

2377

NINA Rapport

Overvåking av effekter av tiltak for seks trua arter og en naturtype i 2023

Ruben Erik Roos, Marianne Evju, Anders Endrestøl, Oddvar Hanssen og Megan Nowell



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 seks trua arter og en naturtype i 2023

Ruben Erik Roos
Marianne Evju
Anders Endrestøl
Oddvar Hanssen
Megan Nowell

Roos, R.E., Evju, M., Endrestøl, A., Hanssen, O. & Nowell, M.
2023. Overvåking av effekter av tiltak for seks trua arter og en
naturtype i 2023. NINA Rapport 2377. Norsk institutt for
naturforskning

Oslo, desember 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5181-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig M. Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef, Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-2655|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Kystgeit spiser av rosekratt på Husbergøya, Oslo © Ruben E.
Roos/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

Roos, R.E., Evju, M., Endrestøl, A., Hanssen, O., Nowell, M. 2023. Overvåking av effekter av tiltak for seks trua arter og en naturtype i 2023. NINA Rapport 2377. Norsk institutt for naturforskning.

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold og har satt som mål at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres. For å nå disse ambisiøse målene trenger forvaltningen kunnskap om effekter av tiltak for trua arter og naturtyper. Formålet med denne rapporten er å videreføre pågående overvåking for seks arter og en naturtype: åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikk rutevinge.

Åpen grunnlendt kalkmark: overvåking ble videreført på fire lokaliteter hvor restaurering ble igangsatt i 2022. Det ble etablert ny overvåking på to nye lokaliteter som ble restaurert i 2023. Resultatene hittil viser i hovedsak at restaureringstiltak er gjennomført og bedrer tilstand, f.eks. ble det registrert en reduksjon av busksjikt og fremmede arter på flere av lokalitetene. Et lang-siktig perspektiv er nødvendig for å fange opp om tiltakene har ønsket effekt på naturmangfoldet. Det anbefales tett dialog mellom ulike aktører, dokumentasjon av oppfølgende tiltak og videreføring av overvåkingen i 2024.

Dragehode: overvåking ble igangsatt på én lokalitet for å etablere et startpunkt for å undersøke effekter av tiltaket slått sent på sommeren. Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse, øke habitatkvalitet, overlevelse og rekruttering av dragehode og øke populasjonsstørrelsen lokalt. Overvåkingen vil fange opp hvordan slått påvirker dragehodes populasjonsstørrelse og -struktur, og vegetasjonens sammensetning og struktur. Det anbefales oppfølging med datainnsamling på vegetasjonssammensetning og forekomst av dragehode i 2024.

Honningblom: overvåkingen på artenes fire lokaliteter i Hvaler kommune ble videreført. Populasjonsutviklingen i 2023 varierte mellom lokalitetene, der populasjonen på Skjellvik, der jordsmonnet er dypt og fuktig, hadde et godt år, mens de andre viste nedgang. Nye tiltak kan være aktuelle for å bedre habitatkvalitet og øke arealet for honningblom, særlig på populasjonene med nedgang. For 2024 anbefaler vi videreføring av overvåkingen, at det prioriteres midler til å utvikle protokoll og system for oppformering av honningblom *ex situ*, samt utvidet kartlegging av de fire overvåkingslokalitetene som grunnlag for å identifisere fremtidige utsettingslokaliteter.

Elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp: overvåkingen ble videreført på fire lokaliteter langs Gaulaelva, Trøndelag. Gjentatte flommer sommeren 2023 forårsaket en kraftig reduksjon i de fleste elvesandjegerbestandene, mens stor elvebreddedderkopp virket mer robust mot flommenes effekter. For begge artene virker forekomstarealene med høyest tetthet å fungere som kildepopulasjoner for rekolonisering av nye områder etter storskala forstyrrelser. Luking av (fremmede) gjengroingsarter er et nødvendig tiltak for å opprettholde egnet habitat på sikt, selv om ryddingsarbeidet kan gi kortvarige negative effekter på populasjonene. Vi anbefaler videreføring av overvåkingen av begge arter i 2024. Innsamling av flere økologiske variabler vil forbedre vår evne til å forstå populasjonstrender for artene.

Klippeblåvinge: basisovervåkingen viste at 2023 var et av de beste for arten siden oppstarten i 2010. Skjøtselen som ble igangsatt på Hovsbruddet i 2022, ble videreført i 2023. De fleste pluggplantene av smørbukk som ble plantet i 2022, ble funnet igjen, og noen av plantene ble brukt av sommerfuglen. Imidlertid påvirket tørken i mai og juni plantene sterkt, og det er usikkert om de uttørkede vertsplantene var i stand til å opprettholde full utvikling av larvene. Vi anbefaler at planlegging av fremtidige skjøtsels- og bevaringstiltak koordineres med overvåking av artens utvikling slik at man kan få data på hvordan tiltakene påvirker populasjonene.

Prikkroutevinge: Basisovervåkingen viste at 2023 ble et mindre godt år for prikkroutevinge på Rauer, Fredrikstad. Dette skyldes sannsynligvis varme og tørke under larveutviklingen og forpoppingen, og kulde og regn i flyve-perioden. Vegetasjonsovervåkingen av skjøtselstiltak, som ble startet i 2022, ble videreført i 2023. Skjøtsel i form av slått og krattknusing har gitt lavere vegetasjon, noe som er gunstig for prikkroutevinge. Egnede arealer for prikkroutevingelarver kjenne-tegnes av forekomst av vertsplanten smalkjempe og et høyt antall blomstrende urter og lav forekomst av gjengroingsarter. Overvåkingen bør videreføres i 2024, og en bør vurdere å utvide vegetasjonsovervåkingen til områder som skal ryddes for kratt.

Tidsserier over tiltak og populasjonsutvikling er sentrale for å avdekke effektene av tiltakene på artene og naturtypene, og for å forstå betydningen av andre faktorer, som forsommertørke. Et langsiktig perspektiv på overvåking av trua natur er derfor nødvendig. Miljøforvaltningen bør prioritere å utarbeide maler for dokumentasjon av tiltak og effekter, samt systemer for dataforvaltning, slik at det legges til rette for systematisk kunnskapsoppbygging om effekter av tiltak for trua natur.

Ruben E. Roos (ruben.roos@nina.no), Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestøl@nina.no) og Megan S. Nowell (megan.nowell@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning.....	8
2 Åpen grunnlendt kalkmark	9
2.1 Bakgrunn om naturtypen	9
2.2 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling	9
2.2.1 Metodikk for datainnsamling	10
2.2.2 Beskrivelse av lokalitetene	12
2.3 Dataanalyser.....	22
2.4 Resultater.....	23
2.4.1 Artssammensetning i lokalitetene før restaurering	23
2.4.2 Status og effekter på overvåkingslokalitetene	24
2.5 Anbefalinger.....	33
2.5.1 Anbefalinger for de konkrete overvåkingslokalitetene.....	33
2.5.2 Generelle anbefalinger for restaurering og overvåking i naturtypen	34
3 Dragehode	39
3.1 Bakgrunn om arten	39
3.2 Formål med delprosjektet	39
3.3 Beskrivelse av overvåkingslokaliteten	40
3.4 Datainnsamling	43
3.5 Dataanalyser.....	43
3.6 Resultater.....	44
3.7 Anbefalinger	45
4 Honningblom.....	46
4.1 Bakgrunn om arten	46
4.2 Skjøtsel på overvåkingslokalitetene	46
4.3 Datainnsamling	46
4.4 Dataanalyser.....	50
4.5 Resultater.....	50
4.6 Oppsummering og anbefaling for videreføring.....	56
5 Elvesandjeger	58
5.1 Bakgrunn om arten	58
5.2 Datainnsamling	59
5.3 Gjennomført skjøtsel.....	60
5.4 Dataanalyser.....	62
5.4.1 Bestandsovervåking	62
5.4.2 Effektovervåking	62
5.4.3 Effekter av sommerens flommer.....	62
5.5 Resultater.....	62
5.5.1 Bestandsovervåking	62
5.5.2 Tetthetsfordeling	64
5.5.3 Effekt av lusing.....	67
5.5.4 Effekter av sommerens flommer.....	69
5.6 Anbefalinger.....	73

6 Stor elvebreddedderkopp	75
6.1 Bakgrunn om arten	75
6.2 Gjennomført skjøtsel	76
6.3 Datainnsamling	76
6.4 Dataanalyser	77
6.4.1 Bestandsovervåking	77
6.4.2 Effektovervåking	77
6.5 Resultater	77
6.5.1 Bestandsovervåking	77
6.5.2 Tetthetsfordeling	78
6.5.3 Effekt av lusing	80
6.5.4 Effekter av sommerens flommer	82
6.6 Anbefalinger	83
7 Klippeblåvinge	84
7.1 Bakgrunn om arten	84
7.2 Gjennomført skjøtsel	84
7.3 Datainnsamling	86
7.4 Dataanalyser	86
7.5 Resultater	86
7.5.1 Populasjonsovervåking	86
7.5.2 Effektovervåking	87
7.6 Anbefalinger	89
8 Prikkroutevinge	90
8.1 Bakgrunn om arten	90
8.2 Skjøtsel	91
8.3 Datainnsamling	95
8.3.1 Basisovervåking	95
8.3.2 Effektovervåking	95
8.4 Dataanalyser	97
8.4.1 Basisovervåking	97
8.4.2 Effektovervåking	97
8.5 Resultater	97
8.5.1 Basisovervåking	97
8.5.2 Effektovervåking	99
8.6 Anbefalinger	103
9 Oppsummering og anbefaling for videre arbeid	104
10 Referanser	106
Vedlegg 1 Feltskjema for av åpen grunnlendt kalkmark	111
Vedlegg 2 Feltskjema for dragehode	112
Vedlegg 3 Feltskjema for honningblom	116
Vedlegg 4 Feltskjema prikkroutevinge	121

Forord

I 2021 startet NINA overvåking av effekter av tiltak for et utvalg trua arter, som et FoU-prosjekt finansiert av Miljødirektoratet. Dette prosjektet er videreført og -utviklet i 2022 og 2023 med overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikkroutevinge. Denne rapporten oppsummerer arbeidet med overvåking i 2023.

Gjennomføringen av prosjektet har vært helt avhengig av god dialog med Statsforvalter i Oslo og Viken og i Trøndelag. Takk til Statsforvalterne, Bymiljøetaten i Oslo kommune og Naturrestaurering AS for godt samarbeid om planlegging og overvåking av restaureringstiltak på åpen grunnlendt kalkmark. Et erfaringsseminar i slutten av november arrangert av Statsforvalteren var særdeles nyttig for å utveksle erfaringer og legge til rette videre samarbeid i 2024. I tillegg takker vi Midtnorsk naturundersøkelse, som har gjennomført luking og kartlegging av lupiner på elvesandjegerlokaliteter i Trøndelag, og som har delt data og informasjon. Arbeidet med prikkroutevinge (tiltak og overvåking) har skjedd i nært samarbeid med Forsvarsbygg, som har gjennomført skjøtselen på Rauer. Vi takker også Hans Birger Stensrud, grunneier på Nordre Horgen, for hans samtykke for og godt samarbeid i gjennomføring av skjøtselstiltak for dragehode.

I tillegg til rapportens forfattere har Anders Often (Plantekunnskap Often) bistått med vegetasjonsanalyser på Rauer, og Siri Lie Olsen, Ulrika Jansson, Mathias Andreassen og Jenny Hansen (alle NINA) har bidratt med feltarbeid til andre delprosjekter. Markus Fjellstad Israelsen og Roald Vang (NINA) har bistått med tilgjengeliggjøring av overvåkingsdata.

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

Oslo, 8. desember 2023

Marianne Evju og Ruben E. Roos
prosjektledere

1 Innledning

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold og har nasjonalt en målsetning om at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14 2015-2016). Svært mange trua 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, 2023). Miljøforvaltningen finansierer en rekke tiltak for å bedre utviklingen for trua arter og naturtyper. Som ledd i å øke kunnskapen om tiltakenes effekt på trua natur, satte Miljødirektoratet i 2019 i gang et FoU-prosjekt for å få bedre kunnskap om hvordan overvåking av effekter av tiltak for trua arter og naturtyper kan gjennomføres. Et metodisk rammeverk for overvåking av effekten av tiltak for arter og naturtyper er beskrevet i Evju mfl. (2020a), og strategier for overvåking ble diskutert i Evju mfl. (2021c). Konkrete forslag til overvåkingsopplegg for et sett arter og naturtyper ble utviklet (Evju mfl. 2021a,c), og i 2021 ble overvåking av effekter av tiltak igangsatt for fem arter og en naturtype: honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge, prikkroutevinge og åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (Evju mfl. 2022a). Dette ble videreført i 2022 (Evju mfl. 2022b). Et delprosjekt på arten eremitt inngikk i 2021. Eksperimentelle kartleggingsmetoder og forslag til videreutvikling av effektovervåking ble utarbeidet for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge i 2023 (Roos mfl. 2023).

Det er krevende å designe statistisk sikker overvåking for arter og naturtyper som er svært sjeldne (Evju mfl. 2022a). Utvalgsstørrelsen er ofte i utgangspunktet begrenset av at artene/naturtypene har få forekomster, og artene har også ofte få individer på hver lokalitet. Mulighetene for kvantitative analyser av effekter av tiltak – med høy presisjon – er dermed begrenset. Overvåking av effektene av tiltak er likevel viktig: miljøforvaltningen behov for bedre kunnskap om hvordan ulike tiltak virker, for bedre planlegge og prioritere bruk av ressurser. For eksempel trengs svar på spørsmål som: Hvilken og hvor stor effekt har et gitt tiltak på bevaringsstatus for arten/naturtypen? Har tiltaket negative eller utilsiktede effekter? Varierer effektene av tiltaket med naturforhold, tidspunkt for gjennomføring eller lignende? Har beitedyr f.eks. mer positiv effekt på honningblom i tørrere enn i våtere jord? En solid vurdering av tiltakenes effekt kan bare gjøres dersom før-tilstand og etter-tilstand for arten/naturtypen er kjent samtidig som at tiltakene er tilstrekkelig dokumentert.

Denne rapporten oppsummerer arbeidet med overvåking av effekter av tiltak for seks arter og en naturtype: dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge, prikkroutevinge og åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone. Formålet med prosjektet er å dokumentere effekter av igangsatte og nye tiltak, samt å videreutvikle metodikk og dataanalyse, slik at kunnskapsgrunnlaget om tilstanden for disse trua artene og naturtypen bedres. For dragehode startet ny overvåking i 2023 med kartlegging av vegetasjon før skjøtselstiltak ble gjennomført. For honningblom pågår et eget utviklingsprosjekt om mykosymbionter som vil rapporteres i egen rapport i mars 2024.

Feltsesongen 2023 har vært preget av perioder med ekstremt vær: mai og juni var (ekstremt) tørt i Sør-Norge, mens juli og august hadde mye nedbør, også i Trøndelag (Gangstø mfl. 2023 a,b). Dette har påvirket hver art og naturtype på sin måte, og vi beskriver og diskuterer effektene av ekstreme værforhold i hvert kapittel. Videre beskriver vi hver art og naturtype med bakgrunn for overvåking, beskrivelse og kartfesting av tiltak, overvåkingsdesign, datainnsamling, dataanalyse, resultater og anbefalinger for videre overvåking.

2 Åpen grunnlendt kalkmark

2.1 Bakgrunn om naturtypen

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en naturtype som finnes i åpne områder med kalkrik berggrunn, og den 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, men naturtypen er truet av arealbruksendringer og tilstandsendringer og er vurdert som sterkt truet (EN) på Rødlista for naturtyper (Artsdatabanken 2018). Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone ble utvalgt naturtype i 2020 (Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata).

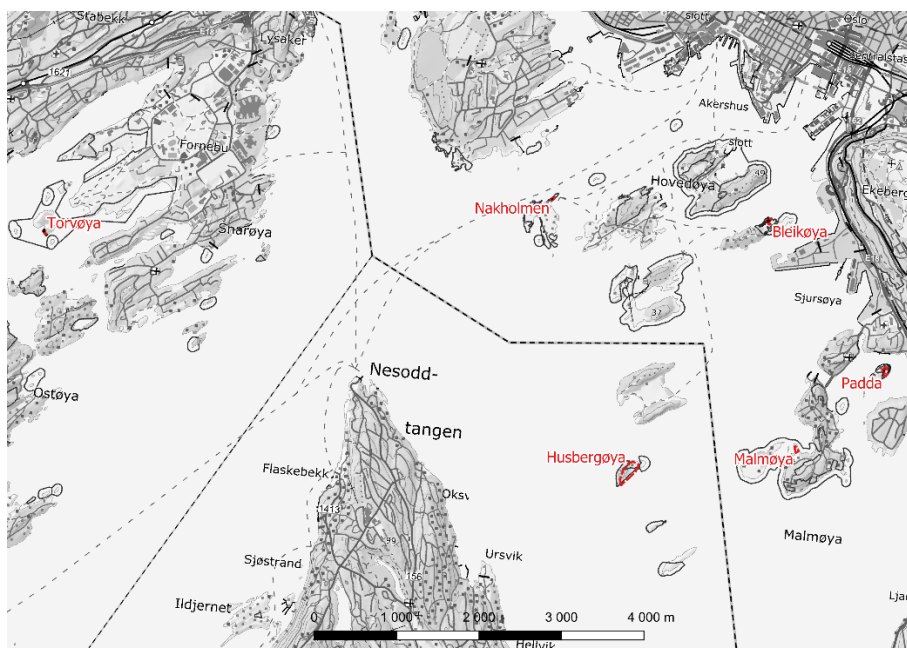
Åpen grunnlendt kalkmark ble prioritert for restaurering i 2022 (Miljødirektoratet 2021), og Statsforvalteren i Oslo og Viken koordinerte oppstart av restaurering i flere lokaliteter i verneområder i 2022 og 2023. Overvåking i disse restaureringsprosjektene gir et godt grunnlag for å øke kunnskapen om effekter av ulike typer tiltak på naturtypens tilstand og arts mangfold.

NINA har hatt regelmessig kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken og med Oslo kommune i hele 2023, og med Naturrestaurering AS, som har ansvaret for gjennomføring av tiltakene på en av lokalitetene. Det ble gjennomført befaringer med Statsforvalter, Oslo kommune, SNO og NINA i april og mai 2023, samt en befaring med Statsforvalter, SNO, Naturrestaurering AS og NINA i juni 2023 på Torvøya, der det ble diskutert både videre oppfølging av igangsatte restaureringsprosjekter og oppstart på nye lokaliteter.

Med utgangspunkt i tildelte midler i prosjektet har NINA i 2023 fulgt opp de lokalitetene som ble etablert i 2022 (Bleikøya, Loffen på Nakholmen, Padda, og Torvøya) og etablert to nye overvåkingslokaliteter i 2023 (på Malmøya og Husbergøya).

2.2 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling

Til sammen inngår nå seks lokaliteter i overvåkingen (**Figur 2.1, Tabell 2.1**).



Figur 2.1. Lokaliteter for overvåking av restaureringstiltak på åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord markert med rød skravering og tekst.

2.2.1 Metodikk for datainnsamling

For å samle inn data for før-tilstand ble følgende protokoll benyttet:

- etablering av faste overvåkingsruter på 0,5 × 0,5 m (10–15, avhengig av tiltaksareal)
- registrering av alle forekommende karplanter i rutene, med dekningsgrad
- registrering av dekning av ulike vegetasjonssjikt (inkl. fremmedarter og problemarter), slitasje, kjørespor og menneskelige objekter i sirkler med 5 m radius rundt hver overvåkingsrute
- forekomst og frekvens av rødlistede karplanter og fremmede karplanter (i kategoriene SE, HI og PH), registrert ved systematisk gange gjennom lokalitetene, med registrering hver 10. eller 20. meter (avhengig av lokalitetens størrelse)

Denne metodikken samsvarer med metodikken som benyttes i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2020b). Feltskjema for datainnsamling er vist i **Vedlegg 1**.

Alle lokalitetene ble også besøkt etter tiltak. Vi relokaliserte alle vegetasjonsrutene med bruk av høypresisjons-GPS. Følgende variabler ble registrert i etterundersøkelsene:

- tiltak i vegetasjonsruten (0,5 × 0,5 m)
 - type tiltak (krattfjerning, tynning av trær, duk, sprøyting): ja/nei.
 - hvis ja, andel av ruten påvirket
- tiltak i sirkelen (5 m radius rundt vegetasjonsrutene)
 - type tiltak (krattfjerning, tynning av trær, duk, sprøyting): ja/nei.
- dekning av fremmede arter i sirkelen
- dekning av problemarter i sirkelen, dvs. fremmede arter med lav økologisk risiko, arter som ikke ble risikovurdert i 2018 (f.eks. syrin), men også andre ugrasarter.
- dekning av vedplanter i hhv. feltsjikt, busksjikt og tresjikt i sirkelen
- dekning av slitasje i sirkelen
- dekning av kjørespor i sirkelen
- menneskelige objekter i sirkelen, med estimat av dekning

På Padda og Torvøya S ble det i tillegg gjort vegetasjonsanalyser i overvåkingsrutene (kap. 0 og 0) ved en av etterundersøkelsene (**Tabell 2.1**).

Tabell 2.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og datainnsamling. Forenklet data innsamling betyr at bare tiltak og tilstand i 5-m sirkelen rundt vegetasjonsrutene er gjennomført. Vegetasjonsanalyser betyr registrering av alle forekommende plantearter med dekningsgrad.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling 2022	Datainnsamling 2023	Kommentar
Bleikøya NR, nord for kløften	Matter med gravbergknapp, samt gjengroing med busker og trær, inkl. hagemispler	2022: Duk som dekker gravbergknapp lagt ut Fjerning av hagemispler og en del andre trær og busker.	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september)	Etter-data (forenklet; oktober)	
Loffen på Nakholmen	Matter med gravbergknapp samt andre fremmede arter	2022: Duk som dekker liten del av gravbergknapp lagt ut. 2023: Supplerende liten duk lagt ut.	Før-data (august) Etter-data (forenklet; september)	-	Ikke prioritert for datainnsamling i 2023, da supplerende duk ble lagt ut seint (slutten av september).
Padda	Gjengroing med hagemispler, samt liguster og andre trær og busker	2022: Fjerning av busker og trær. 2023: Supplerende fjerning av busker og trær. Luking av vinterkarse og andre ugrasarter.	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september)	Vegetasjonsanalyser (juni) Forenklede analyser (oktober)	
Torvøya	Matter med gravbergknapp	2022: Duk som dekker gravbergknapp lagt ut på nordlige delen. Delvis sprøytet på sørlig del. 2023: Sørlig del sprøytet i to omganger.	Før-data (august) Etter-data (forenklet; oktober)	Vegetasjonsanalyser (juni) Forenklede analyser (oktober)	Bare det sørlige området ble undersøkt i 2023.
Malmøya	Gjengroing med trær og busker, særlig syrin, men også hagemispler	2023: Ryddet busker og trær	Ny i 2023	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; oktober)	
Husbergøya	Gjengroing med trær og busker	2023: fem geiter satt på lokaliteten (No-Fence-teknologi) fra slutten av juli til slutten av oktober. Manuell rydding av busker og trær i oktober.	Ny i 2023	Før-data (august)	Geitene hadde beitet en uke da før-undersøkelsene ble gjennomført. Ingen etterundersøkelser pga. små endringer (B.Bredesen pers. medd.) og seint i sesongen.

