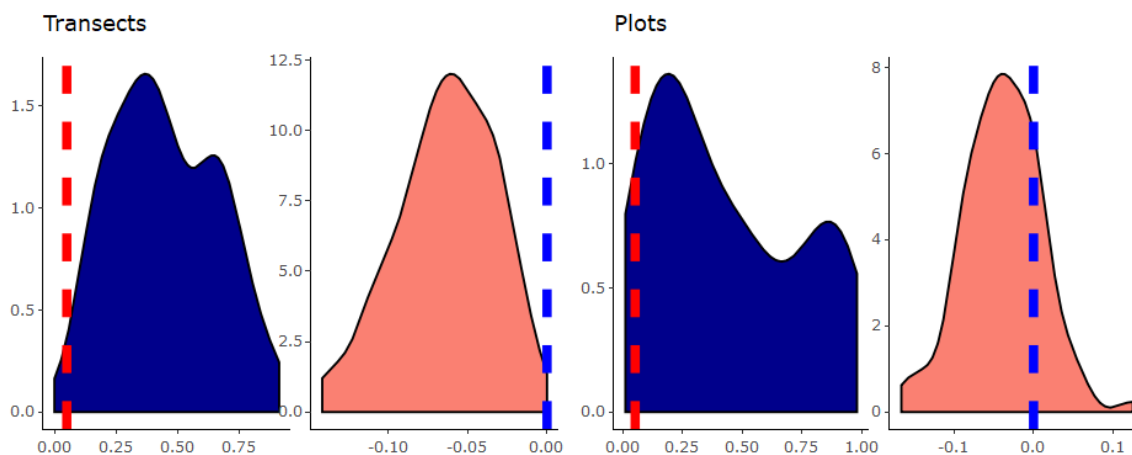


Fig. 7. Scenario 7: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), tilfeldig fordelte individer med en 5 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

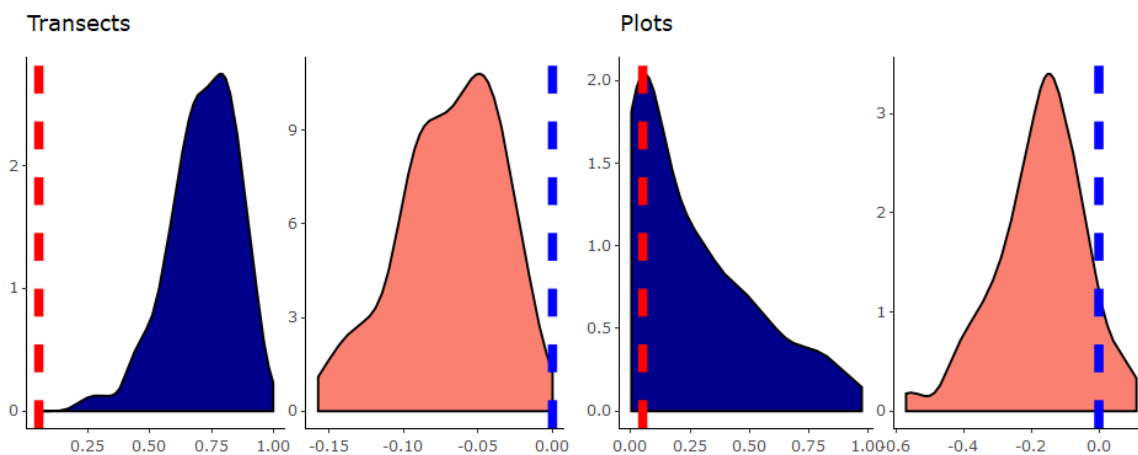


Fig. 8. Scenario 8: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), klumpvis fordelte individer med en 5 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