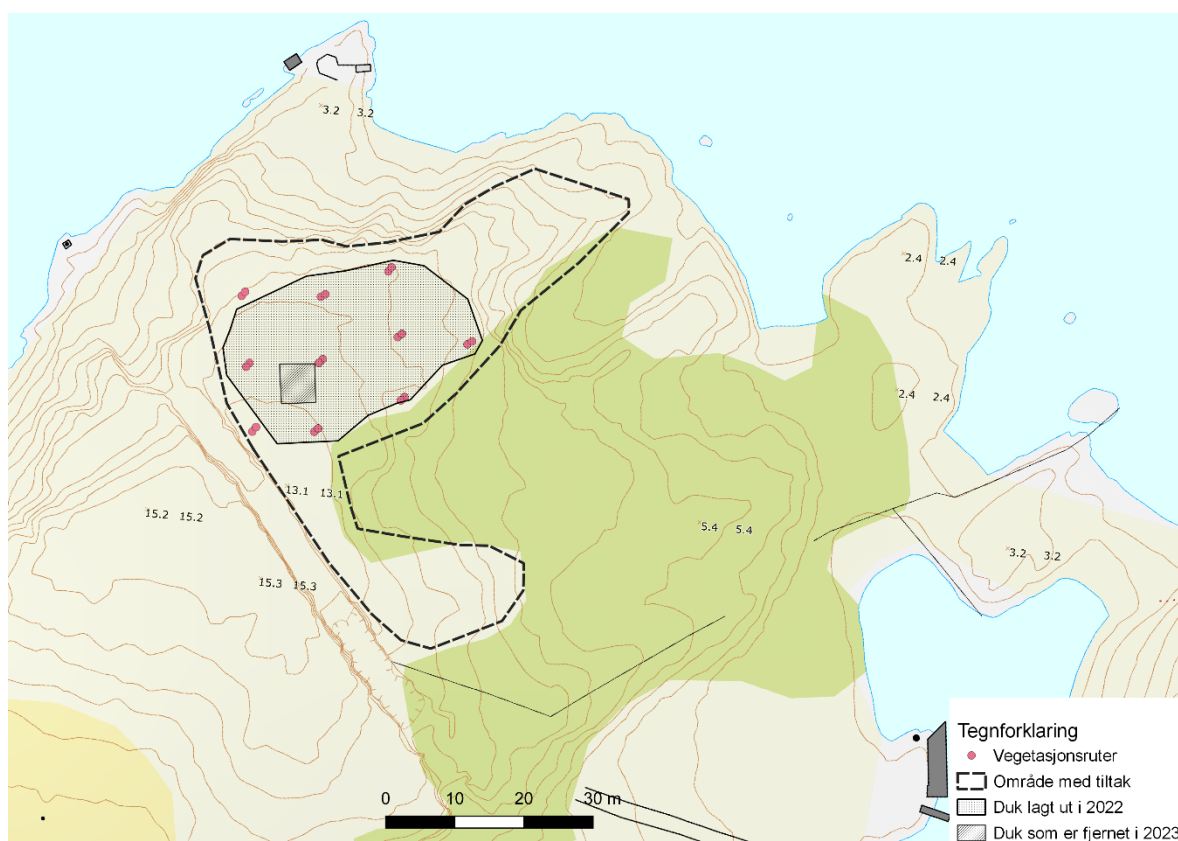
2.2.2 Beskrivelse av lokalitetene

Bleikøya

Overvåkingslokaliteten omfatter en del av Bleikøya naturreservat, som Statsforvalteren og Oslo kommune prioriterte for tiltak i april 2022. Den største utfordringen i tiltaksområdet er gravbergknapp (*Phedimus spurius*), som er vurdert å ha svært høy risiko (SE) på Artsdatabankens fremmedartsliste (Solstad et al. 2023). Området er i tillegg preget av gjengroing med busker og trær, hvorav en god del hagemispelararter (*Cotoneaster* spp.), som er fremmedarter med i hovedsak svært høy risiko (Artsdatabanken 2023). De to stedeagne mispelartene dvergmispel (*C. scandinavicus*) og svartmispel (*C. niger*; NT) forekommer også.

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i juni 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal, men tok også hensyn til topografi på lokaliteten. Området utgjorde ca. 2000 m². De ytterste bratte områdene nær kysten ble unngått, både av hensyn til vår sikkerhet og av hensyn til hekkende fugl. Til sammen 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert og merket med høypresisjons-GPS.

Tiltakene på Bleikøya ble i hovedsak gjennomført i perioden 2. til 26. august av Bymiljøetaten og Vaktmesterkompaniet. Det ble lagt duk (grønn 650 g/m² PWC-presenning) som dekket gravbergknapp (**Figur 2.2**). Duken dekket omtrent 1000 m² og ble sikret med steiner hentet opp fra steinbruddet i området. I tillegg ble det ryddet kratt og busker, også utenfor området der duken ble lagt.



Figur 2.2. Overvåkingslokaliteten på Bleikøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. Det skraverte området viser området som ble tildekket med duk i 2022, mens den lille firkanten viser omtrentlig område der noe duk ble fjernet i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Første gjenbesøk ble gjennomført 30. september 2022. To av de etablerte overvåkingsrutene lå rett i utkanten av det tildekkede området. Det sto igjen ganske mye fremmede mispelarter i deler av området på det tidspunktet. Vi registrerte tiltakene som var gjort, samt variablene knyttet til sirkelene rundt hver vegetasjonsrute (se over).

I løpet av høsten 2022 og sommeren 2023 ble det ryddet noe mer hagemispler i området. Duken ble utbedret (teipet sammen i skjøtene, utvidet i kantene og forsterket med mer stein). Noen deler av duken ble fjernet i september 2023, for å kunne vurdere om én eller to vekstsesonger er nødvendig for å fjerne gravbergknappen, og det ble plantet inn små tuer av stedegen vegetasjon i ett av de avdekkede områdene (**Figur 2.3**).

Andre gjenbesøk ble gjennomført 3. oktober 2023 av Marianne Evju og Jenny Hansen i NINA. Vi registrerte de samme variablene som ved første gjenbesøk, og noterte om det var gjennomført nye tiltak, inkludert aktive revegeteringstiltak, for hver vegetasjonsrute.



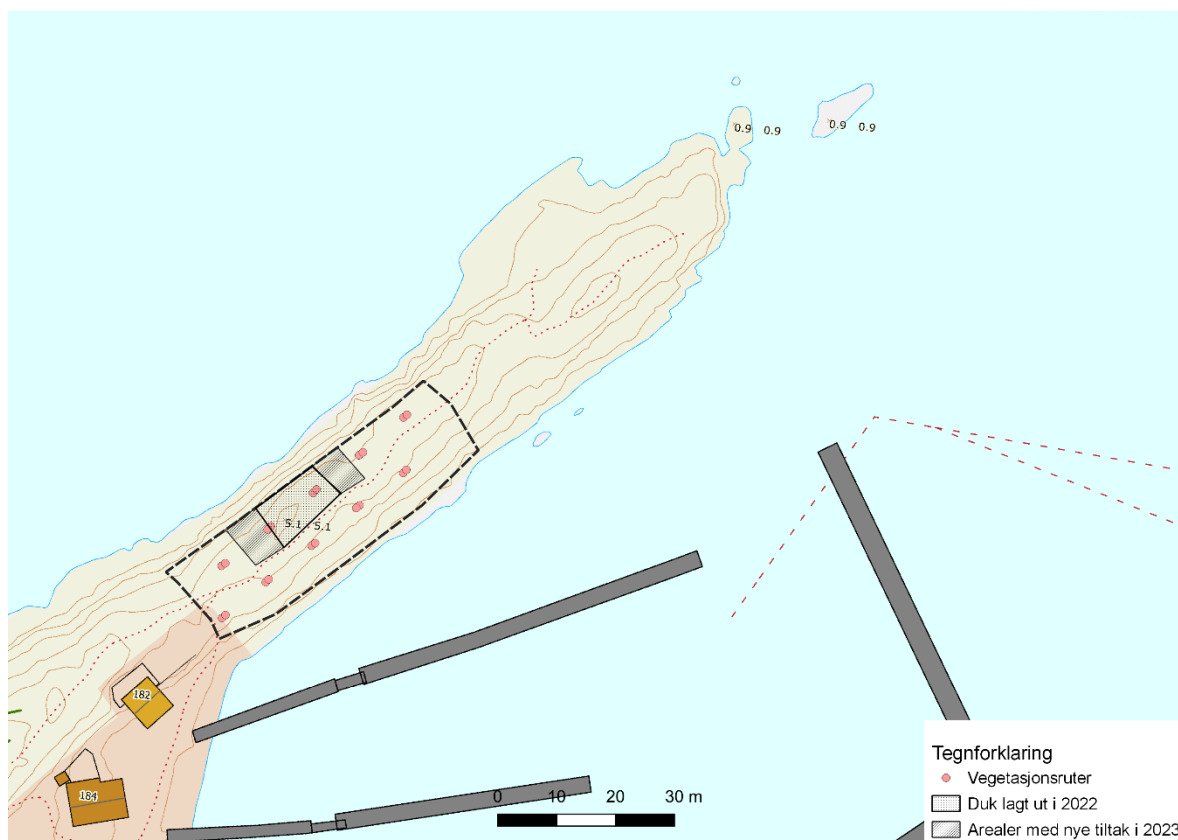
Figur 2.3. Noe duk ble fjernet fra Bleikøya i september 2023. Gravbergknappen var i hovedsak død, men noen nye skudd spirte (venstre). Det ble plantet inn små tuer av stedegen vegetasjon (høyre). Foto: Marianne Evju/NINA.

Loffen på Nakholmen

Loffen på nordsiden av Nakholmen er del av Nakholmen naturreservat. Området har svært høy dekning av gravbergknapp, og det forekommer en rekke andre fremmede arter i tillegg. Loffen er viktig hekkeområde for fugl, og det er i tillegg vindutsatt. Sommeren 2022 ble det derfor bare lagt ut en liten duk, for å høste erfaring med hvilken type bardunering som var nødvendig for at duken skulle bli liggende (B. Bredesen, pers. medd.). Duken ble sikret med bruk av snor, paller og stein. Det ble i tillegg ryddet fremmede arter (utenom gravbergknapp) utenfor det tildekkede området.

Det ble gjennomført kartlegging av moser på lokaliteten i april og august 2023 (Biofokus, på oppdrag fra Bymiljøetaten), der det ble funnet flere trua arter (Brynjulvsrud & Nilsson 2023). Basert på disse funnene ble det bestemt å legge en ekstra duk kant i kant med den opprinnelige duken på sørvestsiden (uten forekomster av trua arter), mens området nordøst for duken ble luket gravbergknapp manuelt, for å ta hensyn til forekomster av trua moser og lav (**Figur 2.4**). Disse ekstra tiltakene ble gjennomført i september 2023.

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i august 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal og utgjorde ca. 900 m². 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert og merket med høypresisjons-GPS (**Figur 2.4**). Det ble foretatt et gjenbesøk i september 2022, men lokaliteten ble ikke prioritert for gjenbesøk i 2023.



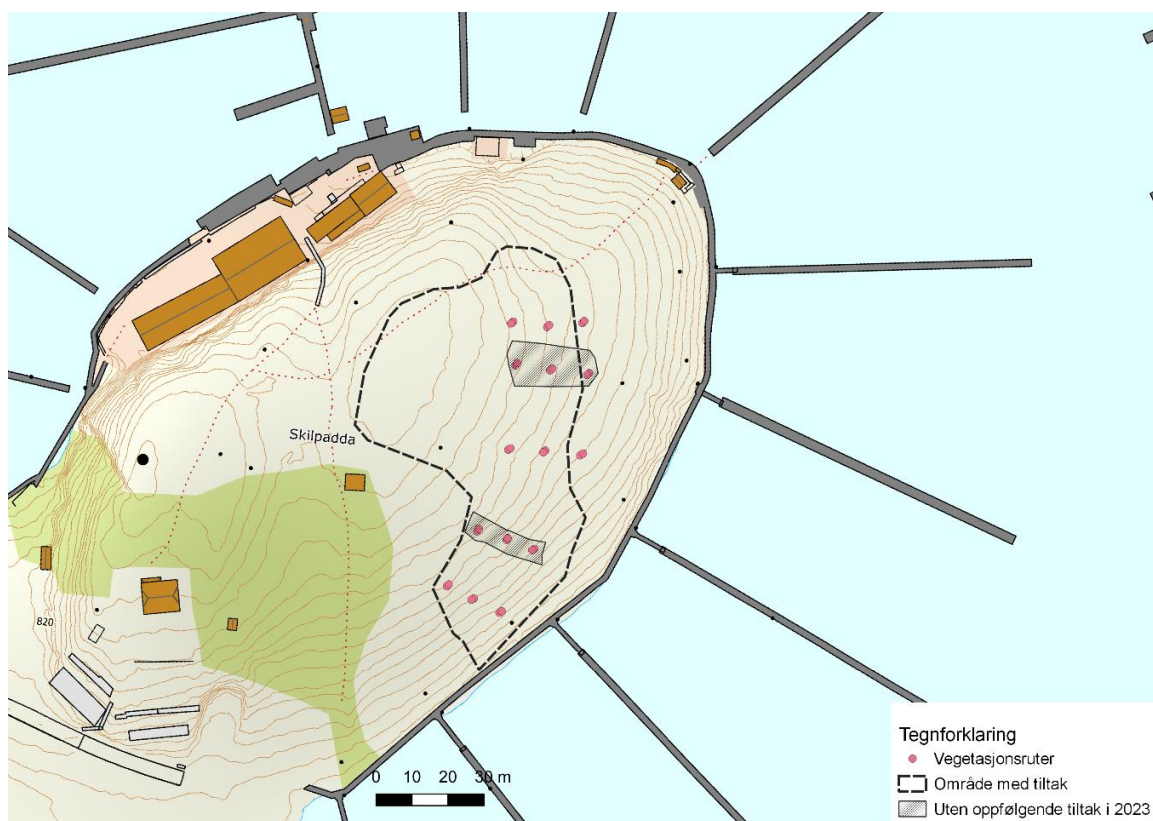
Figur 2.4. Overvåkingslokaliteten på Loffen på Nakholmen. Det skraverte området viser området som ble tildekket med duk i 2022. Den lille firkanten sørvest for denne viser omtrentlig område der duk ble lagt ut i 2023, mens firkanten nordøst ble luket manuelt for gravbergknapp for å ivareta trua moser. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Padda

Tiltaksområdet ligger i Padda plantefredningsområde og omfatter både kalkfuruskog og åpen grunnlendt kalkmark, men store områder er mer eller mindre dominert av kratt og busker. Mange av buskene er stedegne, som liguster (*Ligustrum vulgare*), men det er også en god del fremmede mispelarter. Det er tidligere gjennomført en del skjøtsel på Padda, inkludert rydding av furuforyngelse, hagemispler og berberis (*Berberis vulgaris*), og Padda er også lokalitet for utsetting av dvergtistel (*Cirsium acaulon*, CR; Bjureke & Bredesen 2005). Områdene med åpen grunnlendt kalkmark varierer i tilstand – noen partier er åpne, andre er veldig gjengrodd med busk og kratt. Statsforvalteren og Oslo kommune gjennomførte en felles befarings i april 2022, der de ble enige om det viktigste tiltaksområdet i verneområdet (**Figur 2.5**; K. Bredland, pers. medd.).

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i juni 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b), fra i alt 15 permanent merkede overvåkingsruter (**Figur 2.5**). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal. Området utgjorde ca. 6000 m². Tiltakene på Padda ble gjennomført i perioden 15. august til 1. september av NCC på oppdrag fra Oslo kommune, Bymiljøetaten. Det ble ryddet busker og trær i et stort område, og både vinsj, gravemaskin med klype og skogsmaskin ble benyttet. Noen små områder med gravbergknapp ble dekket med duk, men dette var utenfor området dekket av overvåkingen.

Første gjenbesøk ble gjennomført i september 2022. Da registrerte vi variabler i sirklene rundt vegetasjonsrutene (se kap. 0 og Evju et al. 2022b). Den 25. mai 2023 gjennomførte vi andre gjenbesøk (Marianne Evju, Ruben E. Roos og Mathias Andreasen). Da registrerte vi både vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene samt variabler i sirklene, for å ha et grunnlag for å vurdere behov for og effekt av oppfølgingstiltak. Vi avgrenset to områder, som dekket seks av de femten overvåkingsrutene, der Bymiljøetaten ble bedt om ikke å gjennomføre oppfølgende tiltak (**Figur 2.6**), slik at vi kunne vurdere effekten av oppfølging og behovet for etter-rydding.



Figur 2.5. Overvåkingslokaliteten på Padda. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. De skraverte områdene viser arealene som ble gjerdet inn i mai 2023, der det ikke ble gjennomført oppfølgende tiltak i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Også i 2023 ble det ryddet kratt og trær. Det meste av arbeidet ble gjennomført på toppen av kollen (nordvest; **Figur 2.5**), og tiltakene der fanges ikke opp av overvåkingsrutene. Det er sannsynlig at en del av dette er gjort etter vår befaring 4. oktober (Oslo kommune 2023). Det ble også gjort oppfølgende rydding, særlig av mispler og liguster, i områdene i sørskråningen som ble ryddet i 2022, men i 2023 ble alt arbeid gjennomført manuelt (vinsj, jekk mv.), uten bruk av kjøretøy. Alt plantematerialet ble fraktet ut med lekter. I tillegg ble det luket, særlig hvitsteinkløver,

legesteinkløver og sneglebelg, i september 2023. Til sammen 20 fulle, store sekker ble luket med disse artene. Det ble ikke luket og etter-ryddet innenfor de områdene vi hadde avgrenset (**Figur 2.5, Figur 2.6**). Arbeidet ble gjennomført av Vaktmesterkompaniet på oppdrag fra Bymiljøetaten, Oslo kommune.



Figur 2.6. Noen områder på Padda ble gjerdet inne i mai 2023, og her ble det ikke ryddet/luket resten av vekstsesongen, slik at vi kunne undersøke hvor stort behovet for etterrydding var. Disse bildene viser rute P6 i juni 2022 (A), september 2022 (B), juni 2023 (C) og oktober 2023 (D). Området rundt ruten ble ikke luket i 2023. Foto: NINA.

Et tredje gjenbesøk ble gjennomført 4. oktober 2023 (Marianne Evju og Ruben E. Roos). Vi noterte nye tiltak samt variabler i sirklene rundt hver vegetasjonsrute.

Torvøya

Overvåkingslokaliteten omfatter en del av Torvøya og Bjerkholmen naturreservat. Hovedfokuset for restaureringsarbeidet på Torvøya er å fjerne de store feltene med gravbergknapp på den sørvestre delen av øya. I 2022 ble det gjennomført en felles befarings (se Evju et al. 2022b), og det viktigste overvåkingsområdet, som omfattet omtrent 1000 m², ble avgrenset.

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i august 2022. Til sammen 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert og merket med høypresisjons-GPS (**Figur 2.7**). Fem ruter ble etablert i den nordlige delen av overvåkingslokaliteten, og disse ble dekket med duk i oktober 2022. Fem ruter ble etablert i den sørlige delen av overvåkingslokaliteten, som skulle sprøytes (se detaljer under).

Første gjenbesøk ble gjennomført 18. oktober 2022. Det nordlige området var da tildekket, og vi registrerte dekningsgrad av duk, fremmede arter og vedplanter i sirklene rundt vegetasjonsrutene. Første runde med sprøyting ble gjennomført i deler av det sørlige området samtidig som vi gjorde etterundersøkelser, og det ble derfor ikke registrert endringer i noen variabler. Det ble sprøytet direkte på matter av gravbergknapp. Det ble brukt en 50-50-blanding av Express Gold SX¹ og Roundup², som var tilført klebemiddel (Biowet)³, for å sikre at sprøytemiddelet holder seg på plantene. Blandingsforholdet for en 5 liters ryggsprøyte med sprøytemiddel var ¼ Roundup og ¾ vann, ca. 1 g Express Gold og noen milliliter klebemiddel (Løkken mfl. 2022).

Andre gjenbesøk ble gjennomført 29. juni 2023 (Marianne Evju og Ruben E. Roos). Vi registrerte både vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene og variabler i sirklene, men bare i det sørlige (sprøytete) området, da det ikke var noen endringer i området dekket med duk. Denne registreringen gjorde det mulig å vurdere effekten av en gangs sprøyting på dekningen av gravbergknapp.

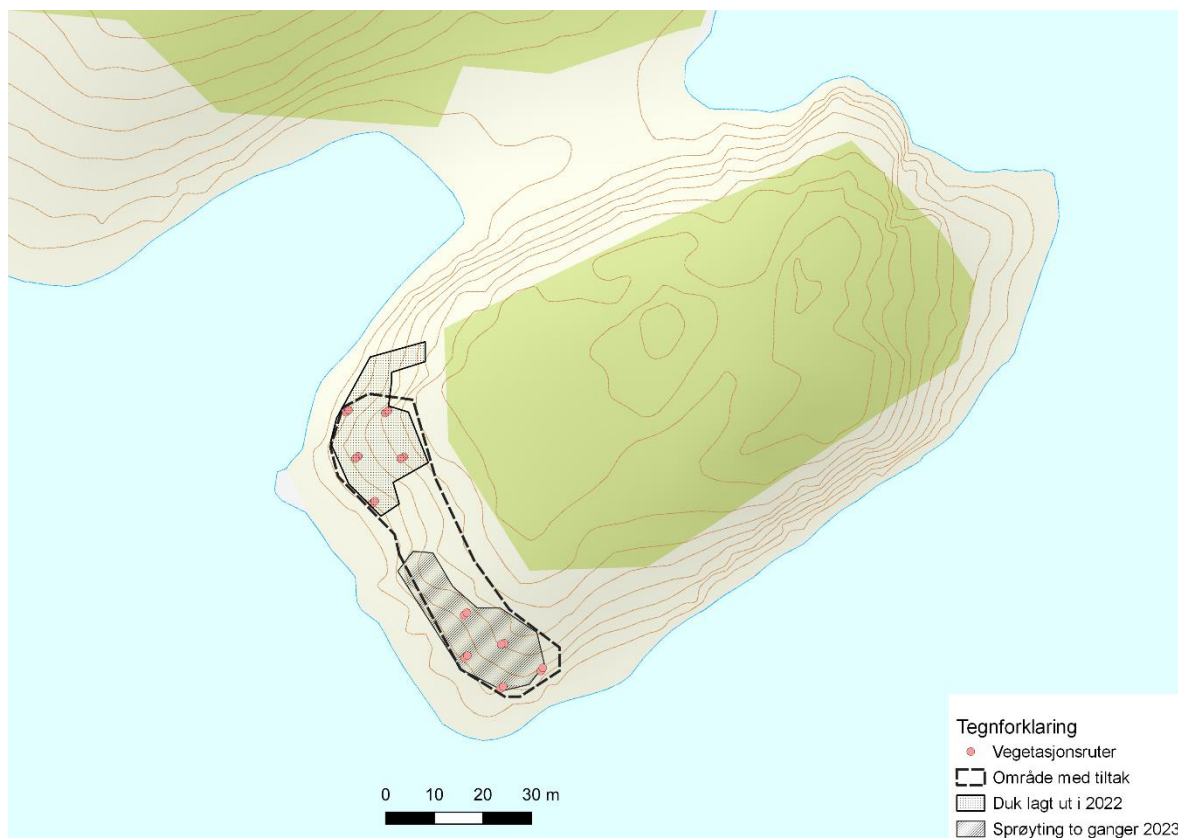
På det nordlige området ble det lagt ut en ekstra duk oppå duken som ble lagt ut i 2022, da man observerte at gravbergknapp spirte under duken. På det sørlige området ble det sprøytet to ganger til direkte på gravbergknapp (18. juli og 17. august). Alle overvåkingsrutene var innenfor det området som ble sprøytet, men ikke alle var sprøytet direkte (lav til ingen dekning av gravbergknapp i selve ruta, men sprøyting i sirkelen).

Tredje gjenbesøk ble gjennomført 3. oktober 2023 av Marianne Evju. Bare variablene i sirklene ble registrert.

¹ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/express-gold-250gr-fmc-61060/>

² <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/roundup-50-l-61930/>

³ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/bygg/klebmidler/biowet-5-l-68814/>



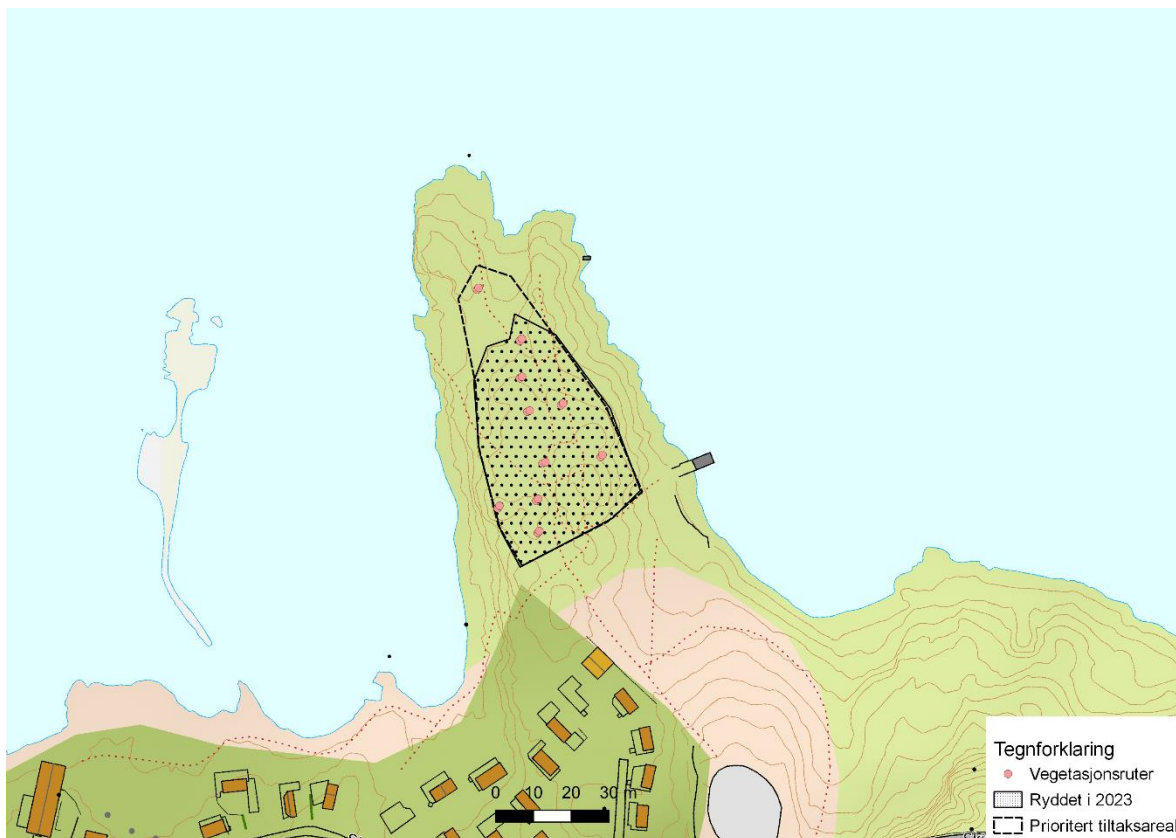
Figur 2.7. Overvåkingslokaliteten på Torvøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. Det nordlige området ble tildekket med duk i 2022, og duken ble liggende hele 2023. Det sørlige området ble delvis sprøytet i oktober 2022 og ble sprøytet to ganger i løpet av 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Malmøya

Restaureringsområdet på Malmøya ligger i Malmøya og Malmøykalven naturreservat, som «er et stort naturreservat på ca. 509 daa, hvorav 274 daa er landareal. Området går sørover langs Malmøyas vestkyst fra Malmøytoppen, omfatter Malmøykalven og strekker seg videre langs kysten, til nordøst for Ormsund roklubb» (<https://faktaark.naturbase.no/?id=VV00000370>). Verneformål er knyttet til verdifulle geologiske forekomster med fossilførende bergarter, samt å bevare et særpreget område med stor variasjon i vegetasjonstyper knyttet til kambrosilurske kalkområder (<https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2008-06-27-687>). Odden i Skinnarbukta er åpen grunnlendt kalkmark i mosaikk med nakent tørkeutsatt kalkberg, men deler av området er sterkt gjengrodde med syrin, hagemispler og en del furu. Området er mye brukt til friluftsliv, og det er et nettverk av stier og en god del slitasje på lokaliteten.

Statsforvalteren, Oslo kommune, SNO og NINA gjennomførte en felles befarings i mai 2023. Det ble diskutert ulike løsninger for restaurering, og det viktigste tiltaksområdet ble avgrenset (**Figur 2.8**). Området utgjorde ca. 2000 m².

Innsamling av data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble gjennomført 3. august 2023 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Vi la forsøksvis ut ett langt transekt fra den innerste delen av tiltaksområdet ut til spissen av odden, men pga. tett buskas var det vanskelig å legge transektet rett. Langs transektet etablerte vi vegetasjonsruter med 10 m avstand, totalt sju ruter, mens tre supplerende ruter ble lagt øst og vest for transektet, innenfor tiltaksområdet. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.8**) og analysert som beskrevet i kap. 2.2.1.



Figur 2.8. Overvåkingslokaliteten på Malmøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak skal gjennomføres, mens det skraverete området viser hva som ble ryddet i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Tiltakene på Malmøya ble i hovedsak gjennomført i september-oktober 2023 av Vaktmesterkompaniet. Syrin, anslagsvis 100 m², ble kappet ned og stubbene og eventuelle gjenværende blader ble penslet med glyfosat i begynnelsen av oktober. Busker, i hovedsak mispler, men også noe liguster og unge løvtrær, ble dratt opp med rota. Det ble i hovedsak brukt vinsj, men også jekk, rothakke og spett. I tillegg ble det kappet en del ungfuru. Planteavfallet ble fraktet til parkeringsplassen og kjørt vekk. Det ble også gjennomført bekjempelse av russesvalerot innenfor området (luking).

Vi gjennomførte en befaring den 4. oktober (Marianne Evju og Ruben E. Roos), der vi noterte tiltak samt variabler i sirklene rundt hver vegetasjonsrute (**Figur 2.9**).



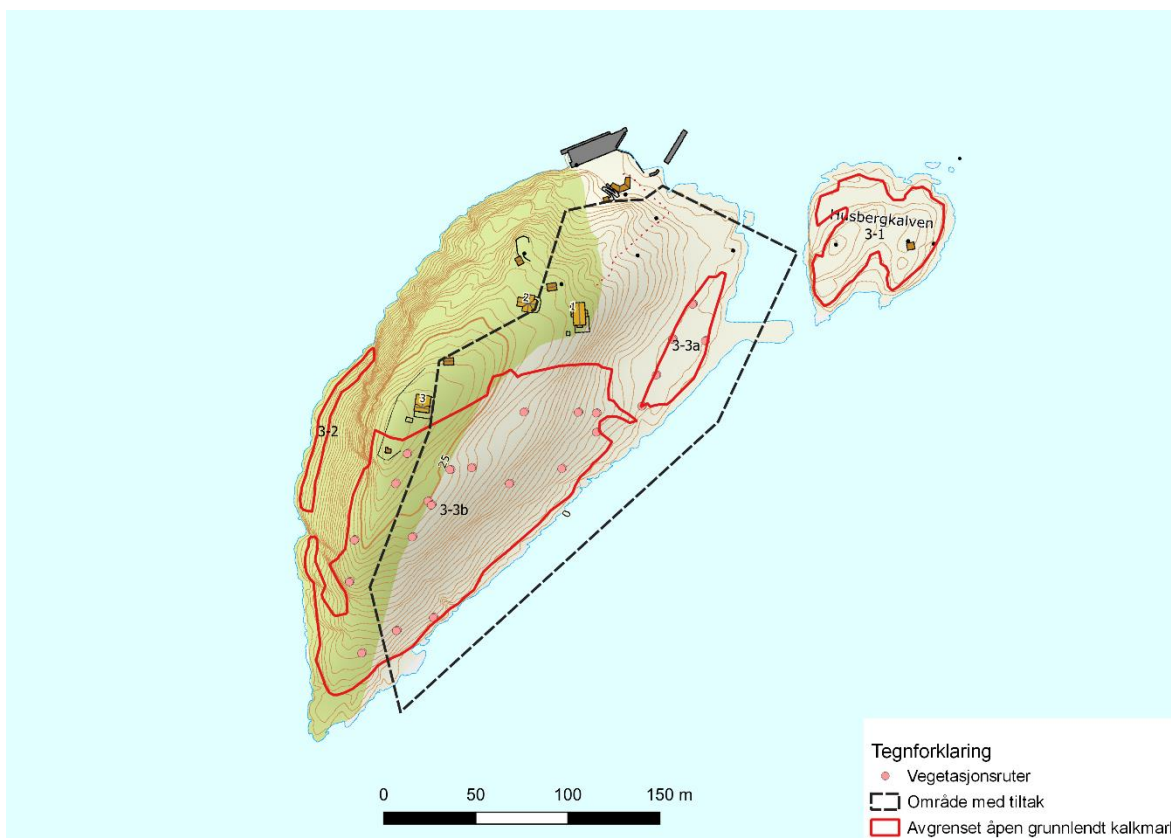
Figur 2.9. Før-etter-bilder av lokaliteten på Malmøya, der store syrinkratt og hagemispler er ryddet. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Husbergøya

Restaureringsområdet på Husbergøya ligger i Husbergøya naturreservat. Øya er «en typelokalitet for en geologisk formasjon som kalles Husbergøyformasjonen og består av kambrosilurbergarter» (<https://faktaark.naturbase.no/?id=VV00002670>). Verneformål er å bevare geologisk og biologisk mangfold i form av naturtyper, arter og naturlig økologiske prosesser. En del av øya er skogbevokst, mens østskråningen og Husbergkalven er åpen grunnlendt kalkmark. Det er en god del gjengroing av den åpne grunnlendte kalkmarka på Husbergøya, i hovedsak av stedeagne arter som roser, berberis og andre løvtrær, men dels også med hagemispler. I noen mindre områder forekommer også gravbergknapp.

Statsforvalteren, Oslo kommune og NINA gjennomførte en felles befarings i april 2023. Det ble diskutert ulike løsninger for restaurering, og det viktigste tiltaksområdet ble avgrenset (**Figur 2.10**). Området utgjorde i overkant av 30 000 m².

Innsamling av data på arts mangfold og tilstand før tiltak ble gjennomført 31. juli og 1. august 2023 av Marianne Evju, Ruben E. Roos og Heidi Solstad (Multiconsult AS). Lokaliteten inngår også i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark, og datainnsamling ble samkjørt mellom de to prosjektene. Først ble polygoner av åpen grunnlendt kalkmark avgrenset (**Figur 2.10**). Deretter etablerte vi vegetasjonsruter i de områdene som var omfattet av tiltak. Vi benyttet metoden som brukes i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2020): For å finne posisjonen for vegetasjonsrutene ble et rutenett på 10 × 10 m konstruert og lagt over polygonene. Alle skjæringspunkter i rutenettet ble definert som potensielle vegetasjonsruter, og deretter ble rutene trukket tilfeldig. Dette sikret en minsteavstand på 10 m mellom vegetasjonsrutene. Fordi tiltaksområdet var så stort, etablerte vi totalt 18 vegetasjonsruter i det største delområdet, for å fange opp variasjonen i tilstand innenfor tiltaksområdet. Noen av rutene lå også utenfor tiltaksområdet og kan da brukes til å sammenligne endringer i områder med og uten tiltak. Vi etablerte også fem ruter i det minste delområdet. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.10**) og analysert som beskrevet i kap.2.2.1.



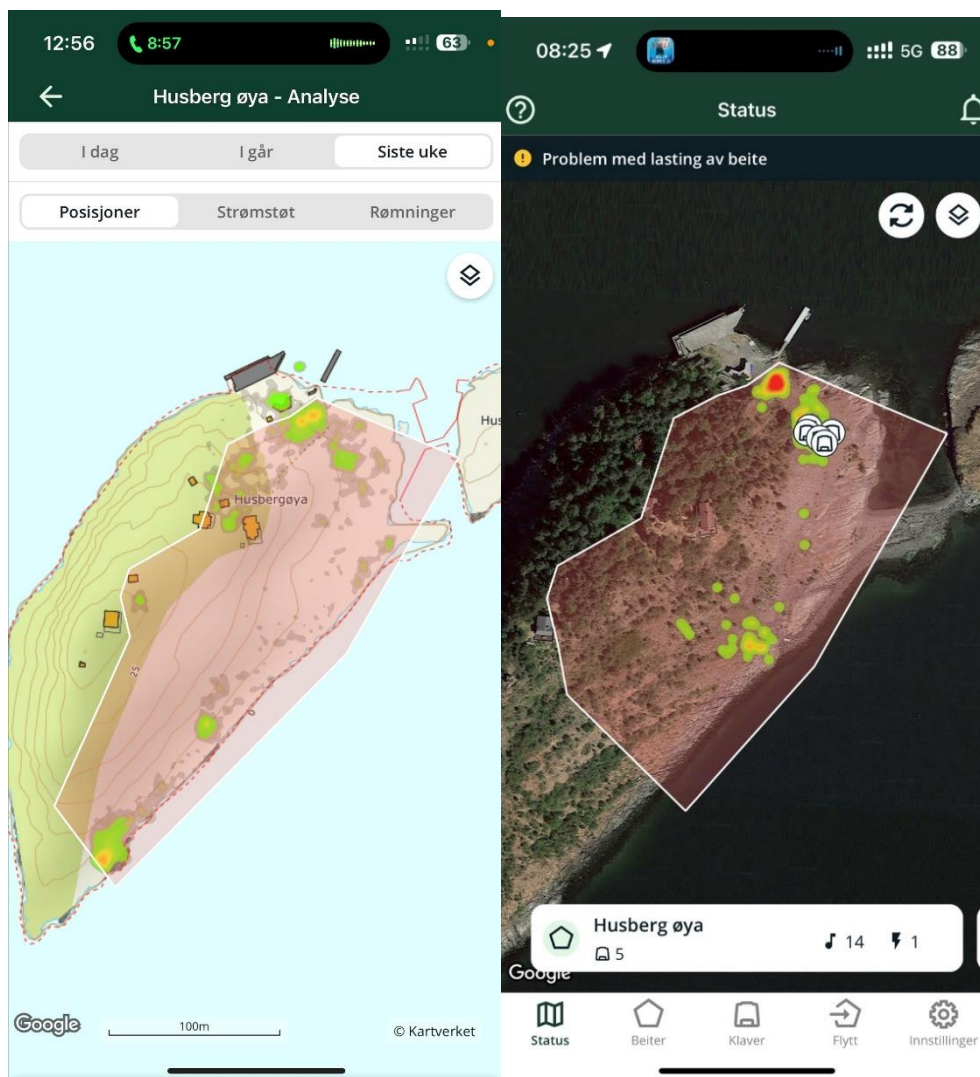
Figur 2.10. Overvåkingslokaliteten på Husbergøya. De røde linjene viser avgrensede polygoner med åpen grunnlendt kalkmark. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn, fordelt på fem ruter i delområde 1 (3-3a) og atten ruter i delområde 2 (3-3b).

Den siste uka i juli ble det satt ut fem geiter på Husbergøya. Geitene er av rasen «kystgeit» og eies av Oslo kommune/Bogstad gård. Området som geitene kunne bevege seg på, ble avgrenset med tanke på å være stort nok til at de kunne bevege seg fritt uten å «stange» i ytterkantene for ofte, samtidig som de kunne beite i de områdene med mest busker og trær. Geitene hadde GPS-halsbånd som varslet med lyd og deretter støt når de nærmet seg/gikk over grensene (Nofence⁴). Ideelt sett skulle etableringen av overvåkingen blitt gjort før geitene kom utpå øya, men dette lot seg ikke gjøre av logistiske årsaker. Beitetrykket den første uka var imidlertid lavt – vi så få eller ingen beitespor i vegetasjonsrutene som ble etablert, men noen stier/tråkk var dannet.

GPS-data fra geitene viser hvilke områder som er mest brukt i løpet av tiden de har vært ute (**Figur 2.11**). Bymiljøetaten gjennomførte en befarings i slutten av september og konkluderte med at beiteeffekten var relativt liten (for stort areal for så få dyr), og beitingen ble videreført til slutten av oktober, totalt 93 dager. Den 5. oktober ble det manuelt ryddet en del ungfuru, mispler og andre busker i de områdene hvor buskdekningen var høyest, totalt 2–3 containere, som ble fjernet og skal brennes. I tillegg ble det luket engryllik, *Achillea nobilis* (HI). Ryddingen ble gjort av to deltakere fra Bymiljøetaten og åtte fra Natur og Ungdoms lokallag i Nesodden samt Nesodden kommune.

Fordi tiltakene ikke var avsluttet da feltsesongen nærmet seg slutten, ble det ikke gjennomført en ekstra befarings på Husbergøya.

⁴ <https://www.nofence.no/en/>



Figur 2.11. Skjerm bilde av geitenes beiteområde på Husbergøya, fra Bymiljøetaten Oslo kommune, det første fra juli, det siste fra siste periode (oktober), da området var noe redusert. Varmekartet viser områdene som er mest brukt.

2.3 Dataanalyser

For å illustrere forskjellene i artssammensetning mellom overvåkingslokalitetene før restaurering ble en ordinasjonsanalyse (non-metric multidimensional scaling; NMDS) basert på Bray-Curtis dissimilarity coefficients gjennomført med bruk av pakken vegan (Oksanen 2015) i R. Datagrunnlaget er en datamatrikse med relativ abundans av alle registrerte karplantearter per rute (dvs. der total dekning over alle arter i ruten summeres til 1). Bare arter med ni eller flere observasjoner er inkludert i analysen, for å unngå usikre resultater. I analysen ble det brukt 2 dimensjoner (stress = 0.06).

Alle andre dataanalyser er gjort for hver lokalitet separat.

For de to nye lokalitetene har vi sammenstilt data på artsrikdom og tilstand før tiltak.

For å synliggjøre korttidseffektene av tiltak har vi sammenstilt data fra sirkelene rundt vegetasjonsrutene, før og etter tiltak. Vi fokuserte på de variablene som vi vurderte som relevante i forhold til tiltakene som ble gjennomført på hver lokalitet.

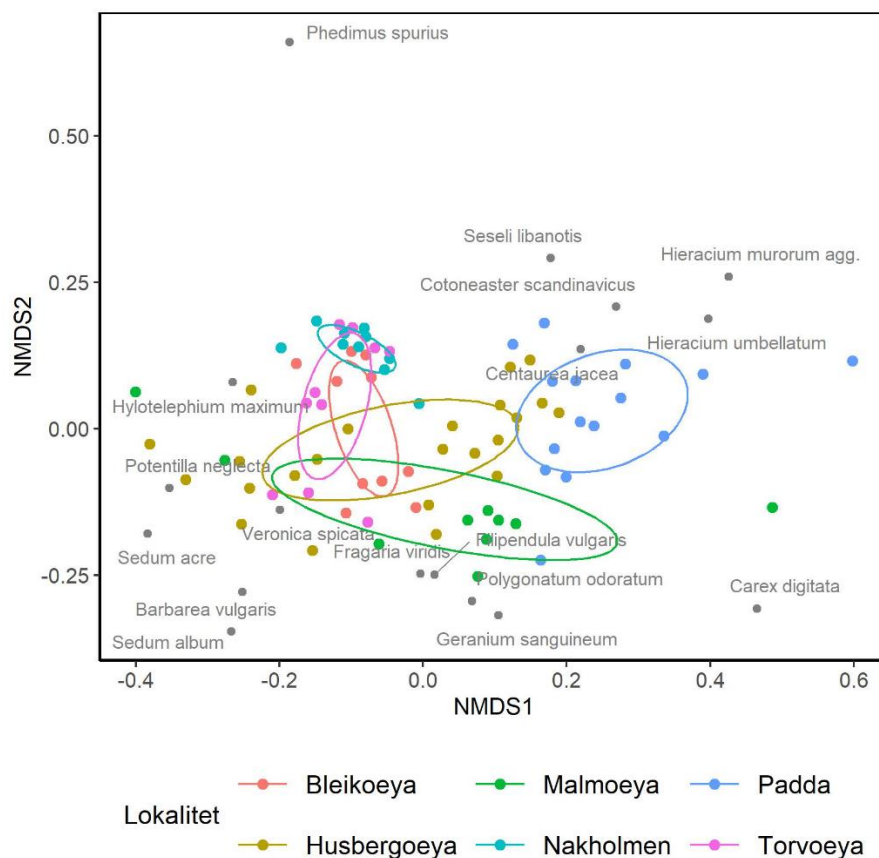
Ved analyser av data fra Padda har vi skilt mellom de overvåkingsrutene som ligger i åpen grunnlendt kalkmark (T2-C7, T2-C8), og de som ligger i kalkfuruskog (T4-C16). I tillegg har vi undersøkt dekning av problemarter i sirkler i åpen grunnlendt kalkmark i ruter som ble luket vs. ruter som ikke ble luket i 2023. For å undersøke forskjeller i artssammensetning før og etter tiltak kjørte vi en ordinasjonsanalyse (non-metric multidimensional scaling; NMDS) med samme metodikk som beskrevet øverst, men her ble bare artene med mer enn 6 observasjoner i datasettet inkludert. Det ble brukt 3 dimensjoner (stress = 0.09). Å bruke flere dimensjoner ville ha redusert stress, men komplisert tolkningen av resultatene. I resultatene vises bare de to første aksene fordi de forklarer mest variasjon. Det ble ikke gjort krattrydding rundt alle ruter i 2022, og vi undersøkte om ruter med krattrydding hadde større endring i artssammensetning enn ruter uten krattrydding, ved å bruke rutenes plassering langs aksene i ordinasjonsrommet som responsvariabel og tid (før-etter), krattrydding (ja-nei) og naturtype (åpen grunnlendt mark-skog) som forklaringsmodeller. Vi brukte lineære miksede modeller i R (med rute-id som tilfeldig faktor).

Datasettet er tilgjengelig her: https://ipt.nina.no/resource?r=calcareous_grassland_monitoring (Evju 2023).

2.4 Resultater

2.4.1 Artssammensetning i lokalitetene før restaurering

Det var relativt mye overlapp i artssammensetning før tiltak mellom Bleikøya, Torvøya og Nakholmen. Alle disse lokalitetene hadde relativt stor dekning av gravbergknapp, og variasjonen mellom overvåkingsruter innenfor hver lokalitet var ganske liten (stor grad av klumping i ordinasjonsrommet, **Figur 2.12**). Det var stor variasjon i artssammensetning i rutene innenfor overvåkingslokalitetene på Malmøya og Husbergøya. Padda skilte seg ut fra de andre lokalitetene (**Figur 2.12**).

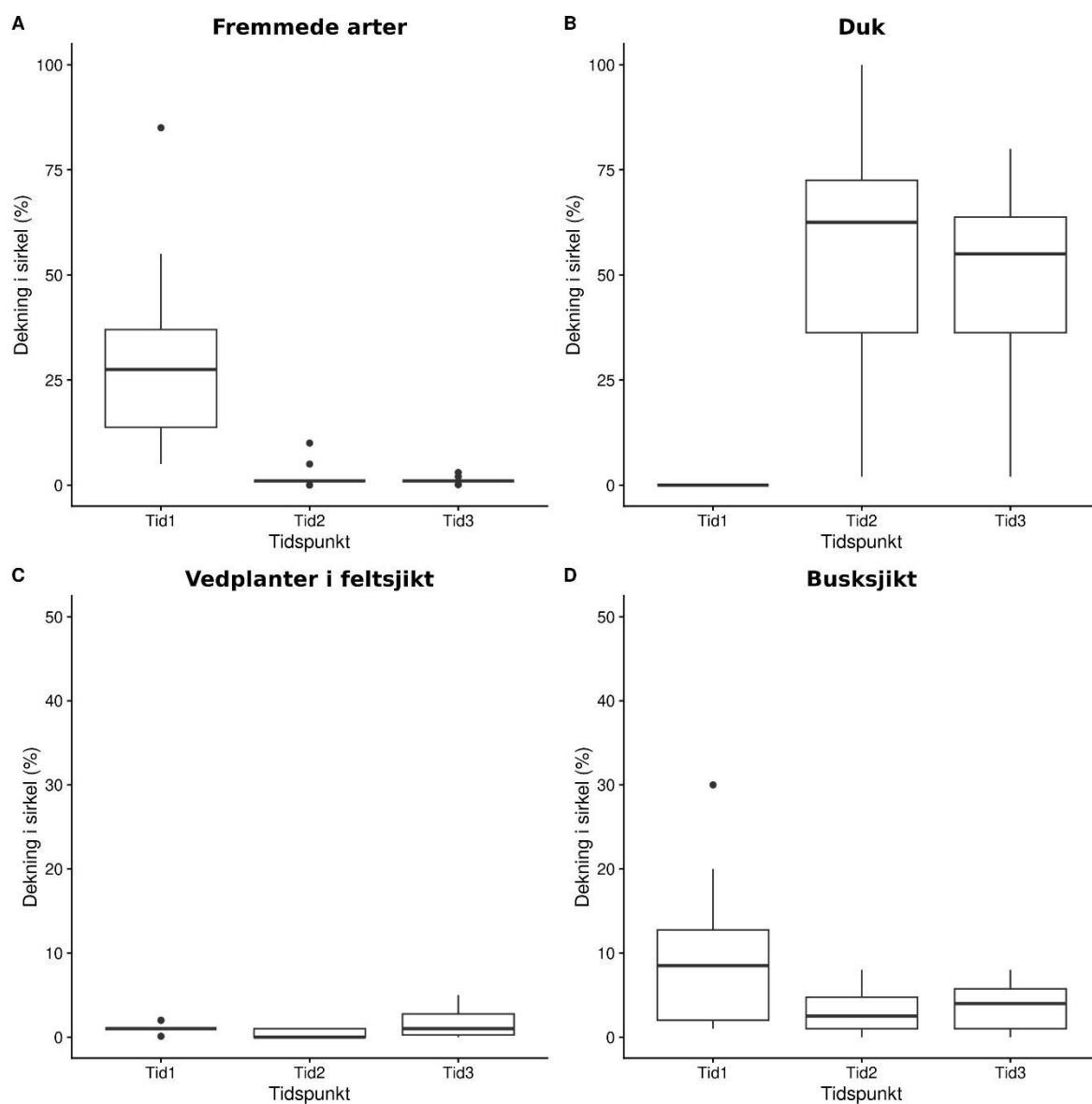


Figur 2.12. Ordinasjonsanalyse for artssammensetning av førtilstanden på tvers av alle lokaliteter. Her er arter med mindre enn ti forekomster i hele datasettet fjernet. Bare arter som er signifikant med $p < 0.10$ (basert på «permutation analysis» ($n=999$) med bruk av funksjonen «envfit» i R pakken vegan) er plottet i figuren. Ellipsene viser 95% konfidensintervaller.