Sårbar

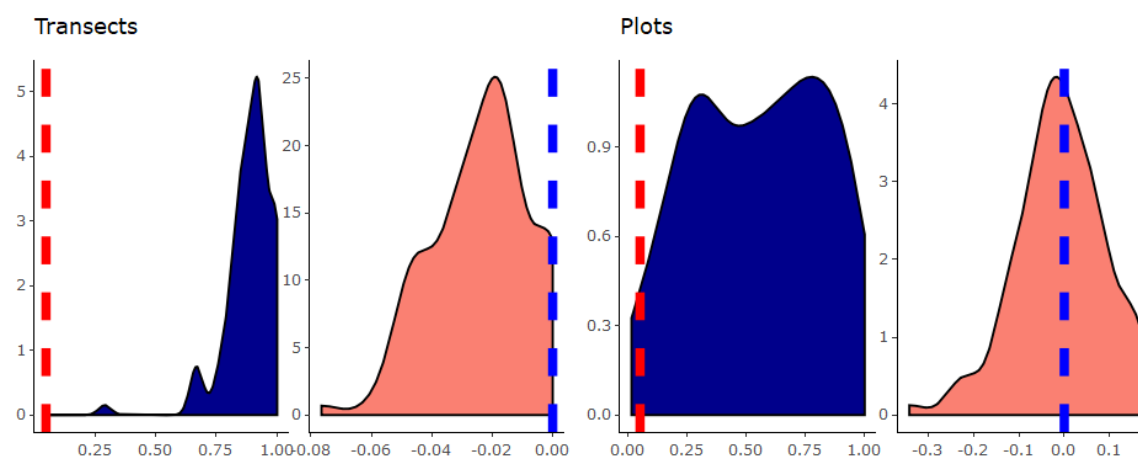


Fig. 9. Scenario 9: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), tilfeldig fordelte individer med en 3,3 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

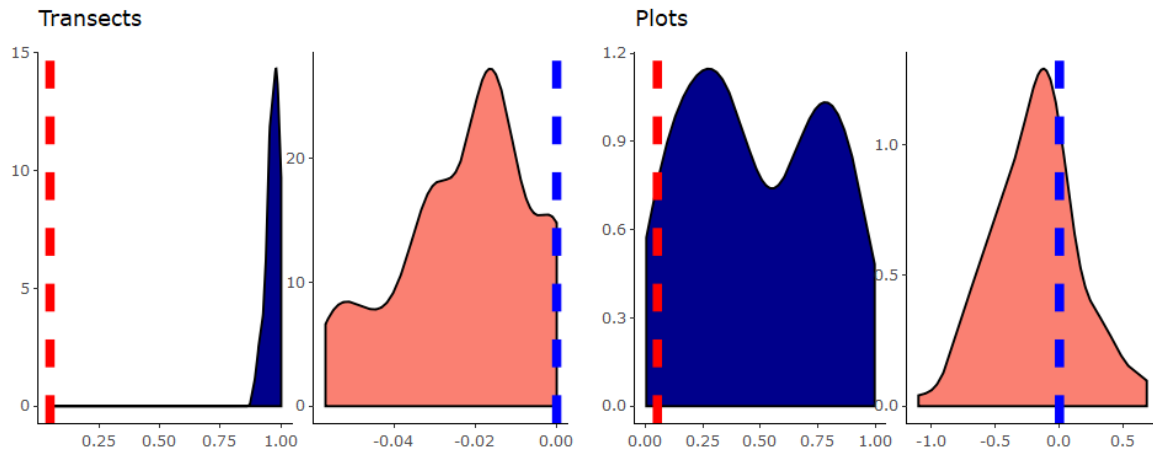


Fig. 10. Scenario 10: Stor utgangspopulasjon ($n=1000$), klumpvis fordelte individer med en 3,3 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

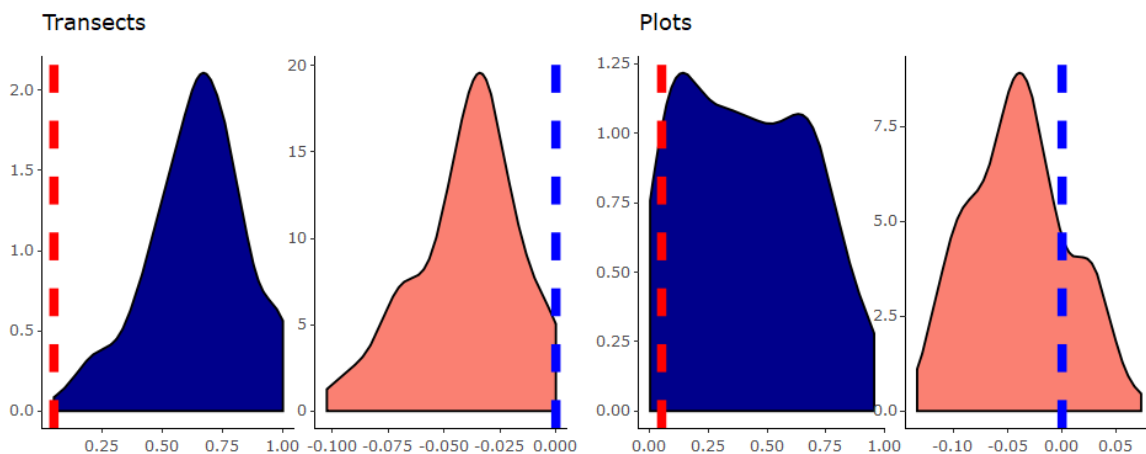


Fig. 11. Scenario 11: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), tilfeldig fordelte individer med en 3,3 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiplet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiplet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

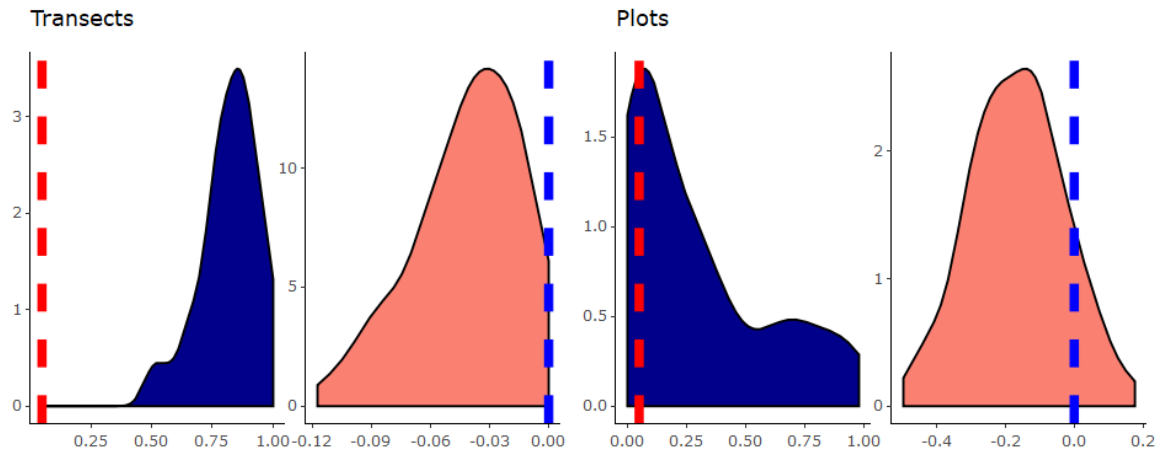


Fig. 12. Scenario 12: Liten utgangspopulasjon ($n=250$), klumpvis fordelte individer med en 3,3 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p-verdier i simuleringene, der rød stiptet linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiptet linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

Vedlegg 2 Forslag til overvåking av effekter av tiltak på dragehode

Denne teksten er hentet fra kap. 6.3 i Evju mfl. (2020a) og er noe avkortet.

Formål med tiltak

En rekke tiltak kan være aktuelle for dragehode. I dette eksempelet velger vi krattrydding. Rydding av kratt er et aktuelt tiltak på lokaliteter hvor bruk har opphørt eller avtatt, og gjengroing med kratt, busker og småtrær har startet. Svenske erfaringer har vist at krattrydding kan ha negative effekter på dragehode, sannsynligvis fordi nedkutting av busker og trær fører til en økt nærings-tilgang i jorda når røttene deres brytes ned (Naturvårdsverket 2007).

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

Definisjonsområde

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

Overvåkingsindikatorer

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

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

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

Overvåkingsdesign

Utvalg av overvåkingslokalitet

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

Avgrensning av overvåkingslokalitet

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

Metodikk for innsamling av data på overvåkingslokaliteten

På overvåkingslokaliteten etableres permanente overvåkingsruter på 1 x 1 m. Utvalgsmetodikken er basert på en systematisk tilfeldighetsmekanisme: Lokalitetens geografiske midtpunkt bestemmes. Fra midtpunktet trekkes åtte transekter til lokalitetens yttergrenser, i himmelretningene N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV (se Karijord 2020). Hver meter av høyresiden av hvert transekt (fra midtpunktet til yttergrensen) er en potensiell overvåkingsrute. Alle potensielle overvåkingsruter undersøkes for dragehode. Det trekkes 10 ruter tilfeldig fra potensielle overvåkingsruter

MED dragehode og 10 ruter tilfeldig fra potensielle overvåkingsruter UTEN dragehode. Utvalgsmetodikken gjør det mulig å estimere forventningsrette verdier for overvåkingsindikatorerne på lokaliteten, samtidig som innsatsen knyttet til å finne igjen overvåkingsrutene er begrenset.

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

Krav til statistisk utsagnskraft

Vi antar at 10 ruter per behandling er nok til å oppdage endringer i overvåkingsindikatorerne, men har ikke benyttet data (reelle eller simulerte) til å undersøke hvor store endringer og med hvor stor sikkerhet endringene kan oppdages.