2.4.2 Status og effekter på overvåkingslokalitetene

Bleikøya

Mellom september 2022 og oktober 2023 var det fjernet et lite område med duk (**Figur 2.13B**) samt ryddet noe kratt. Dekningen av fremmede arter på lokaliteten var noe lavere i oktober 2023 (**Figur 2.13A**), som resultat av den supplerende ryddingen av hagemispler som ble gjennomført høsten 2022 og sommeren 2023. Tresjiktet var likt som i 2022 (ikke vist), men på tross av kratt-ryddingen, var det noe økning i dekingen av vedplanter i felt- og busksjiktet (**Figur 2.13C, D**), som følge av rotskudd fra nedkappede busker av stedegne arter som liguster og rose-arter. Vi observerte også noen store individer av veitistel langs kantene av duken (**Figur 2.14**). Der duken var fjernet, var gravbergknapp i hovedsak død, men noe spiring ble observert (**Figur 2.3**).



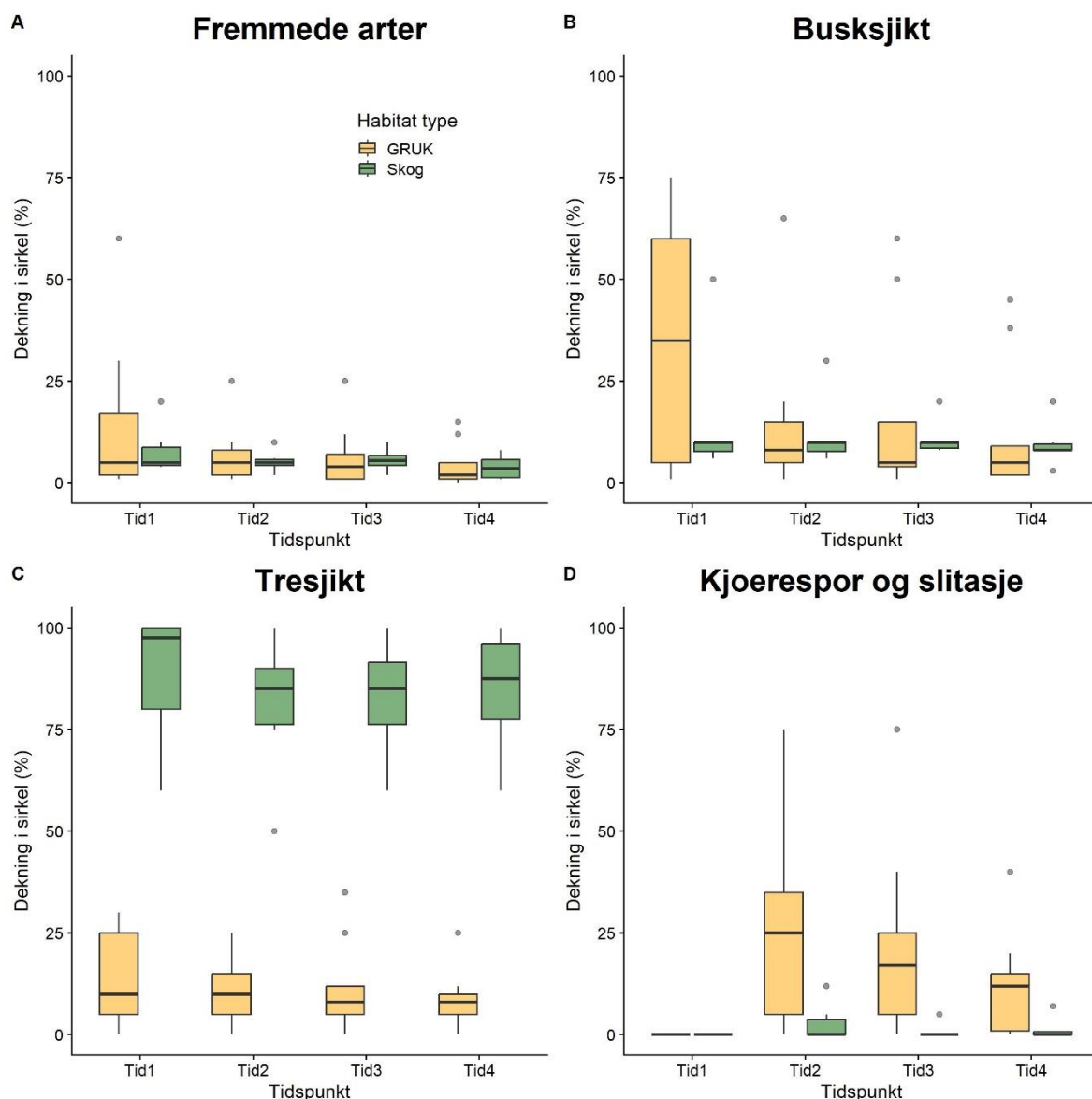
Figur 2.13. Bleikøya: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (utlegging av duk, fjerning av fremmede arter; juni 2022; Tid1), etter en vekstsesong (september 2022; Tid2) og etter to vekstsesonger (oktober 2023; Tid3). Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.



Figur 2.14. Veitistel har etablert seg i kanten av duken mellom september 2022 (venstre) og oktober 2023 (høyre). Foto: Marianne Evju.

Padda

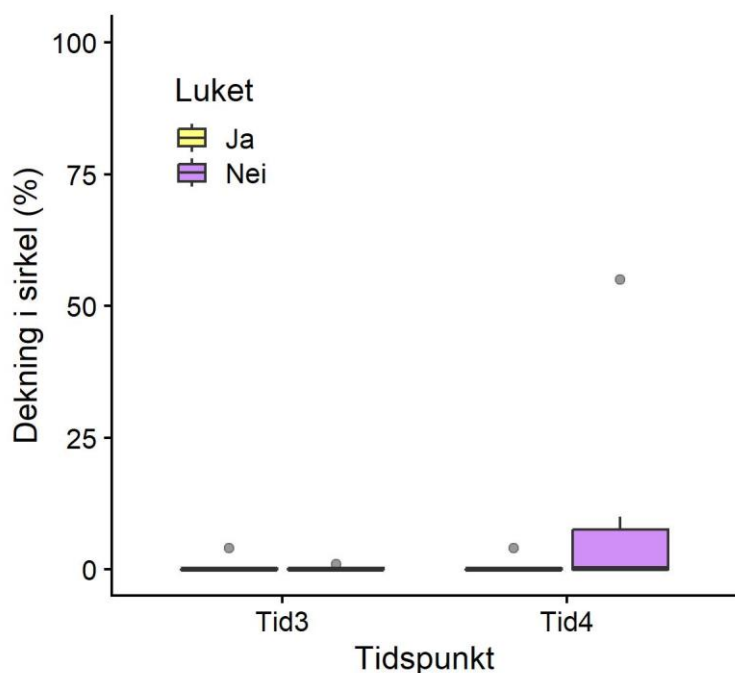
Gjengroingen med busker på Padda skyldtes i stor grad stedegne arter (særlig liguster). Dekningen av fremmede arter ble omtrent halvert etter tiltak i 2022, og det var lite endring mellom høst 2022 og forsommer/høst 2023 (**Figur 2.15A**). Rydding av kratt sommeren 2022 (tid1 til tid2 i figuren) har imidlertid hatt stor effekt på dekning av busksjikt. Denne effekten var størst i sirkelene klassifisert som åpen grunnlendt kalkmark, fordi buskdekket i skogen var lavt til å begynne med (**Figur 2.15B**). Tresjiktet (**Figur 2.15C**) ble noe redusert som resultat av tynning av i hovedsak furutrær, men er fortsatt høyt i skogen. Dekningen av kjørespor og slitasje som følge av tiltakene gjennomført i 2022, ser ut til å avta over tid (**Figur 2.15D**)



Figur 2.15. Padda: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (juni 2022; Tid1), etter en vekstsesong (september 2022; Tid2), i starten av andre vekstsesongen (mai 2023; Tid3), og etter videre tiltak gjennomført i andre vekstsesongen (oktober 2023; Tid4). Under siste besøket var det vanskelig å skille kjørespor og slitasje og de to variabler er derfor slått sammen. Dataene for sirklene registrert som skog (T4-C16; grønn) og åpen grunnlendt kalkmark (T2-C7, T2-C8; gul) vises separat. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksene viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

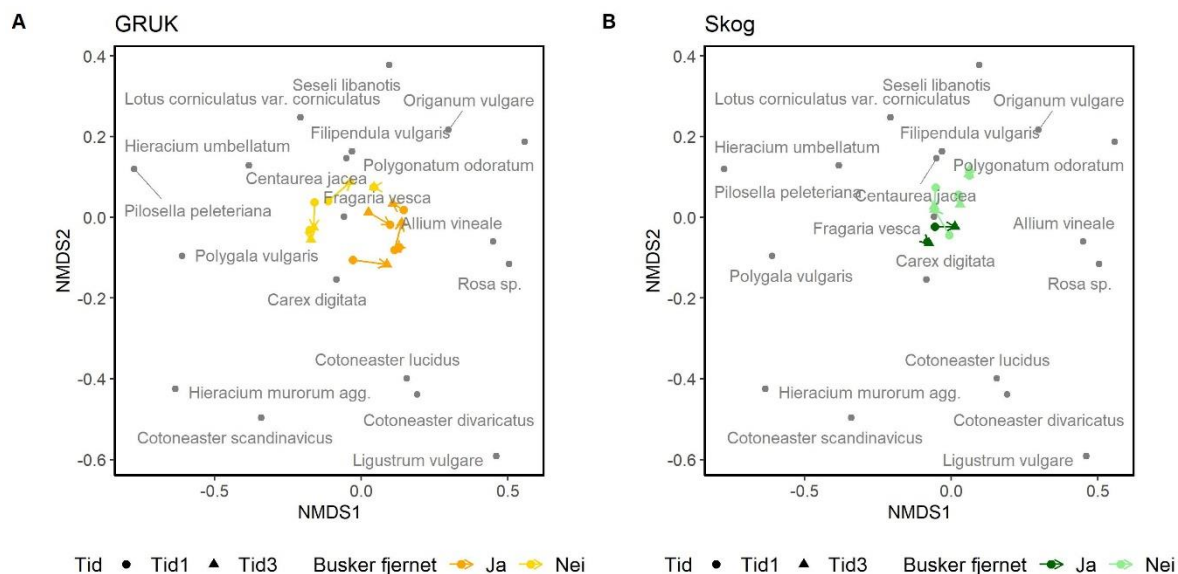
Dekningen av problemarter økte i sirklene som ikke ble luket i 2023, men variasjonen i dekingen av problemarter mellom rutene var stor i oktober 2023 (0–55 %) (**Figur 2.16**). Det var først og fremst en økning i deking av sneglebelg (*Medicago lupulina*).

Problemarter



Figur 2.16. Padda: Endring i dekning av problemarter i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter, fra starten av andre vekstsesongen (mai 2023; Tid3) til slutten av andre vekstsesong (oktober 2023; Tid4), i sirkler hvor lusing ble (gul) og ikke ble (lilla) gjennomført. Her er bare dataene for sirklene registrert som åpen grunnlendt kalkmark (T2-C7, T2-C8; gul) brukt. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksene viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

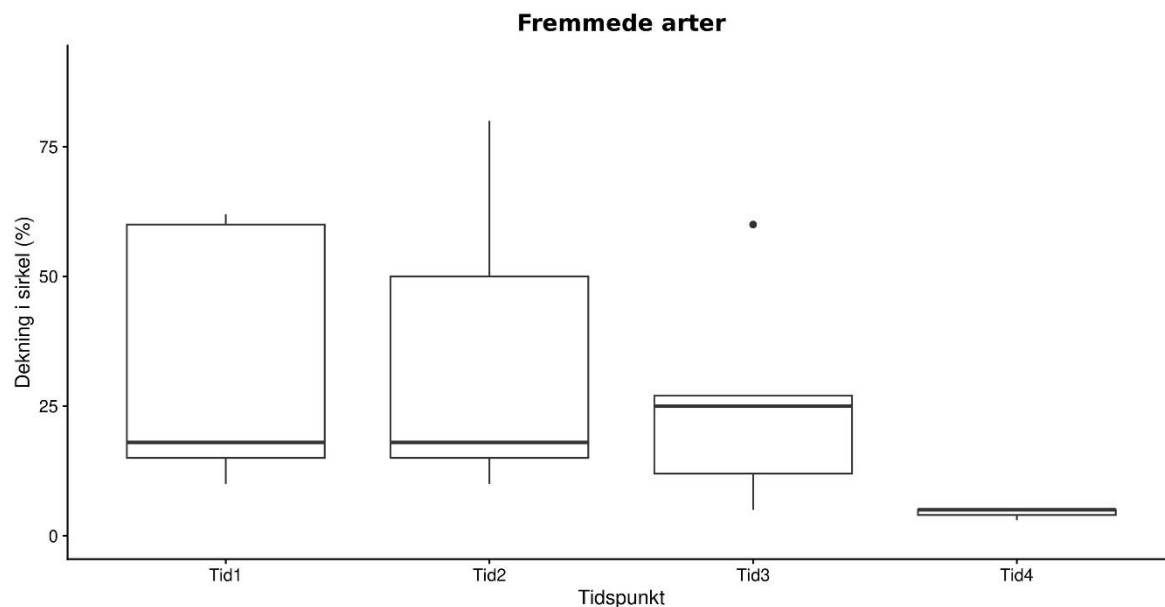
Artssammensetningen varierte relativt lite mellom overvåkingsrutene: alle rutene er gruppert tett sammen i ordinasjonsrommet (**Figur 2.17**). Den andre NMDS-aksen skiller plantesamfunn dominert av gjengroingsarter (f.eks. liguster, *Ligustrum vulgare*, og mispler) i den negative enden fra de som er mer lysåpne (f.eks. hjorterot, *Seseli libanotis*) i den positive enden. Det var en signifikant forskjell mellom rutene med tiltak og uten tiltak langs akse 2 ($p = 0,001$), men liten endring i artssammensetning mellom 2022 og 2023, hverken langs akse 1 eller 2 – heller ikke for ruter som ble ryddet for kratt (ingen signifikant interaksjon mellom tid og tiltak i modellen). Rutene var altså noe forskjellig i artssammensetning før tiltak – som sannsynligvis skyldes den høye busksjiktdekningen i de rutene som ble prioritert for rydding, men på kort sikt (mindre enn en vekstsesong), har dette ikke hatt en effekt på feltsjiktet.



Figur 2.17. Padda: Første to akser av NMDS-analysen på vegetasjonssammensetning i ruter i åpen grunnlendt kalkmark (A) og furuskog (B). Fargene skiller ruter hvor busker har blitt fjernet fra de hvor ingen buskfjerning ble gjennomført. Pilene viser endringer i samme vegetasjonsrute fra juni 2022 (Tid1) til mai 2023 (Tid3)

Torvøya

En gangs sprøyting hadde relativt liten effekt på gravbergknapp, men etter to runder til med sprøyting, var det meste av gravbergknappen død i oktober 2023 (Figur 2.18, Figur 2.19). Ikke all gravbergknappen er død, og noe oppfølging må nok påregnes. Endringer i artssammensetning i vegetasjonsrutene mellom 2022 og 2023 skyldtes i hovedsak tørken på forsommeren 2023, da sprøytingen i oktober 2022 hadde relativt liten effekt (resultater ikke vist).



Figur 2.18. Dekning av fremmede arter, i hovedsak gravbergknapp, i sirkelene rundt vegetasjonsrutene før tiltak (august 2022; Tid1 og oktober 2022; Tid2), etter en gangs sprøyting (juni 2023; Tid3) og etter ytterligere to runder med sprøyting (oktober 2023; Tid4). Tykk horisontal strek viser medianverdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.



Figur 2.19. Sprøyting med plantevernmidler har hatt en ønsket effekt på Torvøya, der det aller meste av gravbergknappen er død etter sprøyting to til tre ganger. Figuren til venstre viser første sprøyting i oktober 2022, til høyre viser samme område i oktober 2023. Foto: Marianne Evju/NINA.



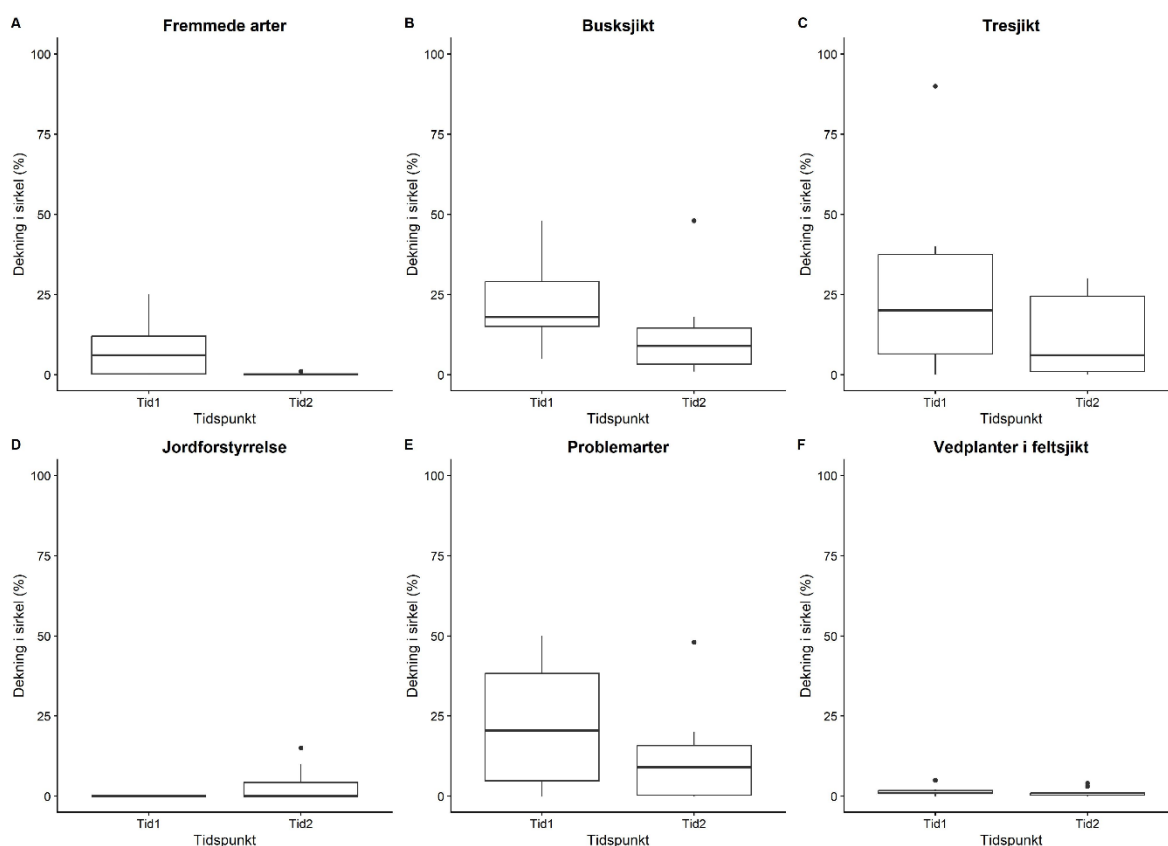
Figur 2.20. Det skyter noen nye skudd av gravbergknapp i de sprøytete områdene, og behovet for oppfølgingstiltak må vurderes i 2024. Foto: Marianne Evju/NINA.

Malmøya

Totalt registrerte vi 37 karplanter i feltsjiktet i de ti vegetasjonsrutene på Malmøya før restaurering. Gjennomsnittlig antall karplanter per rute var 8,0 ($\pm 2,2$ standardavvik). I gjennomsnitt var det 1,8 rødlistede arter per rute ($\pm 1,5$), mens bare én fremmed art (blankmispel) ble registrert i feltsjiktet, i to ruter og med lav dekning. I sirkelene observerte vi totalt seks fremmede arter, samt syrin og matgrasløk (problemarter). I gjennomsnitt var det 1,9 fremmede karplantearter per sirkel.

Dekningen av fremmede arter i sirkelene rundt vegetasjonsrutene før tiltak var relativt lav – 8,4 % i gjennomsnitt (min–maks: 0–25 %), mens dekningen av problemarter, i hovedsak syrin, var betydelig høyere: 22,4 % (0–50 %), og dekningen av busksjiktet reflekterer i stor grad dekningen av syrin (gjennomsnitt = 23,4 %, 5–48 % min–maks). Det var også en del god del trær på lokaliteten (25,4 %, min–maks 0–90 %), men lite vedplanter i feltsjikt.

Tiltakene som ble gjennomført, fjernet nesten alle forekomster av fremmede arter (**Figur 2.21A**), mens dekningen av problemarter ble halvert (gjennomsnitt 11,8 %, 0–48 %), da et større område med syrin ikke ble fjernet pga. ressursknapphet i 2023 (**Figur 2.21E**). Tiltakene reduserte busksjiktet (12,2 %) og tresjiktet (12,4 %) betydelig (**Figur 2.21B, C**). Der busker ble fjernet med vinsj eller jekk, var det en del jordforstyrrelse i oktober (**Figur 2.21D**).