Hvor ofte bør data samles inn?

Det kan være svært store fluktuasjoner i lokal populasjonsstørrelse. Årlige registreringer er derfor anbefalt. Registreringene bør gjennomføres i dragehodes blomstringstid.

Vedlegg 3 Resultater fra simuleringer av åpen grunnlendt kalkmarkdata

Simulerte scenarier for oppdagelse av populasjonsnedgang for gravbergknapp og populasjons-
øring for en rødlisteart, se kap. 2.2.5 og kap. 3.2.5 for detaljer.

Som grunnlag for scenariene for gravbergknapp har vi valgt store ($n=1000$) utgangspopulasjo-
ner, som enten er tilfeldig eller klumpvis fordelt på lokalitetene, og der vi har simulert en årlig
nedgang på 50 % over 10 år. Som grunnlag for scenariene for rødlistearten har vi valgt små
($n=250$) utgangspopulasjoner, som enten er tilfeldig eller klumpvis fordelt på lokalitetene, og der
vi har simulert en årlig økning på 5 % over 10 år.

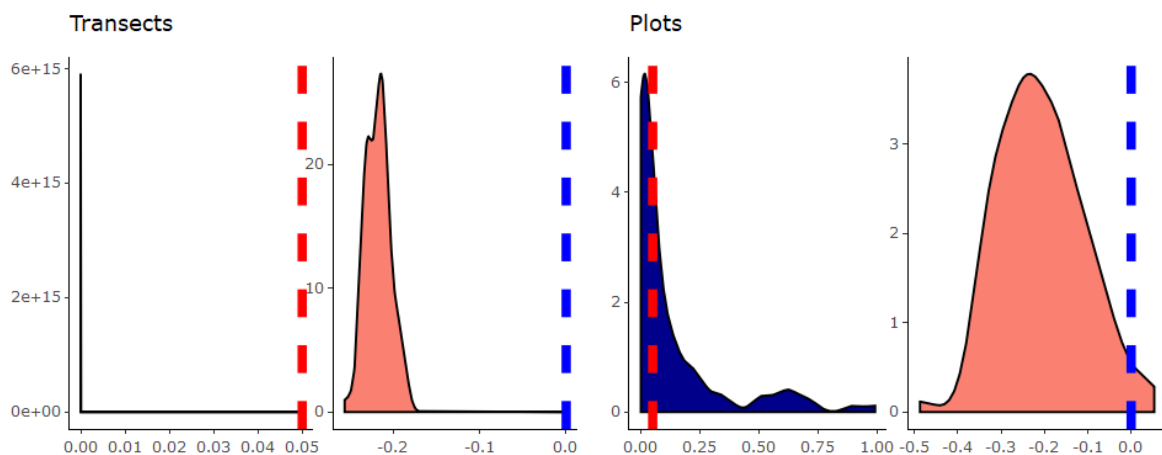


Fig. 1. Stor populasjon av gravbergknapp ($n=1000$), tilfeldig fordelte individer med en 50 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiple linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiple linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

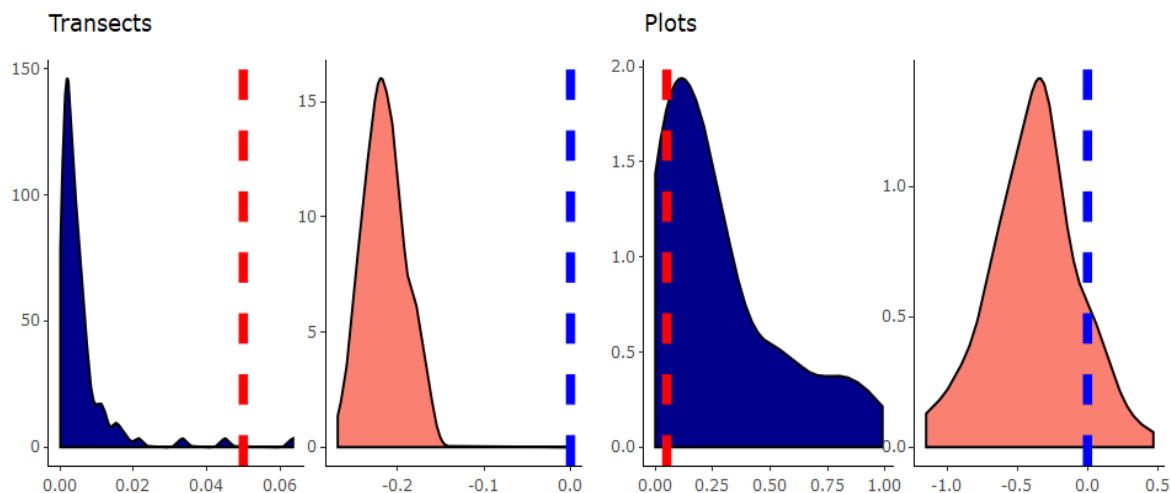


Fig. 2. Stor populasjon av gravbergknapp ($n=1000$), klumpvis fordelte individer med en 50 % årlig nedgang over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiple linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiple linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

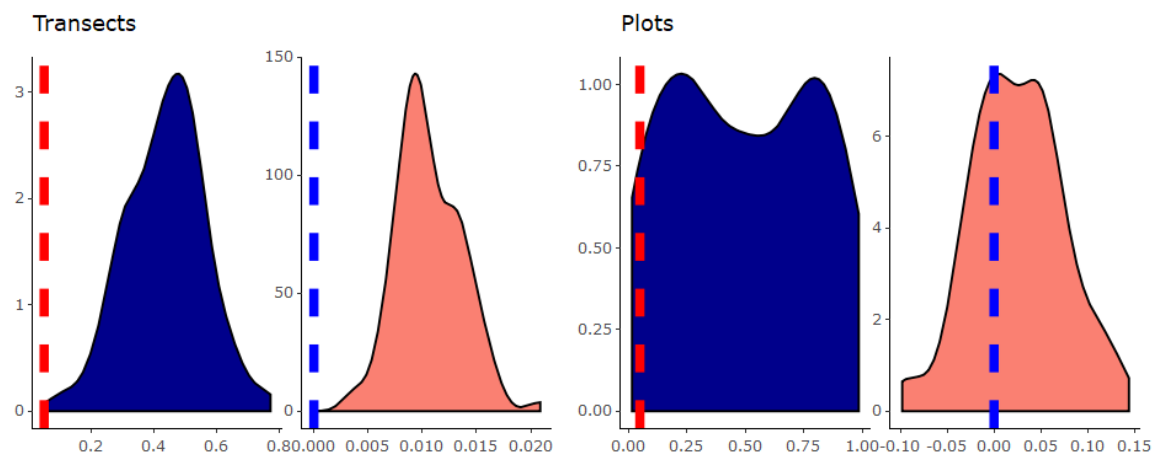


Fig. 3. Liten populasjon av rødlisteart ($n=250$), tilfeldig fordelte individer med en 5 % årlig økning over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiple linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiple linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

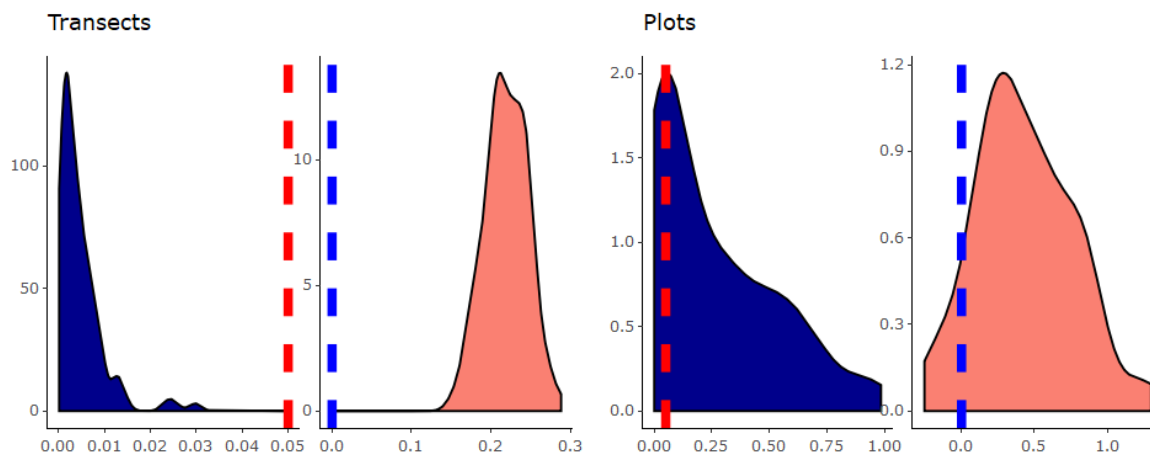


Fig. 4. Liten populasjon av rødlisteart ($n=250$), klumpvis fordelte individer med en 5 % årlig økning over 10 år for transekter (venstre) og ruter (høyre). Blå figur (til venstre) viser fordelingen av p -verdier i simuleringene, der rød stiple linje viser $p = 0,05$. Rød figur (til høyre) viser fordelingen av regresjonens stigningstall i simuleringene, der blå stiple linje viser stigningstall = 0 (ingen trend).