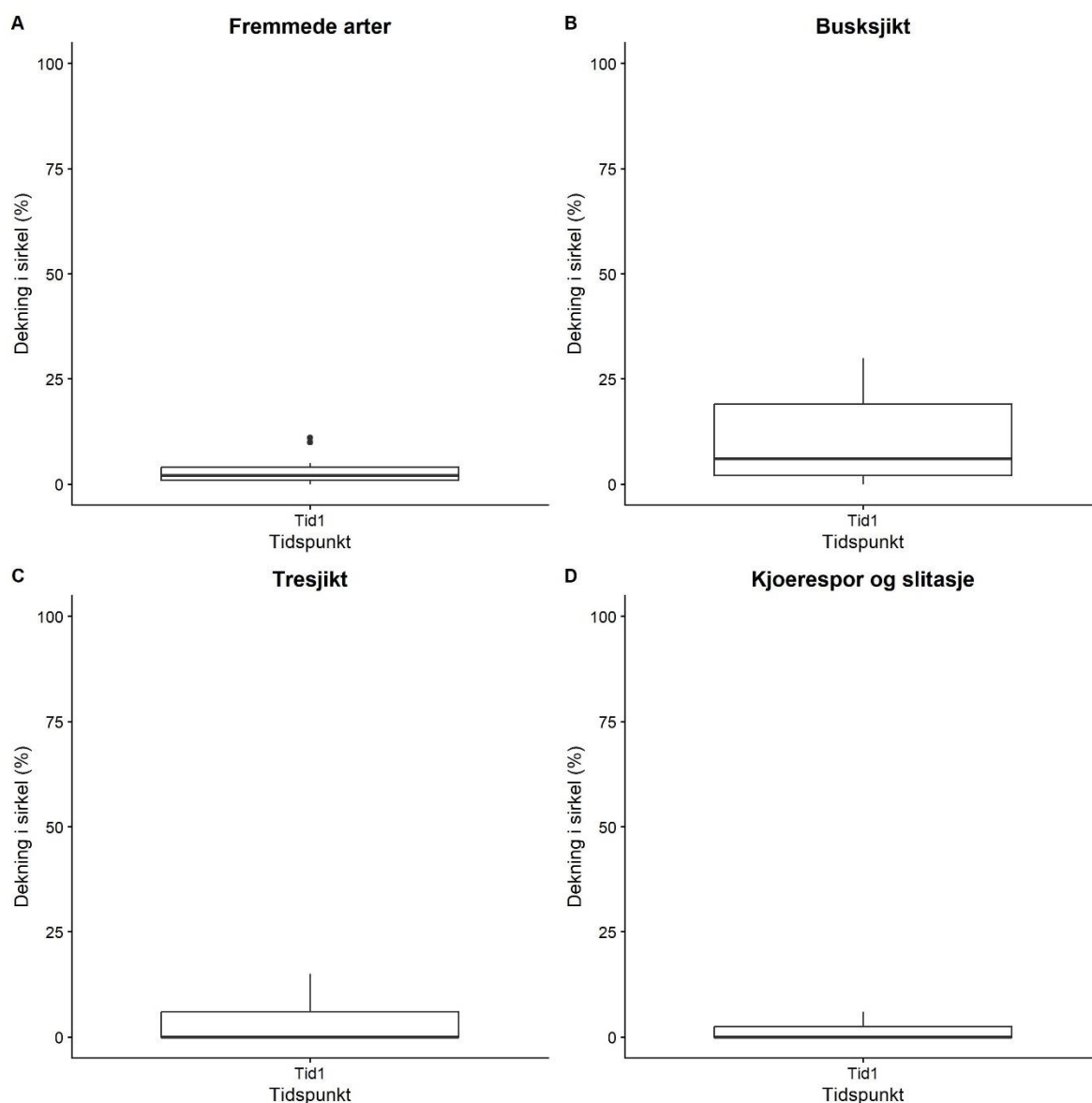
Figur 2.21. Malmøya: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (august 2023; Tid1) og på slutten av samme vekstsesong (oktober 2023; Tid2). Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Husbergøya

Totalt registrerte vi 38 karplanter i feltsjiktet i de 23 vegetasjonsrutene på Husbergøya før restaurering. Gjennomsnittlig antall karplanter per rute var 6,0 ($\pm 2,3$ standardavvik), men det var

forskjell mellom de to delområdene – i det minste, mest strandnære var det færre arter ($4,4 \pm 0,9$) enn i det største ($8,5 \pm 2,2$). I gjennomsnitt var det 1,4 rødlistede arter per rute ($\pm 1,2$), mens det var 0,6 ($\pm 0,7$) fremmede arter. I sirklene observerte vi totalt åtte fremmede arter og to problemarter. I gjennomsnitt var det 1,9 fremmede karplantearter per sirkel.

Dekningen av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak var lav – 3,0 % i gjennomsnitt (min–maks: 0–11 %; **Figur 2.22A**). Det var en god del busksjikt (i gjennomsnitt 11,4 % i begge delområdene sett under ett, 14, % % i det store delområdet, men lite dekning av trær (**Figur 2.22B, C**). Noen få stier forekom, registrert som slitasje (**Figur 2.22D**).



Figur 2.22. Husbergøya: Variablene registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak i 2023. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

2.5 Anbefalinger

2.5.1 Anbefalinger for de konkrete overvåkingslokalitetene

Overvåkingen til nå har i hovedsak avdekket at tiltak har funnet sted – det ligger duk, dekningen av fremmede arter er redusert, og/eller busksjikt og tresjikt er fjernet. Et langsiktig perspektiv er imidlertid nødvendig for å fange opp om tiltakene har effekt på naturmangfoldet.

For alle områdene er det behov for oppfølgingstiltak, både for å vedlikeholde tiltakene som er gjennomført, og for å legge til rette for reetablering av vegetasjon. Aktuelle spørsmål er:

- Hvilke arealer bør lukes? For gravbergknapp, vinterkarse, andre uønskede arter (eks. veitistel)?
- Hvordan skal oppslag av vedplanter etter krattrydding håndteres? Stedegne arter vs. fremmede arter?
- Skal det gjøres aktive revegeteringstiltak? Tilsåing eller utplantning av vegetasjonstuer? Overalt eller bare noen steder?

Planleggingen av oppfølging bør skje i dialog mellom Statsforvalter, Oslo kommune og oppdragstaker. Det er viktig at det legges til rette for at den etablerte overvåkingen kan benyttes til:

- å evaluere effekten av tiltakene som er gjennomført til nå
- hvilke vedlikeholdstiltak som er nødvendig for å nå ønsket tilstand
- hvilke revegeteringstiltak som er nødvendig for å nå ønsket naturmangfold

Overvåkingslokalitetene bør brukes som forsøksområder for å teste ut ulike tiltak (både nye tiltak, vedlikeholds- og revegeteringstiltak). Vi erkjenner at å bruke områdene som forsøksområder ikke nødvendigvis gir best resultat av tiltakene på kort sikt, men når overvåkingen først er etablert, gir dette oss mulighet til å dokumentere viktige erfaringer som kan brukes videre i nye restaureringstiltak på nye steder. Det er viktig med god informasjonsflyt, god beskrivelse samt kartfesting av områder med oppfølgingstiltak.

Overvåkingen av effektene av tiltak på åpen grunnlendt kalkmark må ha et langsiktig perspektiv – minst 10 år, slik at en fanger opp alle faser av vegetasjonens (re-)etablering etter tiltak. På lengre sikt anbefaler vi at det gjøres vurderinger av hvor store endringer – eksempelvis økninger i populasjoner av rødlistede arter – det er ønskelig å kunne oppdage med overvåking etter gjennomføring av tiltak. Dette kan være spesifikke forvaltningsmål, f.eks. 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). Når slike mål er avklart, kan overvåkingsdesignen innrettes etter det, f.eks. ved å etablere flere ruter på hver lokalitet.

Bleikøya

Duken er planlagt å ligge ut vekstsesongen 2024. Vi anbefaler ikke mer overvåking før duken er fjernet, men da bør det gjennomføres en full vegetasjonsanalyse i overvåkingsrutene, samt registrering i sirkelene.

Nakholmen

Per nå er den etablerte overvåkingen lite egnet til å evaluere effekten av tiltakene som er gjennomført til nå; bare én-to vegetasjonsruter er omfattet av dukene som er lagt ut, og bare én vegetasjonsrute er potensielt omfattet av det lukearbeidet som ble gjennomført i høst. Det er mulig at ambisjonene med tiltak på Nakholmen blir revidert, fra å fjerne gravbergknapp, til å sikre en god nok tilstand til å opprettholde populasjonene av de trua mosene som er funnet der (B. Bredesen, pers. komm.). Vår overvåking er lite egnet til å følge med på forekomstene av trua mosearter, og forvaltningen og oppdragstaker bør sammen vurdere om overvåkingen bør videreføres eller ikke.

Padda

Vi anbefaler at områdene som ble avgrenset forsommeren 2023 og ikke luket gjennom sesongen, fortsatt gjerdes inne i 2024, slik at vi kan vurdere om sneglebelg og andre problemarter etablerer seg permanent (og luking dermed er nødvendig) eller om de går ut etter en til to vekstsesonger (og luking dermed ikke er nødvendig). Områdene er også nyttige for å vurdere hvor mye etterrydding som er nødvendig av liguster og mispler. Det er uklart om det vil være behov for/ønske om aktive revegeteringstiltak her i 2024, men dette må i så fall følges opp (se over). Det vil være behov for å videreføre arbeidet med fjerning av mispler og liguster også i 2024 (Oslo kommune 2023). For å spare ressurser kan overvåkingen framover begrenses til de områdene som er åpen grunnlendt kalkmark, da vi observerer størst endringer i tilstand i disse områdene sammenlignet med i skogen. Vi anbefaler å gjøre en ny runde med vegetasjonsanalyser i 2024, for å undersøke hvilke arter som etablerer seg først og om de rødlistede og habitatspesifikke artene har klart seg og ev. øker i mengde.

Torvøya

Også på Torvøya anbefaler vi å gjennomføre overvåking i 2024, i hvert fall i delområde sør. Effekten av sprøyting på gravbergknapp er lite dokumentert, og fordi det er gjennomført to runder til med sprøyting i 2023, vil datainnsamling være viktig. I tillegg er det viktig å følge med på om sprøytingen har hatt negativ effekt på stedegne arter, eller om de – som ønsket – øker i mengde og nå når det meste av gravbergknappen er død. Overvåkingen vil også gi viktige data om hvor mye av gravbergknappen som klarer seg etter sprøyting.

Malmøya

På Malmøya anbefaler vi å gjøre en ny runde med vegetasjonsanalyser i 2024, for å undersøke kortsiktige effekter av tiltakene. Ganske store arealer er ryddet, og en del ny jord i tillegg er blottlagt etter krattrydding. Det vil derfor være interessant å se hvilke arter som etablerer seg først og om de rødlistede og habitatspesifikke artene har klart seg og ev. øker i mengde.

Husbergøya

I første omgang anbefaler vi å gjennomføre en etterundersøkelse mot slutten av vekstsesongen i 2024 for å undersøke i hvor stor grad dekningen av busker er redusert med geitebeite og manuell rydding på Husbergøya. Det er komplisert å gjøre feltarbeid i begynnelsen av vekstsesongen, fordi området er viktig for hekkende fugl (selv om det strengt tatt ikke er fuglefredning). Det er også mulig å gjøre vegetasjonsanalyser for å se om geitene beiter på/har effekt på felt-sjiktet.

2.5.2 Generelle anbefalinger for restaurering og overvåking i naturtypen

Åpen grunnlendt kalkmark forekommer spredt og relativt fragmentert i indre, midtre og ytre Oslofjord. Ganske mange av forekomstene trenger restaurerings- eller skjøtselstiltak for å forbedre eller opprettholde tilstanden og sikre et høyt artsmangfold med forekomster av rødlistede arter / habitatspesifikke arter.

På seminaret i regi av Statsforvalteren i november 2023, var det en diskusjon om forskjellen på restaurering og skjøtsel. Det er vanlig å skille begrepene skjøtsel og restaurering slik (se f.eks. Evju & Hagen 2022): Skjøtsel er årlig – eller i hvert fall mer jevnlig – «vedlikehold» for å opprettholde den økologiske tilstanden. Det kan være f.eks. slått eller beite, og skjøtselstiltak er nødvendig i semi-naturlige naturtyper og for artene som er knyttet til slike naturtyper, som honningblom, dragehode og prikkkrutevinge omtalt i denne rapporten. Restaurering er ofte tenkt som tiltak over en begrenset tidsperiode, som skal fjerne en påvirkning, gjenopprette økologiske prosesser og slik gjenopprette naturverdier. Det er likevel en gradvis overgang mellom skjøtels- og restaureringstiltak, særlig der påvirkningen vanskelig lar seg fjerne for godt, og restaureringstiltak må ofte gjentas med jevne intervaller. Fremmede arter med langlivet frøbank og stort invasjonspotensial er et eksempel – fjerning av mispler i åpen grunnlendt kalkmark vil sannsynligvis måtte

gjennomføres jevnlig i svært lang tid, selv etter større restaureringstiltak. Dette må forvaltningen planlegge for, dersom målet med restaureringstiltakene er å sikre naturverdier på lang sikt.

Det er mye erfaringer med restaureringsarbeid på åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjorden, og Statsforvalteren i Vestfold og Telemark er i ferd med å få utviklet en tiltaksplan for sine områder med åpen grunnlendt kalkmark. I dette arbeidet har det åpenbart seg et behov for dokumentasjon, både av tiltak (hva, hvordan, hvor) og effekter (fjernes påvirkningen, etableres det vi ønsker).

Behovet for dokumentasjon av tiltak er grundig etterlyst i mange prosjekter, både i arbeid med trua natur (Evju mfl. 2020, 2021, 2022a,b), fremmede arter (Magnussen mfl. 2019, Klima- og miljødepartementet 2020, Skrindo mfl. 2020), og f.eks. i tilknytning til anleggsprosjekter (Heggland mfl. in prep.).

Magnussen mfl. (2019) utarbeidet en mal for hvordan et nettskjema kan se ut, samt hvilke spørsmål som bør inngå. Vi har tatt utgangspunkt i denne malen og tilpasset den til åpen grunnlendt kalkmark (**Tabell 2.2**).

Tabell 2.2. Mal for dokumentasjon av tiltak, mål og evaluering av måloppnåelse, tilpasset til åpen grunnlendt kalkmark fra Magnussen mfl. (2019).

Overskrifter	Hva	Kommentar
1. Prosjektdetaljer	Prosjektnavn/nummer	
	Prosjektleder/ansvarlig	
	Oppdragstaker	Hvis relevant
2. Sted	Fylke	
	Kommune	
	Stedsnavn	Naturbase-ID/VerneområdeID
	Georeferering (polygon, koordinater)	
3. Art(er) som bekjempes		
4. Tilstand før tiltaket	Tilstand av eventuelle fremmede arter	Antall, tetthet og/eller areal
	Tilstand av stedegne arter	Artsnavn samt en/flere av: - tilstedeværelse/fravær - antall - tetthet - areal - tilstand (størrelsesstruktur e.l.)
	Andre påvirkningsfaktorer	Forekomst/mengde av f.eks. - slitasje - stedegne busker og trær
	Metode	Hvilken metodikk har blitt brukt til å kartlegge tilstand før tiltaket?
5. Målsetting	Mål	F.eks. - totalutryddelse av alle/ gitte fremmede arter - reduksjon i mengde av alle/ gitte fremmede arter - kanalisere ferdsel til noen områder - fjerne tresjiktet

	Hensikt	F.eks. - sikre forekomster av truede arter - øke populasjonsstørrelsen av gitte arter - øke konnektivitet mellom forekomster - øke artsrikdom av rødlistearter eller habitatspesifikke arter - sikre god tilstand
6. Tiltaket	Type tiltak	Mekanisk bekjempelse? - utstyr? - metode (f.eks. nedkapping, oppgraving, tildekking)? Kjemisk bekjempelse? - type plantevernmiddel? - dosering?
	Hyppighet	Hvor ofte i løpet av en sesong
	Varighet	Hvor mange år strekker tiltaket seg over
	Behandlet areal	F.eks. m ²
7. Kostnader	Utstys- og materialkostnader	
	Tidskostnader for arbeidsinnsats	Kan ev. rapporteres som tidsbruk
8. Resultat	Måloppnåelse	Vellykket, delvis, mislykket, krever oppfølging, forverret
	Tilstand etter tiltaket - fremmede bekjempede arter - stedegne arter - andre påvirkningsfaktorer - kartleggingsmetode	Beskrives etter samme mal som tilstand før tiltaket
	Tilleggs- og synergieffekter	
9. Oppfølgingsplan	Skjøtselsbehov	Hvilke oppfølgingstiltak? F.eks. - fjerning av rotskudd - lusing av ugrasarter
	Revegeteringstiltak	Er det behov for aktive tiltak? F.eks. - tilsåing – i så fall, frøblandinger? Provenens? - pluggplanter – i så fall opphav?
	Hyppighet og varighet	Av tiltakene Av evaluering av tiltakenes effekt
	Evaluerings	Har tiltakene blitt gjennomført som planlagt, var det nødvendig å justere planen? Har tiltakene hatt ønsket effekt? Har målene blitt oppnådd? Hva skal til hvis ikke?

Et slikt nettskjema kan kobles til en kartbasert innsynsløsning, slik som f.eks. er gjort for myrrestaureeringsprosjekter

(<https://fylkesmannen.maps.arcgis.com/apps/dashboards/2aa17af6876c4afa8df93673c449a9ab>).

Overvåking av effekter av tiltak kan gjøres på ulike detaljeringsnivåer. Overvåking slik det er beskrevet i denne rapporten, vil være aktuelt på noen lokaliteter. De seks lokalitetene som er inkludert i effektovervåkingsprosjektet per nå, har varierende utgangstilstand og delvis ulike tiltak (type tiltak, omfang av tiltak) og gir dermed grunnlag for å undersøke effekten av type tiltak og omfang av tiltak på naturtypens tilstand og arts mangfold på kort og lang sikt, men er geografisk svært begrenset.

Magnussen mfl. (2019) anbefaler at kravene til kartlegging før og etter tiltak ikke settes for høyt, og at en finner en balanse mellom å kreve gode nok data for å kunne vurdere effektene og å avskrekke oppdragstakere. Når prosjektet planlegges, bør man uansett gjøre en vurdering av – og presisere - hvilken metodikk som skal brukes for å kartlegge før- og ettertilstand, og hvilke kriterier som bestemmer om måloppnåelsen er nådd (jf. pkt. 8 i **Tabell 2.2**). Metodikken må tilpasses prosjektets *mål* og *hensikt* (jf. pkt. 5 i **Tabell 2.2**), dvs. om hensikten kun er å fjerne en gitt fremmed art, kan metodikken fokusere på å vurdere om arten er fjernet, f.eks. med fotodokumentasjon. Dersom hensikten er å øke artsrikdom, må metodikken inkludere å telle antallet arter.

Samferdselssektoren skiller på enkle og komplekse før- og etterundersøkelser, med samme utgangspunkt som Magnussen mfl. (2019), om at det er en fare for at dersom kravene til før- og etterundersøkelser for omfattende, vil oppdragsgiver ikke prioritere dette. Dersom enkle før- og etterundersøkelser gir håndbare resultater, så anbefales dette. Dersom enkle undersøkelser ikke gir anvendbare resultater, anbefales skreddersydde FoU-prosjekter (komplekse undersøkelser). Multiconsult og NINA (Heggland mfl. in prep.) utvikler nå en veiledning for når enkle undersøkelser er tilstrekkelig inkludert en oversikt over hvordan slike kan gjennomføres.

Ombler (2023) undersøkte ulike typer overvåkingsmetodikk for å fange opp effekter av (skjøtsels)tiltak i åpen grunnlendt kalkmark, ved å sammenligne ti lokaliteter med tiltak og ti lokaliteter uten tiltak. Hans hovedfunn var:

- Kartlegging etter Miljødirektoratets instruks viste ikke forskjeller mellom lokaliteter med og uten tiltak
- Ved å bruke flere store utvalgseenheter (sirkler med fem meter radius) og registrere dekningen av fremmede arter, så fant han:
 - lavere dekning av fremmede arter i lokaliteter med tiltak
 - høyere dekning av rødlistearter i lokaliteter med tiltak
- Bruk av små vegetasjonsruter (0,5 × 0,5 m) fanget ikke opp forskjeller i dekning/artsrikdom av fremmede arter eller rødlistearter mellom lokaliteter med og uten tiltak.

Tre store utvalgseenheter plassert sentralt på lokaliteten var en tilpasning av miljøforvaltningens egen metodikk for overvåking av bevaringsmål i verneområder (NatStat; Miljødirektoratet 2020), og er en forenkling av overvåkingsmetodikken NINA har brukt i dette prosjektet.

Med Miljødirektoratets nye handlingsplan for åpen grunnlendt kalkmark (Miljødirektoratet 2023) vil skjøtsels- og restaureringstiltak i naturtypen forhåpentligvis øke i omfang. Et system for dokumentasjon av disse tiltakene, som igjen kan brukes til å vurdere om handlingsplanens målsettinger er oppnådd, vil være svært viktig å få på plass. Vi anbefaler å undersøke om infrastrukturen brukt i Vann-nett⁵, inngangsportalen til informasjon om vann i Norge, kan være aktuell for en slik tiltaksbase. Vi anbefaler også å utvide tiltaksbasen på sikt til å inkludere andre arter/naturtyper enn åpen grunnlendt kalkmark.

⁵ <https://vann-nett.no/portal/>

En bonus

Naturrestauring AS har startet restaureringstiltak på Steilene (Nesodden kommune) på oppdrag fra Statsforvalteren i Oslo og Viken i 2023 (Løkken & Lohre in prep.). Store områder med gravbergknapp er gått løs på, og de har testet ulike metoder:

- Fiberduk på 200 m²
- Manuell lusing på 200 m²
- Sprøyting (jf. Torvøya) på > 200 m²

Dette oppsettet gir en gylden mulighet til å teste ulike oppfølgingstiltak, både for vedlikehold og revegetering, i en eksperimentell design. Det er f.eks. uklart om man trenger å fjerne den døde gravbergknappen for å få reetablering av stedegen vegetasjon. En kan tenke seg et eksperiment med faktoriell design, der en innenfor hver av de tre områdene beskrevet over, tester

- Ingen revegetering
- Revegetering med frø
- Revegetering med pluggplanter

I områder der død gravbergknapp

- Er fjernet
- Ikke er fjernet

Dette vil samtidig gi data på hvor mye gravbergknapp som etablerer seg på nytt ved de ulike bekjempelsesmetodene.

Et slikt prosjekt vil kreve planlegging og finansiering – f.eks. innsamling av frø og produksjon av pluggplanter, og selve eksperimentet vil tidligst kunne starte i 2025.

3 Dragehode

3.1 Bakgrunn om arten

Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) er en plante i leppeblomstfamilien som vokser på tørre, lysåpne, og gjerne noe kalkrike skråninger, skogkanter, og enger. Arten har en vid utbredelse fra Vest-Europa til sentralt i Eurasia, men bestandene i Europa er spredte og fragmenterte (Evju mfl. 2023; Kyrkjeeide mfl. 2020). I Norge er dragehode begrenset til Østlandet og vurdert som sårbar (VU) på Norsk rødliste for arter (Solstad mfl. 2021). Arten trues av både oppdyrking, gjødsling og sprøyting (fra åkerkanter), gjengroing med kratt (fra skogkanten), og på noen av voksestedene også av nedbygging. Dragehode er utpekt som prioritert art iht. naturmangfoldloven.

Mange skjøtselstiltak for dragehode utføres i regi av ulike aktører, og mange av tiltakene er finansiert over tilskuddsmidler for trua arter (se Evju mfl., 2021b). Aktuelle skjøtselsmetoder for å forbedre vekstforholdene for dragehode er bl.a. høstbeite, slått, brenning, og rydding av gjengroingsarter (Larsen & Høitomt, 2022). Skjøtselsmetodene har generelt som mål å åpne opp lokalitetene og redusere konkurranse fra andre arter.

I dette prosjektet har NINA tidligere vurdert ulike skjøtselsmetoder (Evju mfl., 2022b; Roos mfl., 2023) og foreslått å teste effekten av slått. Dette av flere grunner: 1) det er enkelt å standardisere tiltaket mellom ulike lokaliteter, 2) det er mulig å etablere både behandlings- og kontrollruter på samme lokalitet, 3) det finnes noe uenighet om effekten av slått som skjøtselsmetode for dragehode og det er derfor viktig å fastslå effekten, og 4) det er behov for skjøtselsmetoder som også ivaretar andre naturverdier på dragehodelokalitetene. Roos mfl. (2023) foreslo åtte egnede lokaliteter, hvorav den på Horgen, Frogn kommune, ble valgt som første lokalitet hvor effektovervåkingsopplegget ble etablert.

3.2 Formål med delprosjektet

Formålet med dette delprosjektet er å undersøke om slått annet hvert år bidrar til å øke populasjonsstørrelser av dragehode.

Målsetning med tiltak

Formålet med tiltaket er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet, overlevelse og rekruttering av dragehode og øke populasjonsstørrelsen lokalt.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av slått på dragehodes populasjonsstørrelse og -struktur, gjennom å telle antall individer i ulike størrelsesklasser. Formålet er også å undersøke tiltakets effekt på vegetasjonens sammensetning og struktur og avdekke om det ivaretar andre naturverdier, målt som artsrikdom av karplanter, med særlig fokus på viktige arter for pollinatorer.