Vedlegg 4 Botaniske registreringer på klippeblåvinge-lokaliteter, Torpbukta

Botaniske registreringer på noen dellokaliteter for klippeblåvinge ved Torpbukta ved Iddefjorden. Følgende dellokaliteter er undersøkt (se også Fig. 1 etter tabellen): **A.** Lilleneset. (80 x 40 m, nesten ned til sjøen. Svært mye bergkvein og røsslyng. Mye oppslag av osp. Spredt småfuru. Fattig); **B.** Kjellvik (80 x 30 m, S-vendte berg. Spredte furu, einer, mye bergkvein); **C.** Steinbruddet S. (Ca 40 x 50 m, steinfylling avgrenser i nord. Skog i S og på oversiden. Kileformet område opp i skogen, litt sva og graskledte hyller.); **D.** Steinbruddet N. (Ca. 80 x 20 m. Brygge avgrenser i N. Grov steinfylling i S. Tett skog av os, einer, furu, sommerek i bakgrunnen. Lysåpne berg mot V. Ca. 55 % av arealet. Her mye lav og mose.); **E.** Monolittbruddet (Flate av steinfylling ut mot sjøen. V-vendt skrent med furu i bakkant. Bort til benker. Ikke kartlagt oppe i skrenten.); **F.** Sveen Ø (område mellom to gruslagte gangveier. Bergrørkveinflate i forgrunnen. Steinfylling dekt med ospektratt. 10 til 10 m høy granittskrent bak. Denne overvokst med svartor, hengebjørk, hegg og osp. Sterkt avvikende område. Her ikke registrert smørbutikk. En god del fremmede arter); **G.** Sveen V. Oppsprukket granittberg. Spredte tresatt med hengebjørk, sommerek, einer og furu. Bratt!). Mengdeangivelse: **1)** ett funn, **2)** få funn (2-5), **3)** Spredt, **4)** vanlig til dominerende. Alle registreringer 29.06.2021 v/ Anders Often & Anders Endrestøl

Art	A	B	C	D	E	F	G
Amerikamjølke						2	
Beitesveve-gr.					1		
Bekkestjerneblom						1	
Bergkvein	4	4	2	4	2		4
Bergmjølke		1					1
Bergrørkvein			1	1	2	4	3
Bergskrinneblom							1
Bergsvineblom	1				1		
Bleikstarr			1				
Bleikstarr					1		
Blåbær				1	1		
Blåknapp				1	1		
Blåmunke	2	3	2				
Blåsveve-gr.					1		
Blåtopp				2			
Bringebær	1	1	1	1	1	2	1
Brunrot				1	1	1	1
Bråtestarr		1					
Burot					1	1	
Bustnype			1				
Dyrket eple		1	1		1		
Einer	3	3	3	4	2		2
Engfiol		1	2	2		1	
Engfrytle						1	
Engkvein					4	1	
Engmarimjelle	1		2	2			
Engrapp s.s.						1	
Engsoleie						1	

Art	A	B	C	D	E	F	G
Engsyre						1	1
Engtjæreblom	1	3	2	2			
Filkongslys			1				
Flerårsknavel		1					
Fredløs						1	
Furu	2	3	3	3	3		3
Følblom		1	1	1			1
Geitrams	1	1	1		1		
Glattveronika						1	
Grasstjerneblom		1					
Grov åkermåne			1				
Gulaks						1	
Gullris	1		1		1	1	1
Gulmaure		1	1	1			
Haredylle					1		
Haremat						1	
Harestarr					1		
Hegg						3	
Hengeaks			1		1	1	1
Hengebjørk		1			3	1	3
Hundegras					1	2	
Hårfrytle							1
Kanadagullris						2	
Kantkonovall							
Kantkonvall	1	2	2	3	1		2
Kattefot					1		
Kjempespringfrø						2	
Kjøtttype		1	2	1			1
Knappsiv			1				
Knegras	1	1	3	2			
Krattmjølke					1		
Krushøymol					1		
Krypkvein						1	
Krypsoleie						2	
Kvassdå						1	2
Kveke						1	
Legeveronika	1	1		2	1		
Lodnebregne			1				
Lundrapp					1	4	3
Lyssiv						1	
Markjordbær			1	1	1		
Mattesveve	1	2	2	1	1		2
Maurarve						1	1
Melbær					1		
Mjødurt						1	
Musestarr				1			

Art	A	B	C	D	E	F	G
Myrmaure				1		1	
Myrrap (cf.)						1	
Olavskjegg			1				
Ormetelg			1	1	2	1	1
Osp	4	1	3	2	2	4	
Paddesiv						1	
Prikkperikum		3	3	2	2	1	3
Reinfann						1	
Rogn		1	1	2		2	
Ryllik		1	2				
Ryllsiv				1	1		
Rødkløver					1		
Rødsvingel					1	1	
Røsslyng	4	2	4	4	2		2
Selje		1	1	1	1		
Sisselrot	1	1		1			
Skjermesveve	2	3	3	3	3	1	1
Skogburkne						1	
Skogrørkvein						1	
Skogsalat		1			1		1
Skogsivaks						1	
Skvallerkål F						4	
Smalkjempe			1				
Smyle	1	1		2	2	1	2
Smørbukk	1	2	2	2	1		2
Småsmelle	2	1	1	2	1		3
Småsyre	3	2	1				1
Sommereik		2	3	2	2	1	3
Spisslønn						1	
Stankstorkenebb							1
Steinnype		1	1	2			
Stemorsblomst		1	1				
Stivdylle					1		
Stornesle						1	
Strandkjempe				1			
Strandløk		1	1	2			
Strandrør						1	
Strandsmelle	1			1	1		1
Svartburkne		1					
Svartor				1	1	3	
Sølvmore					1		1
Tettstarr				1			
Tiriltunge	1	1	1	1	1		
Tofrøvikke			1				
Trollhegg	1	1	2	2			1
Trådrapp					1	1	

Art	A	B	C	D	E	F	G
Tungras					1		
Tunrapp					1		
Tveskjeggveronika						1	
Ugrasarve						1	
Ugrasgroblad					1		
Ugrasløvetann					1	1	1
Vassarve					1		
Vasspepper						1	
Vendelrot						1	
Vivendel			1				
Vårbendel		1					
Vårskrinneblom			1				1
Ørevier					1		1
Åkergråurt					1		

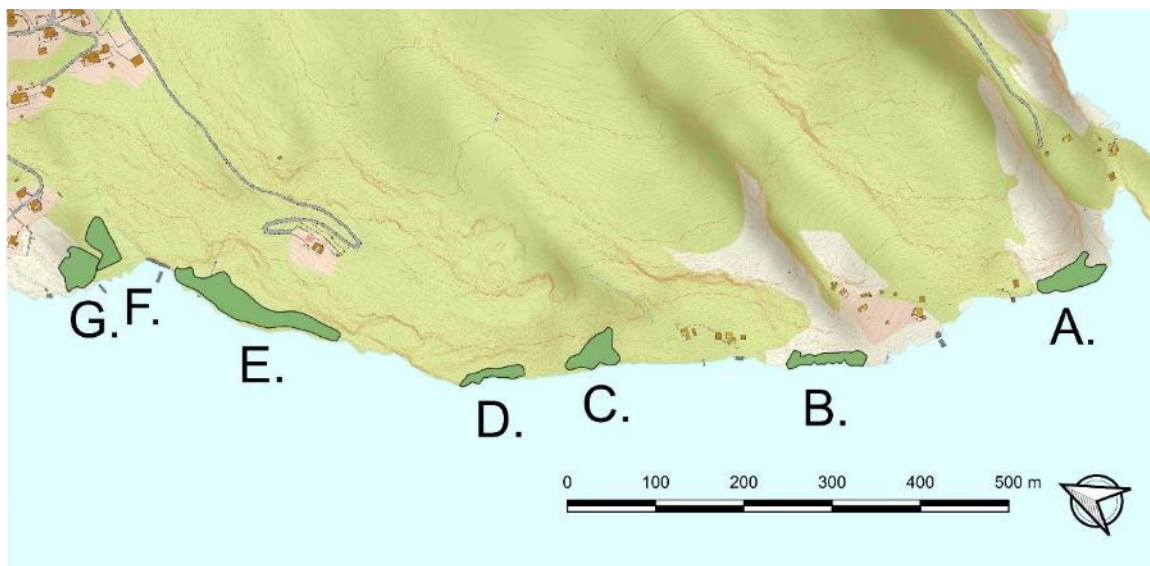


Fig. 1. Botaniske registreringer på noen dellokalteter for klippeblåvinge ved Torpbukta ved Iddefjorden: **A.** Lilleneset; **B.** Kjellvik; **C.** Steinbruddet S.; **D.** Steinbruddet N.; **E.** Monolittbruddet; **F.** Sveen Ø; **G.** Sveen V. Kart: Anders Endrestøl, kartgrunnlag: Norge digitalt.