Forventninger

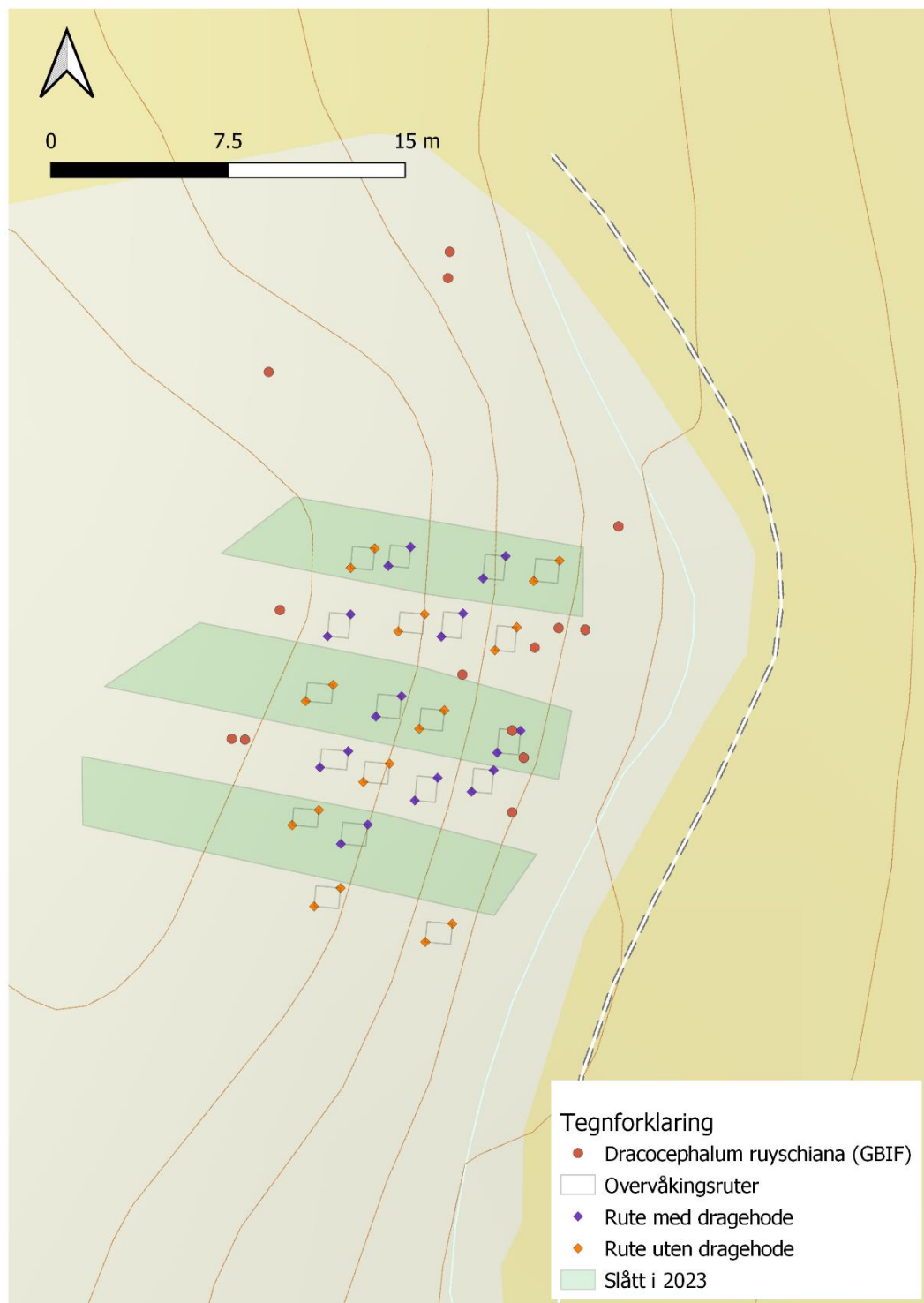
Tiltaket – med fjerning av biomasse og dels åpning av vegetasjonsdekket – er forventet å gi økt rekruttering fra frø for dragehode og dermed økt populasjonsstørrelse på sikt, men vi antar skjøtsel vil måtte gjennomføres flere ganger før effekter observeres på dragehode og vegetasjonsstruktur- og sammensetning.

3.3 Beskrivelse av overvåkingslokaliteten

Overvåkingen ble etablert på Horgen, Frogn kommune (gnr/bnr 36/1). Lokaliteten består av nord-østre del av en åkerholme omgitt av kornåker (**Figur 3.1**, **Figur 3.2**). Dragehode forekommer i nordenden av åkerholmen i en østvendt skråning som er vurdert å være svakt kalkrik eng med klart hevdpreg (T32-C-20), men deler av lokaliteten er nok tørreng (T32-C-16). Lokaliteten er noe preget av gjengroing, særlig av roser, eik og andre løvtrær, og har ikke blitt slått på flere år. Lokaliteten har inngått basisovervåkingen for dragehode siden 2017, og bestanden viser en nedgang (Evju mfl. 2023).



Figur 3.1. Overvåkingslokaliteten på Horgen i Frogn kommune sett mot øst. Nordre Horgen gård vises i bakgrunnen. Foto: Ruben E. Roos/NINA



Figur 3.2. Overvåkingslokaliteten på Horgen, Frogn kommune. De røde punktene viser forekomst av dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) fra GBIF. De lilla punktene viser sørvestre og nordøstre hjørne på 1×1 m overvåkingsrutene med forekomst av dragehode, mens oransje punkter viser ruter uten forekomst av dragehode. Fordi rutene ligger i en skråning, er de ikke helt kvadratiske på kartet. De grønne polygonene viser avgrensning av arealet som ble slått i 2023.

Lokaliteten på Horgen har en gradient i vekstforhold som bestemte utformingen av eksperimentet, dvs. hvor overvåkingsrutene ble plassert. Mot toppen av skråningen er jordsmonnet grunnere og tørrere, med relativt skinn og kortvokst vegetasjon, mens vegetasjonen er frodigere nederst

i skråningen mot åkerkanten/traktorveien. Dragehodeplanter finnes imidlertid både i de skrinnere og frodigere delene av lokaliteten. Overvåkingsrutene ble derfor lagt ut slik at de fanget opp dragehodeplanter både i de tørre og frodige delene. For å sikre at en representativ del av dragehodebestanden ble slått, mens en tilsvarende del ikke fikk noen behandling, ble skråningen delt opp i seks striper som inkluderte ruter både med og uten dragehode. Tre striper ble slått i 2023 (**Figur 3.2**).

Slått ble gjennomført 1. september 2023 med ryddesag med 3-tanns sagblad (**Figur 3.3**, **Figur 3.4**). Denne metoden ble foretrukket over slått med ljå eller kantklipper med tråd fordi bakken på lokaliteten er nokså ujevn med tuer av sandholdig jord og gress (hovedsakelig sauesvingel). Slått med ryddesag førte til at noen av gresstuene ble kappet/forstyrret, som vi vurderer som positivt siden slik åpen jord muligens kan gi økt spiring av (dragehode)planter (**Figur 3.3**). Rosekratt og oppslag av eik, ask og rogn ble fjernet med beskjæringssaks når de var for tykke for ryddesagen. Høyet ble raket opp og fjernet 3. september.



Figur 3.3. Slått med ryddesag med 3-tanns sagblad ble utført 1. september 2023 i regi av NINA. Slått med ryddesag førte til at noen av gresstuene ble forstyrret, noe som muligens kan gi plass til frøplanter av dragehode. Foto: Ulrika Jansson/NINA.



Figur 3.4. Overvåkingslokaliteten før (øverst) og etter slått (nederst) utført 1. september 2023. Foto: Ruben E. Roos/NINA

3.4 Datainnsamling

For å samle inn data for før-tilstand ble følgende protokoll benyttet:

- Registrering av dekningsgrad av alle forekommende karplanter i totalt 20 1×1 m ruter:
 - 5 ruter med dragehode som ble slått senere i 2023
 - 5 ruter med dragehode som ikke ble slått senere (kontroll)
 - 5 ruter uten dragehode som ble slått senere i 2023
 - 5 ruter uten dragehode som ikke ble slått senere (kontroll)
- Registrering av antall forekommende fertile og vegetative individer samt småplanter av dragehode i rutene med dragehode. Denne metodikken samsvarer med metodikken som benyttes i basisovervåkingen av dragehode (Evju mfl. 2023). I tillegg ble forekomst/fravær av dragehodeplanter registrert for 16 småruter (25×25 cm) innenfor hver 1×1 m rute. Feltskjema for datainnsamling var lagt i ArcGIS Survey123 (Esri) og er vist i **Vedlegg 2**.
- Registrering av vegetasjonshøyden i fire hjørner for hver rute.
- Rutene ble kartfestet med høypresisjons-GPS.

Feltarbeidet ble gjennomført 23. og 26. juni 2023 av Ruben E. Roos, Ulrika Jansson og Siri Lie Olsen. Det ble ikke gjennomført vegetasjonsanalyser etter slått i september.

3.5 Datanalyser

Siden vi i 2023 bare har data som beskriver før-tilstanden, har det ikke blitt gjennomført statistiske analyser for å kvantifisere effekten av slått. Vi har undersøkt dataene for å se om det var *a priori* forskjeller mellom kontrollruter og ruter som skulle slås, samt ruter med og uten dragehode,

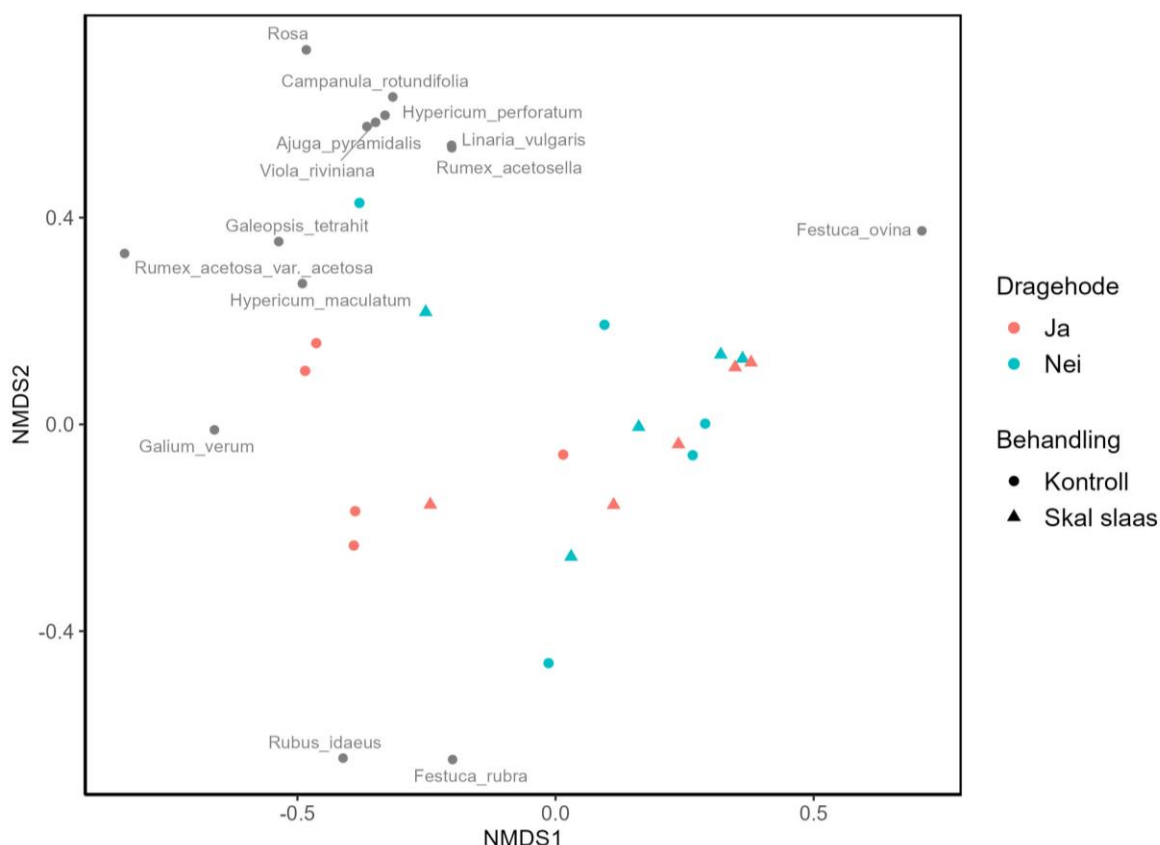
når det gjelder artsrikdom og vegetasjonssammensetning. For å teste forskjeller i artsrikdom ble Kruskal-Wallis test brukt.

For å visualisere eventuelle forskjeller i artssammensetningen mellom kontrollruter og ruter som ble slått i 2023, og mellom ruter med og uten dragehode, gjorde vi en ordinasjonsanalyse («non-metric multidimensional scaling»; NMDS). Analysen ble gjennomført på den relative abundansen av karplanteartene i rutene (dvs. der total dekning over alle arter i ruten summeres til 1), og Bray-Curtis ulikhetsmål («dissimilarity coefficients») ved hjelp av pakken vegan (Oksanen 2015) i R. I analysen ble det brukt tre dimensjoner (stress = 0.08). Å bruke flere dimensjoner ville ha redusert stress, men komplisert tolkningen av resultatene. I resultatene vises bare de to første aksene fordi de forklarer mest variasjon. Datasettet vil bli tilgjengelig på NINAs ipt-side: <https://ipt.nina.no/>. Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

3.6 Resultater

Det var en liten forskjell (Kruskal-Wallis chi-squared = 7,317, $p = 0,007$) i artsrikdom mellom kontrollrutene (14,1 arter) og ruter som senere ble slått i 2023 (13,1 arter). Ruter med dragehode hadde i gjennomsnitt noen flere (Kruskal-Wallis chi-squared = 10,041, $p = 0,002$) arter (14,2) enn ruter uten dragehode (12,6 arter). Vi vurderer disse forskjellene som veldig små.

Basert på ordinasjonsanalysen (**Figur 3.5**) kan det ikke konkluderes at vegetasjonssammensetningene er ulike i kontrollrutene og ruter som ble slått i 2023, og at det heller ikke er tilfellet for ruter med og uten dragehode.



Figur 3.5. Første to akser av NMDS-analysen på artssammensetningen i kontrollruter (prikker) versus i ruter som ble slått senere i 2023 («skal slaas»; trekanter), samt ruter med (røde) og uten (blå) dragehode. De signifikante planteartene ($p < 0,05$, basert på «permutation analysis» ($n=999$) med bruk av funksjonen «envfit» i R pakken vegan) vises i ordinasjonsrommet. NB dragehode er ikke en av disse.

3.7 Anbefalinger

I Roos mfl. (2023) skrev vi: «Fordi dragehode ofte forekommer i artsrike lokaliteter med andre rødlistede arter (Evju mfl. 2021b, Larsen & Høitomt 2022), bør overvåkingen også tilrettelegge for å undersøke effektene av tiltaket på andre arter. Vi har følgende anbefalinger til videre arbeid:

- Det vil være viktig å gjennomføre fulle vegetasjonsundersøkelser (med forekomst og mengde av alle karplantearter, samt dekning av ulike vegetasjonssjikt) før tiltak (år 1), i år 2 og deretter hvert andre eller tredje år. Dette sikrer også kunnskap om skjøtselseffekten på viktige blomsterplanter for pollinerende insekter.
- Det vil også være gunstig å ta jordprøver (jorddybde, jordkjemi), som kan å bidra til å forklare eventuelle variasjoner i skjøtselseffekter.»
- Vi anbefaler å følge opp skjøtselsforsøket på Horgen med datainnsamling på vegetasjonssammensetning og forekomst av dragehode i 2024. Det er først da vi vil kunne se de første resultatene etter et år med gjennomført slått.
- I 2025 bør det gjennomføres en ny runde med slått, samt en forenklet undersøkelse av vegetasjonen (vegetasjonshøyde, dekning, forekomst av dragehode).
- Prosjektet bør også utvides til flere lokaliteter for å sikre at resultatene gjelder for flere enger med dragehode.

4 Honningblom

4.1 Bakgrunn om arten

Honningblom, *Herminium monorchis*, er en 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 (Høitomt & Brynjulvsrud 2017). Arten er kritisk truet (CR) på Rødlista for arter 2021 (Artsdatabanken 2021).

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.

NINA var i kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken og nasjonalparkforvalter i Ytre Hvaler nasjonalpark i forkant av årets feltarbeid. Ingen nye tiltak var planlagt i år (se under), og det ble ikke gjennomført felles befaringer.

4.2 Skjøtsel på overvåkingslokalitetene

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

Skjøtsel på de fire overvåkingslokalitetene er grundig beskrevet i Evju mfl. (2022a), Evju (2021) og i Ekelund (2019a, b). Det har ikke vært noen endringer i skjøtelseregime mellom 2022 og 2023.

På Skipstadsand slås det to ganger per sesong (juni, før honningblom er kommet opp) og etter frøsetting. Slått plantemateriale fjernes, og i tillegg lukes det rundt plantene. På Skjellvik har tiltakene gradvis blitt utvidet i omfang (se **tabell 4.1** i Evju mfl. 2022a), og siden 2016 er arealet med honningblom slått to ganger årlig. I 2023 ble det slått en ekstra gang i det mest produktive området langs østkanten av gjerdet (ved rutene 23 og 24, se **Figur 4.2**), der det per nå ikke vokser honningblom. På Teneskjær beites det av frittgående Herefordkyr, men det er ingen aktiv skjøtsel utover dette. På Filletassen beites det noen år med 2–3 bukker, men det var ingen tegn til beiting i år, og det slås i august.

Felles for de fire lokalitetene er at tiltakene gjennomføres på hele arealet. Det er per nå derfor ikke grunnlag for å undersøke effektene av skjøtsel mot kontrollområder uten skjøtsel.

4.3 Datainnsamling

Design for overvåking er beskrevet i Evju mfl. (2022a). Overvåkingen omfatter 67 permanente vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m, fordelt på Skipstadsand (15; **Figur 4.1**), Skjellvik (27; **Figur 4.2**), Teneskjær (15; **Figur 4.3**) og Filletassen (10; **Figur 4.4**). Alle rutene er merket med aluminiumsrør og med høypresisjons-GPS.

I overvåkingsrutene registreres (**Vedlegg 3**):

- 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

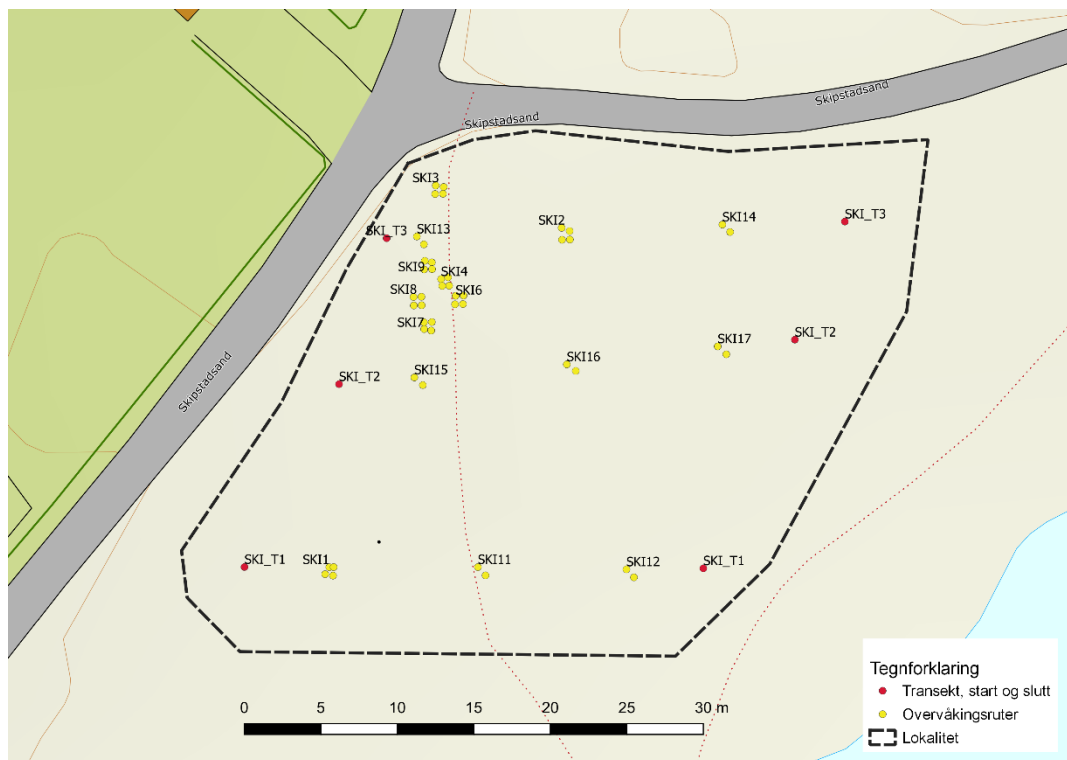
- Dekning av feltsjikt (%)
- Dekning av bunnsjikt (%)
- Dekning av dødt organisk materiale (strø; %)
- Dekning av gjengroingsarter (%)
- Dekning av fremmede arter (%)
- Dekning av andre rødlistearter (%)

I tillegg registrerte vi i 2023 jorddybde til grunnfjell eller kompakt gruslag med en spesiallaget tynn pinne av aluminium (**Figur 4.5**), målt til nærmeste 0,5 cm langs to av rutens sider.

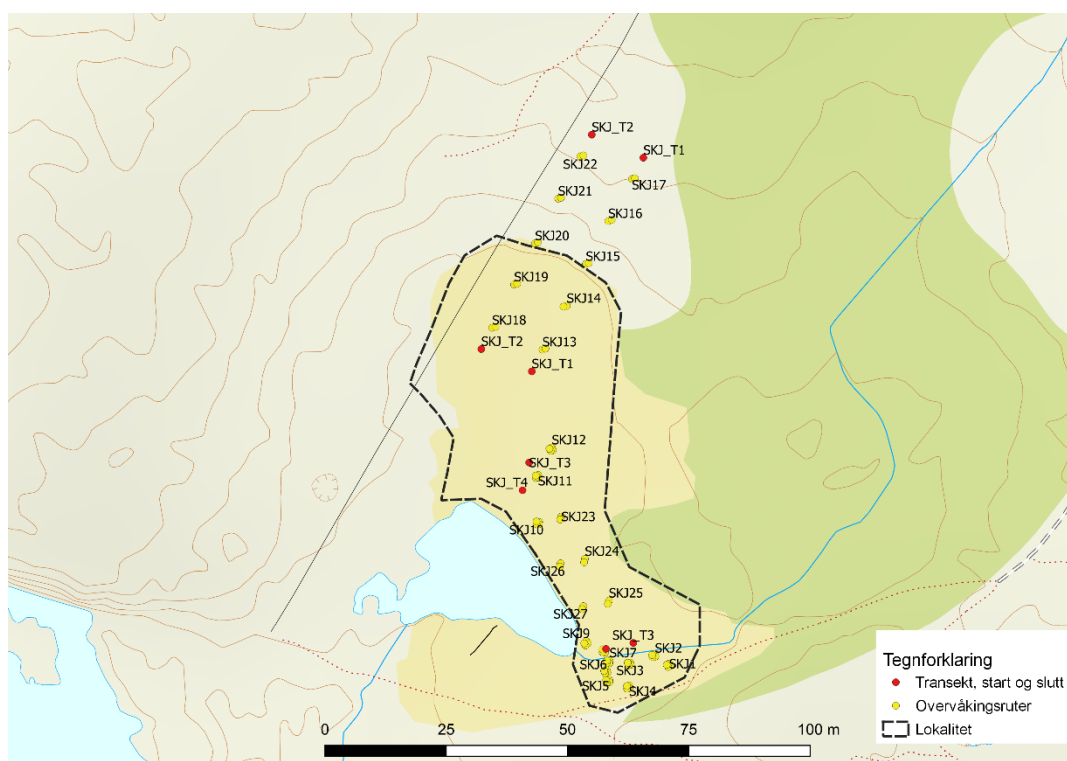
Forekomst/fravær av honningblom registreres langs faste transekter, for hver meter av transektene (**Figur 4.1-4, Vedlegg 3**). Start- og slutt punkt for transektene er merket med aluminiumsrør og høypresisjons-GPS. Det ble registrert forekomst/fravær av honningblom langs totalt 416 meter med transekter, fordelt på Skipstadsand (3 transekter, 90 m), Skjellvik (4 transekter, 180 m), Teneskjær (2 transekter, 60 m) og Filletassen (8 transekter, 86 m).

Datainnsamling ble gjennomført 3.–5. juli 2023 av Marianne Evju og Ruben E. Roos.

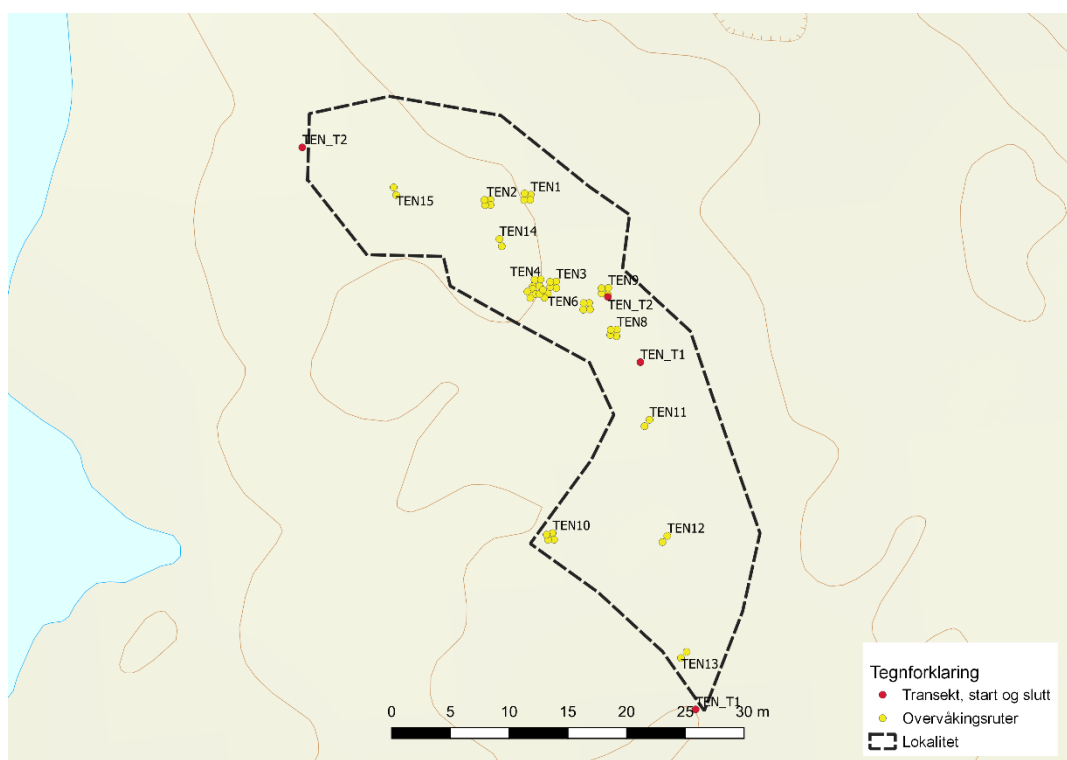
Den 2. august 2023 hadde vi en felles befarings til Skipstadsand og Skjellvik med Ellen Svalheim (NIBIO), som samlet inn frø til forsøk med oppformering av honningblom. Dette rapporteres i egen rapport til Statsforvalteren i desember 2023. Evju og Roos samlet også frø til den nasjonale frøbanken den 24. august 2023.



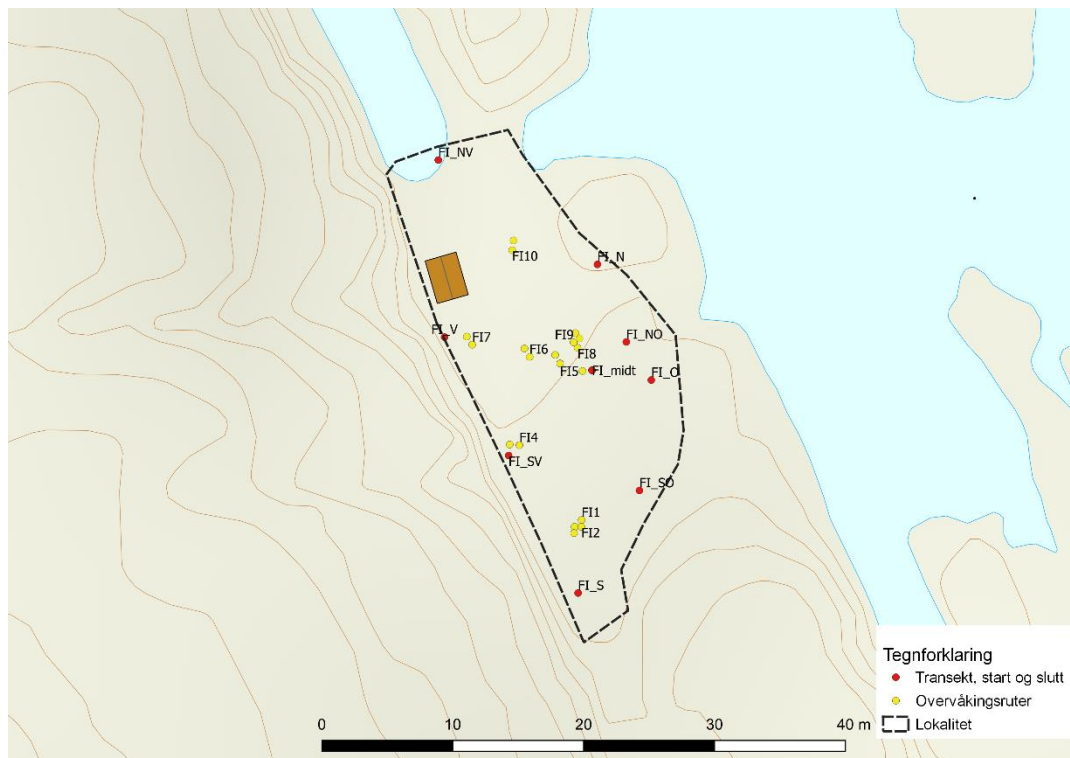
Figur 4.1. Oversikt over overvåkingsruter på Skipstadsand. Ruter SKI1-10 ble etablert i 2014, mens SKI11-17 ble etablert i 2021 langs tre nyetablerte transekter (SKI_T1-3).



Figur 4.2. 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).



Figur 4.3. 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).



Figur 4.4. Oversikt over overvåkingsruter på Filletassen. Alle ruter ble etablert i 2020.



Figur 4.5. Jorddybde ble målt til nærmeste 0,5 cm på to punkter per overvåkingsrute. En tynn pinne ble stukket ned så langt det gikk, og en trekloss ble skjøvet ned til jordoverflaten. Deretter målte vi lengden fra klossen til enden av pinnen. Foto: Marianne Evju/NINA.

4.4 Dataanalyser

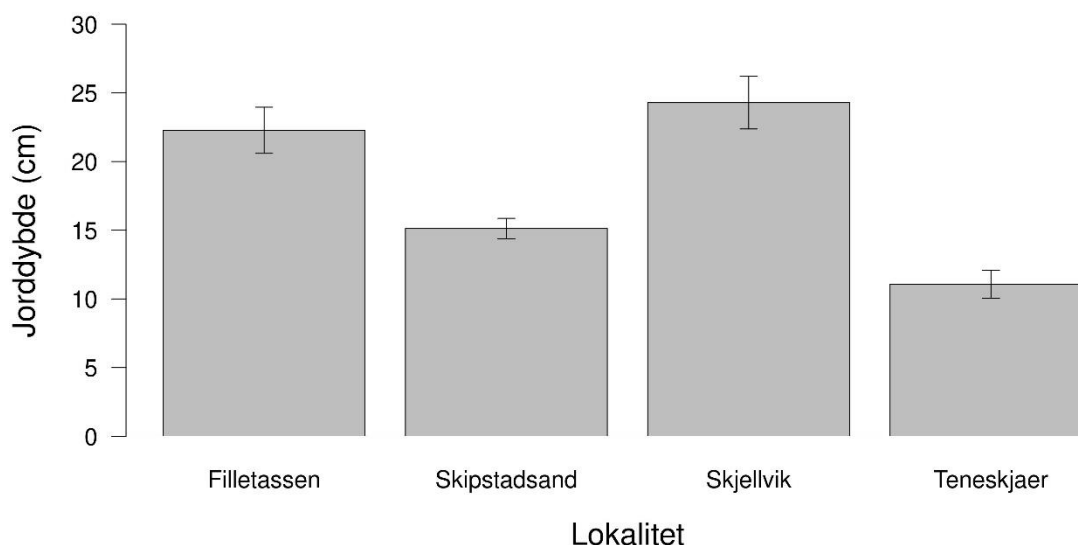
Formålet med overvåking av honningblom er å få kunnskap om populasjonsstørrelse og -struktur, og hvordan dette endrer seg over tid. Denne kunnskapen kan fungere som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak.

For å kvantifisere populasjonsstørrelsen av honningblom ble antallet individer i overvåkingsrutene analysert for hver forekomstlokalitet. Siden forekomst av honningblom ikke har blitt registrert over hele overvåkingsperioden på noen av lokalitetene, skiller vi mellom «opprinnelige» og «alle» ruter. I tillegg ble transektdataene brukt for å estimere populasjonsstørrelse på de fire lokalitetene. Denne metodikken er beskrevet av Evju mfl. (2022a). I tillegg beregnet vi gjennomsnittlig jorddybde i overvåkingsrutene.

Datasettet fra overvåkingen vil bli tilgjengeliggjort på NINAs ipt-side: <https://ipt.nina.no/>. Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

4.5 Resultater

Jorddybden varierte mellom de fire lokalitetene; den var størst på Skjellvik, fulgt av Filletassen, og betydelig mindre på Skipstadsand og Teneskjær (**Figur 4.6**). I noen av rutene på Skjellvik var målepinnen for kort (38 cm) til å måle reell dybde, så jorddybden på Skjellvik er noe underestimert.

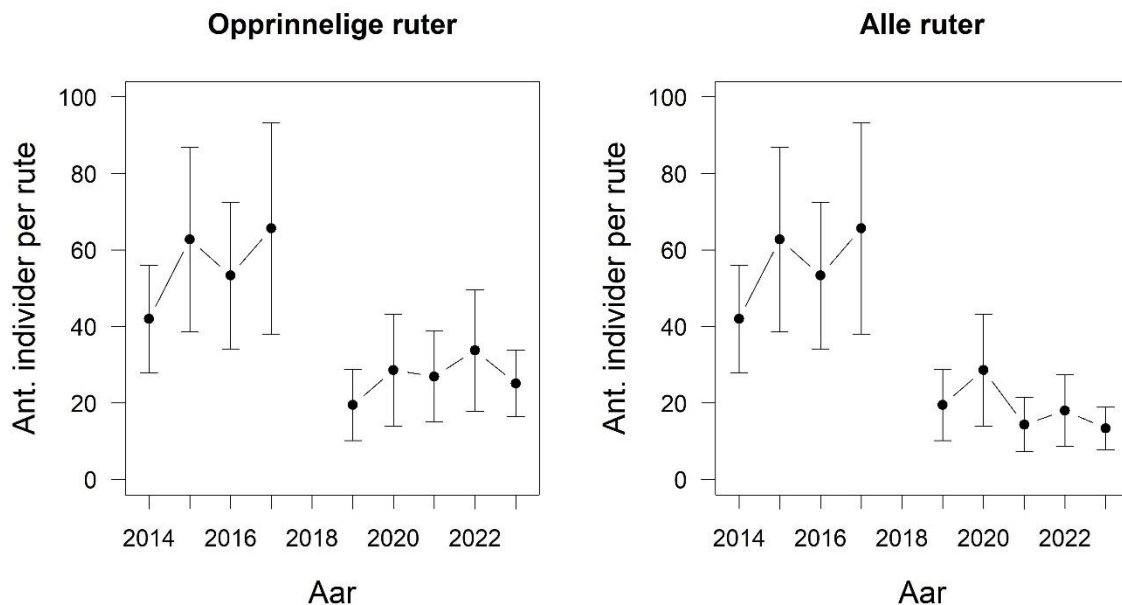


Figur 4.6. Gjennomsnittlig jorddybde i overvåkingsrutene på de fire lokalitetene, i cm. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervall.

Skipstadsand

Antall individer per overvåkingsrute på Skipstadsand var betydelig høyere i perioden 2014–2017 enn 2019–2023, og det var noe lavere antall individer i rutene i 2023 enn i 2022 (**Figur 4.7**).

Det lavere antallet individer per rute synes også i en noe lavere estimert populasjonsstørrelse på Skipstadsand i 2023 (457 individer) enn i 2022 (613 individer; **Figur 4.11**), og er på samme nivå som i 2021 (488), dvs. stabilt lavere enn før tørkesommeren 2018 (**Figur 4.11**). Merk imidlertid stor usikkerhet rundt estimatene. Andelen av individene som er fertile, varierer mellom 20 og 30 % på Skipstadsand (**Figur 4.12**).



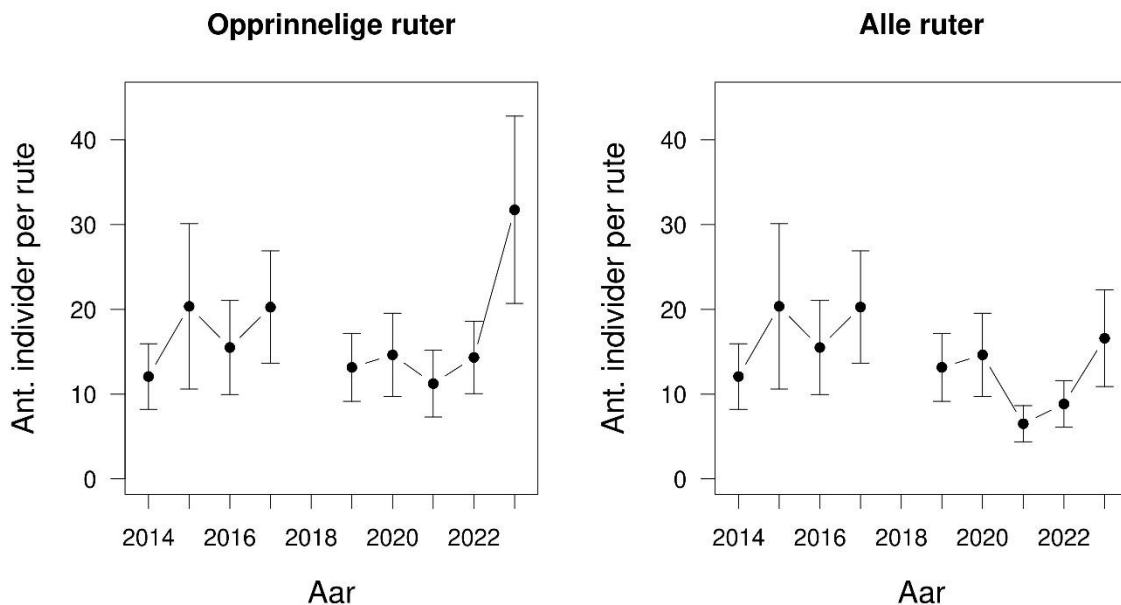
Figur 4.7. Antall individer per rute på Skipstadsand, i de åtte rutene med data fra 2014–2023 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter fra 2021 inkludert (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall.

Skjellvik

Det har aldri blitt registrert flere individer per rute i de tolv rutene som har inngått i overvåkingen siden 2014, enn i 2023 (**Figur 4.8**).

Skjellvik har den største honningblompopulasjonen av de fire overvåkingslokalitetene, og den estimerte populasjonsstørrelsen er den største siden overvåkingen startet (**Figur 4.11**), tre ganger så stor som i 2022 (ca. 34 700 individer vs. 11 300 i 2022), selv om det er stor usikkerhet rundt estimatene.

Andelen av individene som er fertile, varierer mellom 20 og 30 % på Skjellvik (**Figur 4.12**).

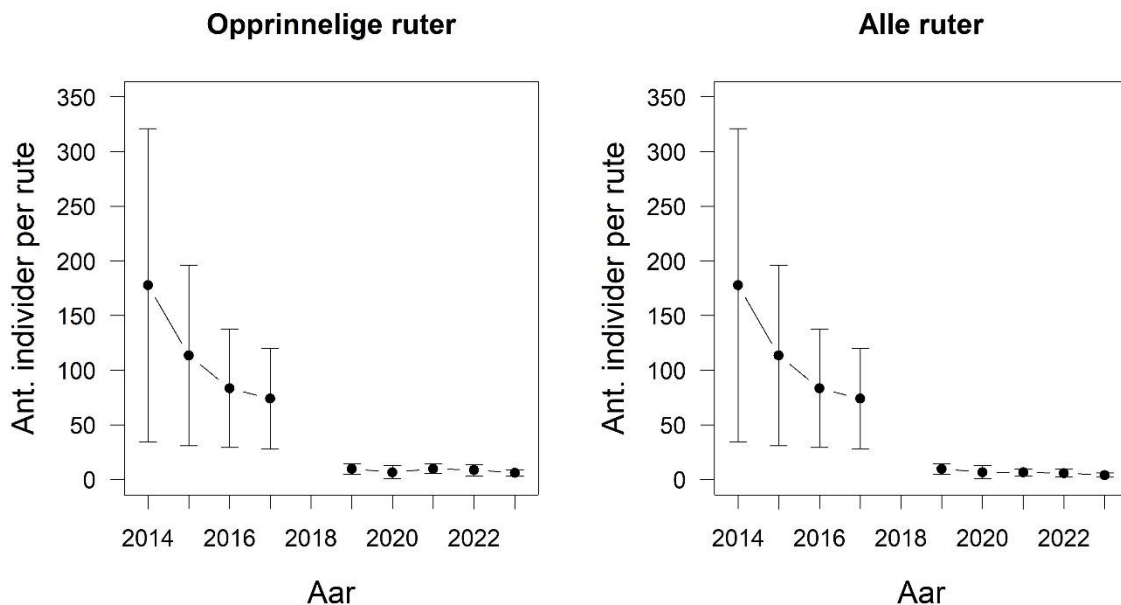


Figur 4.8. Antall individer per rute på Skjellvik i de tolv rutene med data fra 2014–2023 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter inkludert fra 2021 (alle ruter, $n = 27$). Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall.

Teneskjær

Antall individer i overvåkingsplottene på Teneskjær viser en kraftig nedgang i overvåkingsperioden, og et lavt, men stabilt tall (ca. 300) fra 2017 til 2022 (**Figur 4.9**). Populasjonen viser ingen tegn til bedring på dette tidspunktet.

På Teneskjær har den totale estimerte populasjonsstørrelsen økt noe fra 286 i 2022 til 397 i 2023. Den kraftige reduksjonen av populasjonen siden 2017 er dermed uendret (**Figur 4.11**), men populasjonen har vært stabil siden 2019. Andelen fertile individer var høyere i 2023 enn i de fleste andre årene (ca. 10 %; **Figur 4.12**).

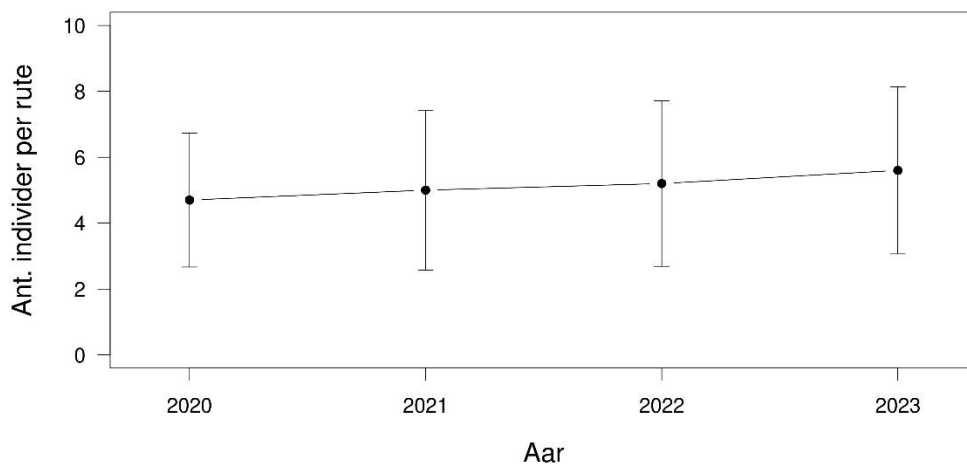


Figur 4.9. Antall individer per rute på Teneskjær, i de ti rutene med data fra 2014–2023 (opprinnelige ruter) og nyetablerte ruter inkludert fra 2021 (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall.

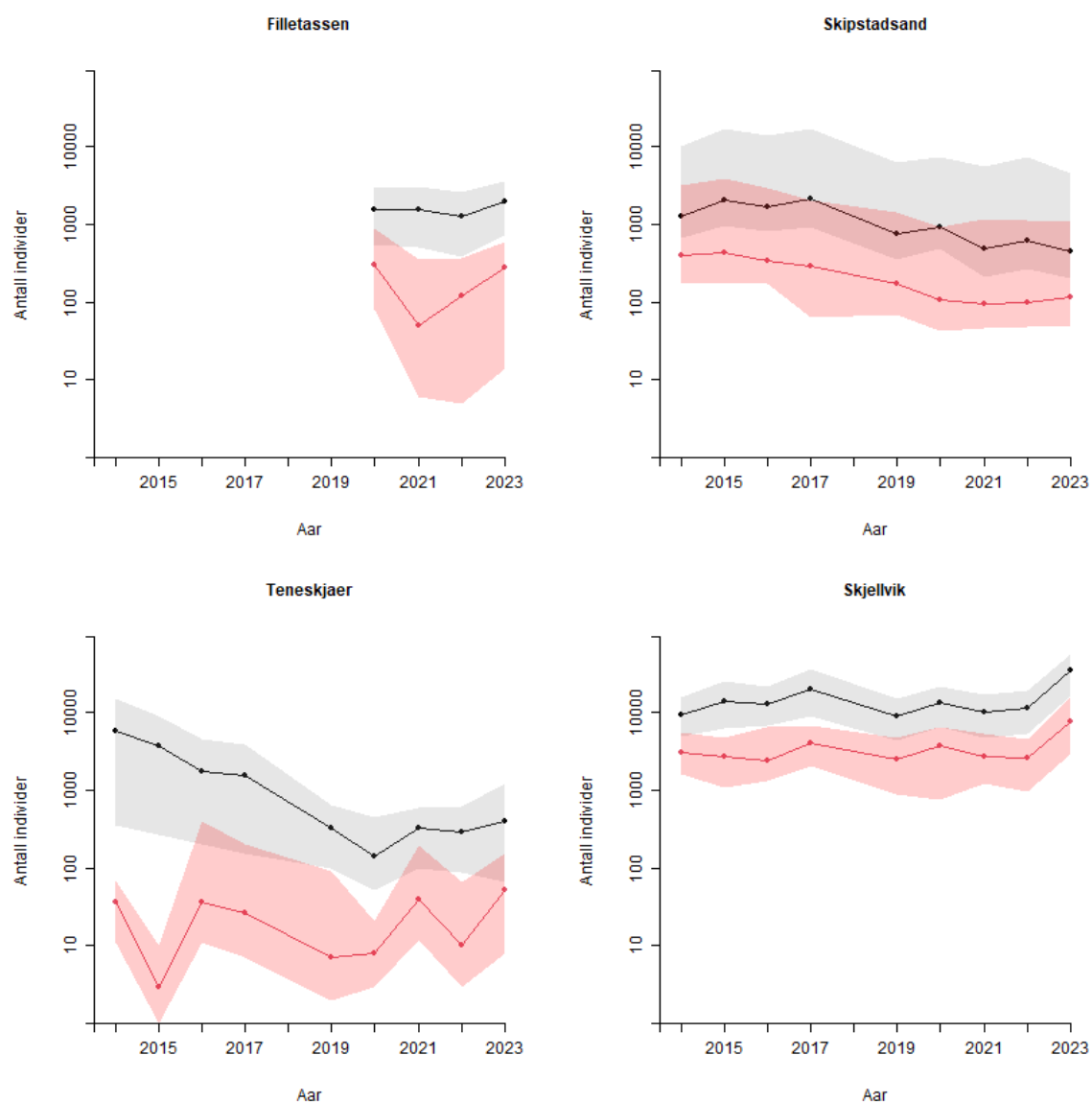
Filletassen

Antallet observerte individer per overvåkingsrute har ikke endret seg på Filletassen mellom 2020 og 2022. Andelen fertile individer var høy i 2020 (ca. 30 %), men har vært betydelig lavere siden (ca. 10%; **Figur 4.12**).