Vedlegg 5 Botaniske registreringer ved Hov, Halden

Botaniske registreringer gjort ved Hov i Halden kommune i forkant av skjøtsel der. Mengde; 1) få (1-3 individer), 2) spredt, 3) vanlig til dominerende). Alle registreringer 15.10.2021 v/ Anders Often & Anders Endrestøl.

Art	Mengde	Kommentar
Bergmjølke <i>Epilobium collinum</i>	3	
Bergrørkvein <i>Calamagrostis epigejos</i>	1	(kun ved rød bu ved inngang til området)
Blåbær <i>Vaccinium myrtillus</i>	1	
Blåklokke <i>Campanula rotundifolia</i>	3	
Blåmunke <i>Jasione montana</i>	1	
Bringebær <i>Rubus idaeus</i>	1	
Burot <i>Artemisa vulgaris</i>	1	(kun ved rød bu ved inngang til området)
Einer <i>Juniperus communis</i>	1	
Engkvein <i>Agrostis capillaris</i>	3	
Engmarimjelle <i>Melampyrum pratense</i>	1	
Engsoleie <i>Ranunculus acris</i> ssp. <i>acris</i>	1	
Furu <i>Pinus sylvestris</i>	1	
Gauksyre <i>Oxalis acetosella</i>	2	
Gran <i>Picea abies</i> ssp. <i>abies</i>	2	
Gullris <i>Solidago virgaurea</i>	2	
Harestarr <i>Carex ovalis</i>	1	
Hassel <i>Corylus avellana</i>	1	
Hekkspirea <i>Spirea salicifolia</i>	1	(kun ved rød bu ved inngang til området)
Hengeaks <i>Melica nutans</i>	1	
Hengebjørk <i>Betula pendula</i>	3	
Hundegras <i>Dactylis glomerata</i> ssp. <i>glomerata</i>	1	
Hvitkløver <i>Trifolium repens</i>	1	
Høstberberis <i>Berberis thunbergii</i>	1	(ett individ ved bilskrammel)
Hårfrytle <i>Luzula pilosa</i>	1	
Knollerteknapp <i>Lathyrus linifolius</i>	2	
Krossved <i>Viburnum opulus</i>	1	
Legeveronika <i>Veronica officinalis</i>	1	
Lintorskemunn <i>Linaria vulgaris</i>	1	
Lundrapp <i>Poa nemoralis</i>	3	
Markjordbær <i>Fragaria vesca</i>	3	
Mattesveve <i>Hieracium peleterianum</i>	2	
Maurarve <i>Mohringia trinervia</i>	1	
Olavskjegg <i>Asplenium septentrionale</i>	1	
Ormetelg <i>Dryopteris filix-mas</i>	2	
Osp <i>Populus tremula</i>	3	(småplanter)
Parkslirekne <i>Fallopia japonica</i>	1	(kun ved rød bu ved inngang til området)
Revebjelle <i>Digitalis purpurea</i>	1	
Rødhyll <i>Sambucus racemosa</i>	1	(ett individ, røsket opp og fjernet)
Rødkløver <i>Trifolium pratense</i>	1	

Art	Mengde	Kommentar
Sauesvingel <i>Festuca ovina</i> ssp. <i>ovina</i>	1	
Selje <i>Salix caprea</i> ssp. <i>caprea</i>	2	
Sisselrot <i>Polypodium vulgare</i>	3	
Skjermesveve <i>Hieracium umbellatum</i>	2	
Skogburkne <i>Athyrium filix-femina</i>	1	
Skogsalat <i>Mycelis muralis</i>	1	
Smyle <i>Avenella flexuosa</i> var. <i>flexuosa</i>	3	
Smørbukk <i>Hylotelephium maximum</i>	2	(men kun 5 ind. funnet)
Småsmelle <i>Atocion rupestris</i>	2	
Småsyre <i>Rumex acetosella</i> ssp. <i>acetosella</i>	1	
Sommereik <i>Quercus robur</i>	1	
Svaleurt <i>Chelidonium majus</i>	1	
Søtkirsebær <i>Prunus avium</i>	1	
Trollhegg <i>Frangula alnus</i>	1	
Trådrapp <i>Poa pratensis</i> ssp. <i>angustifolia</i>	1	
Ørevier <i>Salix aurita</i>	1	

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 lms 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: 978-82-426-4894-5

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