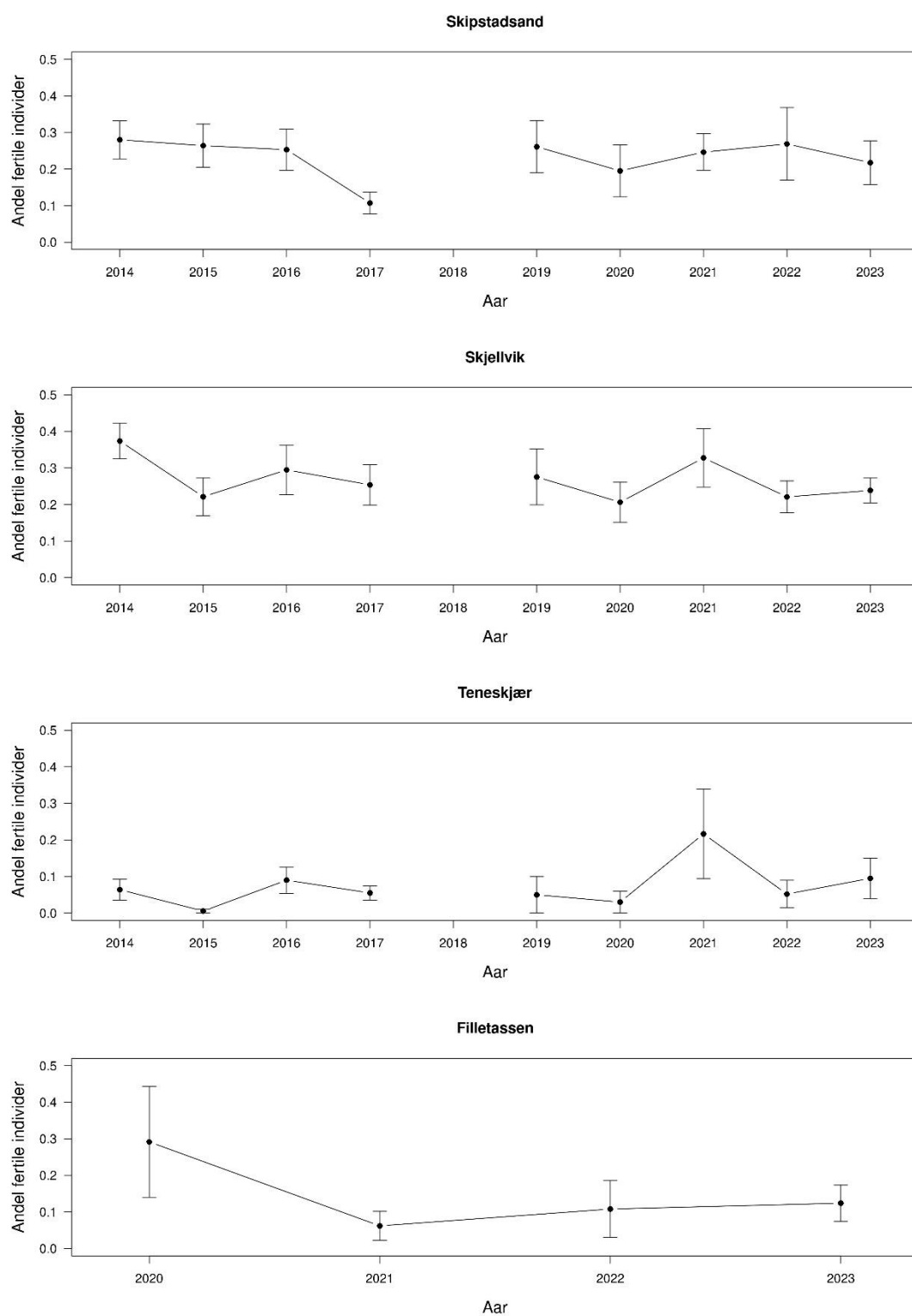
Den estimerte totale populasjonsstørrelsen på Filletassen økte fra 1271 i 2022 til 1990 i 2023, det største estimatet for denne populasjonen i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 4.11**).



Figur 4.10. Antall individer per rute på Filletassen i de ti rutene fra 2020 til 2023. Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall.



Figur 4.11. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Filletassen, Skipstadsand, Teneskjær, og Skjellvik i perioden 2014–2023. Skravede områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.



Figur 4.12. Andel fertile (antall fertile/totalt antall observerte individer) individer i overvåkrutene, for hver av de fire lokalitetene. Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall. Tallene er basert på observasjoner fra alle ruter med data for hvert år, og individer uten overjordisk biomasse er ikke tatt med.

4.6 Oppsummering og anbefaling for videreføring

Våren og forsommeren 2023 var Sør-Norge preget av alvorlig tørke, med under 25 % av normalnedbør i mai (Gangstø mfl. 2023a) og under 50 % i juni (Gangstø mfl. 2023b). Data fra Meteorologisk institutt viser at gjennomsnittstemperaturen på Asmaløy var 0,4 °C over normalen i mai og 2,5 °C over normalen i juni. Vekstsesongens første nedbør av betydning kom den 27. juni (25,6 mm). Vi tror denne tørken og varmen kan ha påvirket honningblom negativt på noen av lokalitetene. I en langtidsovervåking av honningblom i England fant Wells et al. (1998) at en tørkesommer kunne ha negativ effekt på honningblompopulasjonen, gjennom at en økt andel av populasjonen gikk i dvale. Tidsseriene fra vår overvåking samsvarer med disse resultatene; tørkesommeren i 2018 ser ut til å ha påvirket honningblompopulasjonene negativt, særlig på Skipstadsand og Teneskjær (se også Evju et al. 2022b).

Det har aldri blitt registrert flere individer på Skjellvik enn i år. Populasjonen på Skjellvik vokser på et fuktig område, i hovedsak semi-naturlig myr med tykt jordsmonn, og det er mye som tyder på at denne populasjonen er mer motstandsdyktig mot en tørkesommer enn de andre populasjonene. På Skipstadsand vokser honningblom i den indre (øvre) delen av strandenga. Jordsmonnet her er grunnere (**Figur 4.6**), og det kan ha ført til økt dødelighet, eller økt frekvens av dvale, i den tørre perioden i juni. Også på Teneskjær, der jordsmonnet er grunt og godt drenert, antar vi at tørken har negativ effekt. Vi vet ikke om tørke er den eneste – eller viktigste – årsaken til tilbakegangen, men resultatene kan tyde på det og viser betydningen av lange tidsserier for å forstå og forutsi utviklingen i populasjonene. Vi anbefaler at populasjonsovervåkingen av honningblom videreføres, sammen med den tette dialogen mellom Statsforvalter, nasjonalparkforvalter og oppdragstaker.

Det kan gjennomføres flere tiltak på lokalitetene (se Ekelund 2019b, Kyrkjeeide mfl. 2023), for å bedre habitatkvalitet og øke potensielt habitat for honningblom. For eksempel bør det testes ut å beskytte deler av populasjonen på Teneskjær mot beite og tråkk fra kyr. Det må sikres gode rutiner for stedfesting av (nye) tiltak, og nye tiltak bør følges av en vurdering av behov for utvidet samplingintensitet, for å kunne vurdere effekten av tiltakene og populasjonsutviklingen for honningblom.

I tillegg er det utviklet et forslag til program for bevaringsutsetting av honningblom (Roos mfl. 2023), som kan gjennomføres som del av oppfølgingen av tiltaksplanen utviklet i Rød til grønn-prosjektet (Kyrkjeeide mfl. 2023). I programmet er det foreslått seks delprosjekter (se **Figur 3.4** og **Figur 3.5** i Roos mfl. 2023):

1. Kartlegging og overvåking av dagens forekomster
2. Bedre kunnskap om honningblom og dens mykobionter
3. Innsamling av frø til spiringsforsøk *ex situ*
4. Identifisere potensielle utsettingslokaliteter
5. Oppformering av honningblom *ex situ*
6. Bevaringsutsetting og overvåking

Delprosjekt 3 er gjennomført i år, med midler fra Statsforvalteren i Oslo og Viken til NIBIO (prosjektleder) og NINA. Det ble samlet frø fra Skjellvik og Skipstadsand hhv. 2. og 14. august. Det ble først testet spiring av svenske frø (samlet av samarbeidspartner Svante Malmgren), med ulike konsentrasjoner av klorløsning for bleking og ulik lengde på blekingsprosessen (Svalheim 2023). Frøene spirte med spiringsprosent opp mot 50 %. Per 1. november var det gjort to såinger av norske frø, basert på erfaringene med de svenske, men spiringen har vært dårlig. Planen er å sette sådd frø på næringsagar til kjøling, som sannsynligvis vil bidra til bedre spiring. Frøene ser imidlertid bra ut, med store embryoer (Svalheim 2023).

I tillegg er det startet en kunnskapsinnhenting om honningbloms mykobionter på de fire lokalitetene (delprosjekt 2; Roos, Evju, Davey in prep.). For 2024 anbefaler vi at det prioriteres midler til delprosjekt 5, dvs. utvikling av protokoll og etablering av system for oppformering av

honningblom *ex situ*. Videre vil bedre kartlegging av de fire overvåkingslokalitetene (delprosjekt 1), særlig med hensyn på vegetasjonssammensetning, mikroklima og jordsmonn, være sentralt for senere å kunne identifisere egnede lokaliteter for utsetting (delprosjekt 4) og til sist faktisk utsetting (delprosjekt 6). Vi jobber med å rekruttere en til to masterstudenter til kartlegging av vegetasjonssammensetning, mikroklima og jordsmonn.

5 Elvesandjeger

5.1 Bakgrunn om arten

Elvesandjeger, *Cicindela maritima*, er en løpebille (Carabidae) som i Norge er knyttet til sandflater langs større elveløp (**Figur 5.1**). I dag har arten forekomster i Tanavassdraget (Tana, Karasjøhka, og Anarjøhka), Altaelva, Gaula i Trøndelag, Gudbrandsdalslågen inkl. Ottavassdraget, og Glomma i Solør og inkl. Folla i Alvdal (Direktoratet for naturforvaltning 2009, Ødegaard mfl. 2014, Hanssen 2023). Fordi arten er knyttet til kraftig fragmenterte habitater på få forekomster, i tillegg til flere trusselfaktorer, er arten vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for arter og ble utvalgt som prioritert art i 2011 (Ødegaard mfl. 2021).



Figur 5.1. Elvesandjeger har de senere årene kun forekommet på kun fire lokaliteter ved Gaula, og har gått ut på ytterligere seks lokaliteter siden 1980-tallet. I løpet av sommeren 2023 gikk den også ut på Gravråk M, men håpet er at restaurering skal bringe den tilbake. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

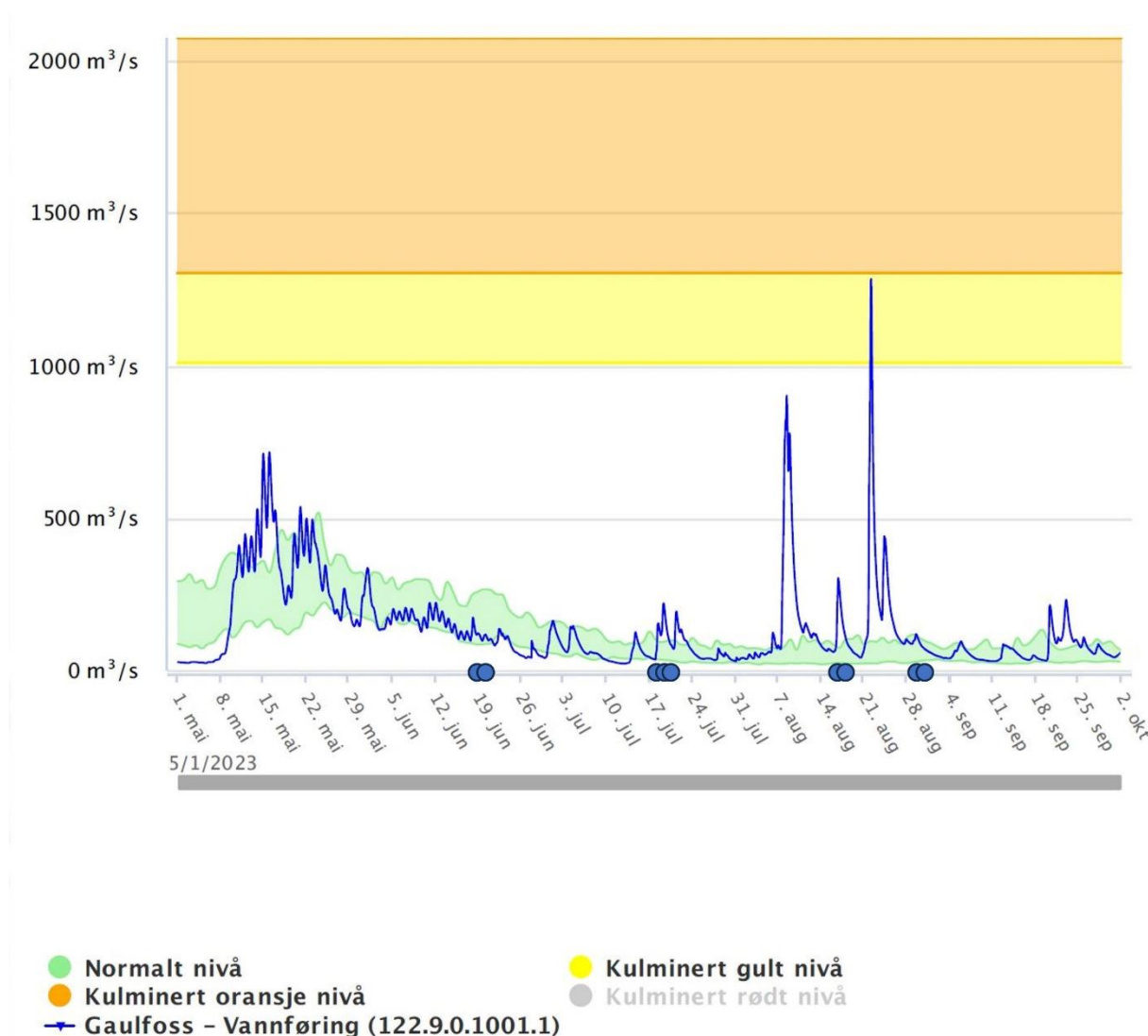
Hunnen legger eggene direkte ned i sanden, hvor larvene utvikler seg over to til tre år til voksenstadiet. Arten er derfor avhengig av tilgang til finere substrat som silt og finsand, som avsettes på stillere og høyereliggende arealer under flom. Fordi disse arealer gror raskt igjen og elveløpet normalt endrer seg over tid, er artens habitat nokså dynamisk (Ødegaard & Hanssen 2010). Dagens populasjoner trues av endringer i habitatet, for eksempel på grunn av vassdragsreguleringer og kanaliseringer som fører til endret eller redusert dynamikk i økosystemet. I tillegg er lokalitetene preget av økt gjengroing blant annet fra fremmedarter som hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), og billens larvehull kan ødelegges direkte gjennom tråkk (Evju mfl. 2022b).

Som en oppfølging av artens handlingsplan, inngår en overvåking av bestanden på de fire gjenværende lokalitetene ved Gaula: Kregnesteigen, Storrønningen, Fornes, og Gravråk Midtre i Melhus kommune, Trøndelag. For kartfesting og lokalitetsbeskrivelser m.m., se Hanssen (2023),

samt Evju mfl. (2022a,b). Feltarbeid knyttet til telling av larvehull er finansiert av Statsforvalteren i Trøndelag, og resultatene rapporteres separat til Statsforvalteren i Trøndelag.

5.2 Datainnsamling

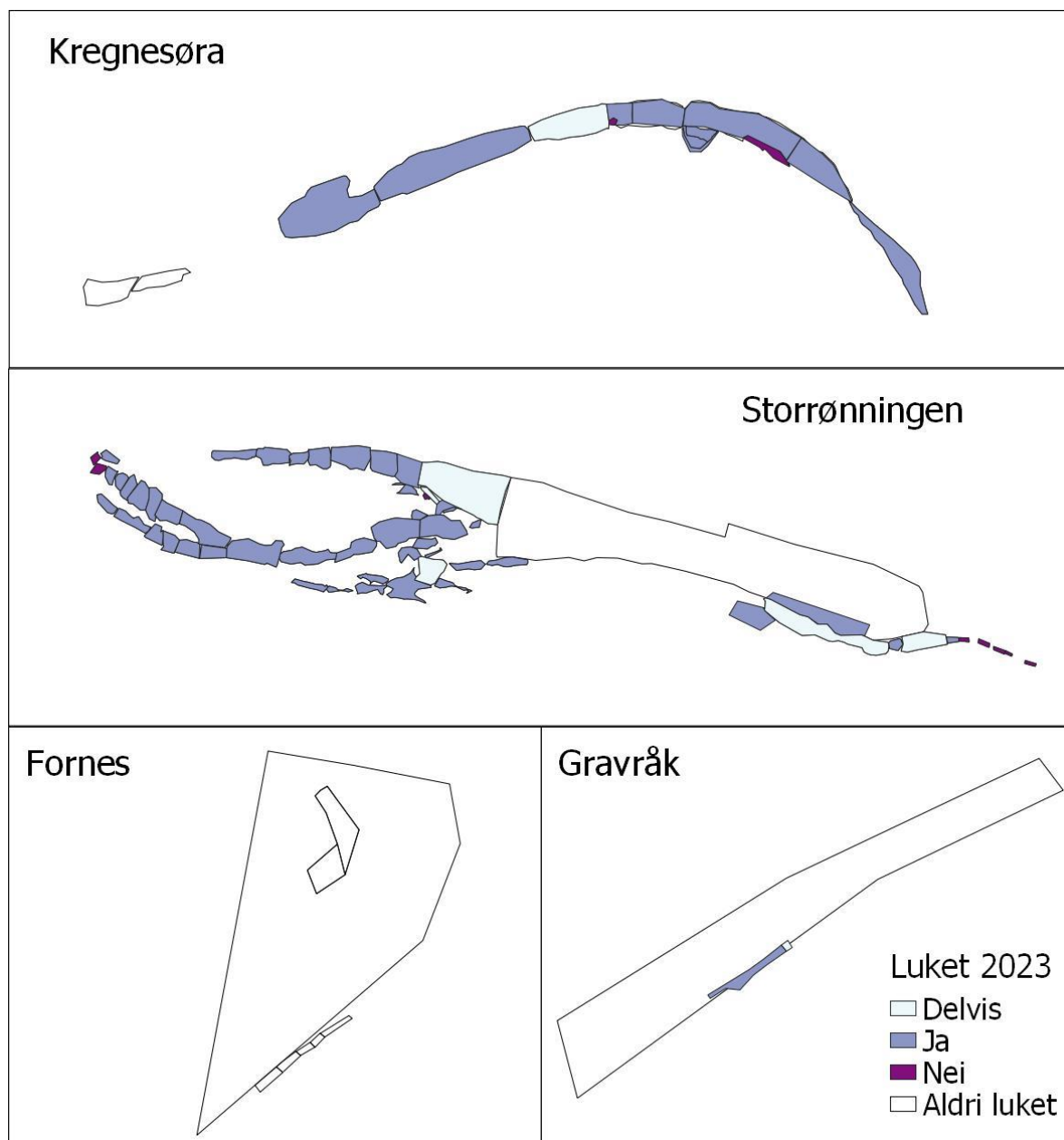
NINA har i 2023 totalkartlagt larver av elvesandjeger etter protokoll jf. Evju mfl. (2022b) hele fire ganger denne sommeren, grunnet to store styrtregnflommer i løpet av august (uke 32 og 34), jf. **Figur 5.2**. Tellingene ble foretatt på de fire lokalitetene Fornes, Storrønningen, Kregnesteigen og Gravråk M, i ukene 25, 29, 33 og 35. Været var også i år preget av mye nedbør, men hadde til forskjell fra 2022 en tørrere og varmere juni. Juni hadde 15 observerte nedbørsdager, men 7 av dem med mindre enn 1 mm, mens juli og august hadde 17 og 23 nedbørsdager (Kotsøy målestasjon, SeKlima 2023).



Figur 5.2. Vannføring ved Gaulfoss mai-august 2023 (blå linje) med to flommer i august (uke 32 og 34). Det gule område (vannføring >1008 m³/s) viser vannføring tilsvarende middelflom, mens det oransje viser vannføring tilsvarende 5-årsflom (>1304 m³/s). Normal vannføring vises i grønn. Data og figuren er innhentet fra sildre.nve.no. Blå sirkler på tidslinjen angir tidspunkt for telling av elve-sandjegerlarver.

5.3 Gjennomført skjøtsel

For å øke arealet av egnet habitat til elvesandjeger ble lusing av lupiner gjennomført i regi av Midtnorsk naturundersøkelse (Evju mfl. 2022a,b, Solberg & Vullum 2022, 2023). Lusing av lupiner er ment å øke arealet med åpne områder og øke forflytning av substrat gjennom økosystemet. Det ble luket på Gravråk M, Kregnesøra, og Storrønningen, jf. **Tabell 5.1**. Lukingen ble utført manuelt, med unntak av engen foran fiskerhytta på Kregnesøra, hvor det ble luket med gravemaskin i november 2022 (Solberg mfl. 2022, **Figur 5.4**). Fjernet plante-materiale ble fraktet ut fra området i trillebår og rammesekker og levert på gjenvinningsstasjon med mottak for fremmede arter.



Figur 5.3. Kart over de fire overvågingslokaliteter av elvesandjeger. Fargene viser hvor det ble luket i 2023. Ingen lusing ble foretatt på Fornes. De store hvite polygonene er grus- og steindominert, og er ikke habitat for elvesandjeger.

Tabell 5.1. Areal luket for lupin i 2023.

Luket 2023	Gravråk M	Kregnesteigen	Storrønningen	Areal (m ²)
Delvis	32	1858	4442	6332
Ja	332	15752	11517	27601
Nei		336	247	583



Figur 5.4. Kregnesteigen den 19. juli (øverst) og 31. august (nederst) 2023. Denne sandflaten ble restaurert fra en eng med gras, urter og lupiner i november 2022. Elvesandjeger la egg på den allerede forsommeren 2023, som resulterte i ca. 100 larvehull (1. og 2. stadium) i juli. Etter den første august-flommen dukket det også opp en rekke 3.stadiumslarver (dvs. 2022-generasjonen), med helt ukjent opprinnelse. Det nye og tykke sandlaget dekte halvparten av den restaurerte flaten, og en god del av årets årgang med larvehull (2. stadium) ble ikke gjenfunnet den 31. august. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

5.4 Dataanalyser

5.4.1 Bestandsovervåking

For å kartfeste og illustrere endringer i funn av elvesandjeger over tid ble et vektet tetthetskart utarbeidet, jf. Evju mfl. (2022b). Separate kart ble laget for hvert stadium i livssyklusen (larvestadium 1, 2 og 3, og voksne) ved å bruke observasjoner fra august hvert år siden 2018. For å kunne sammenligne med tidligere år ble bare registreringer fra midten av august (etter første august-flommen) brukt i tetthetskartene. Tetthetene på Gravråk og Fornes er så lav at det ikke vises på kart, og vi presenterer derfor bare resultatene for Kregnesteigen og Storrønningen.

5.4.2 Effektovervåking

For å undersøke effekten av luking på antall larver ble den gjennomsnittlige tettheten av hvert larvestadium og for voksne hentet ut for hvert av de lukede polygonene og analysert med en negativ binomial analyse i R v. 2023.09.1, jf. Evju mfl. (2022b). I modellene ble tettheten av elvesandjeger i 2022 og gjennomført skjøtsel i 2023 brukt som forklaringsvariabler. De områdene som aldri er luket (se **Figur 5.3**) er ikke inkludert, da tettheten av elvesandjeger her er stort sett 0. Vi har også testet antall ganger luket og tid siden siste luking, men disse forklaringsvariablene gjorde ikke modellene bedre. Gjennomført skjøtsel i 2023 fanger også opp at områdene er luket tidligere (se **Figur 5.3**).

Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

5.4.3 Effekter av sommerens flommer

For å undersøke effekten av flommene i august (**Figur 5.2**) laget vi samme type tetthetskart som beskrevet over, men basert på observasjoner av alle larvestadier samlet i uke 33 versus 35.

5.5 Resultater

5.5.1 Bestandsovervåking

Tellingene av elvesandjeger ble foretatt på de fire lokalitetene Fornes, Storrønningen, Kregnesøra og Gravråk M, i ukene 25, 29, 33 og 35 (**Tabell 5.2**). Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektbase (<https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>; Ødegaard mfl. 2023).

I uke 25 ga tellingene på de fire lokalitetene hhv. 244, 717, 570 og 5 larvehull. Tilsvarende tall fra uke 29 var som forventet en del høyere på de tre førstnevnte lokalitetene, men tilsynelatende tomt på Gravråk M., dvs. 470, 2243, 1083 og 0. Denne økningen har flere årsaker, men først og fremst at det tilkommer en ny generasjon.

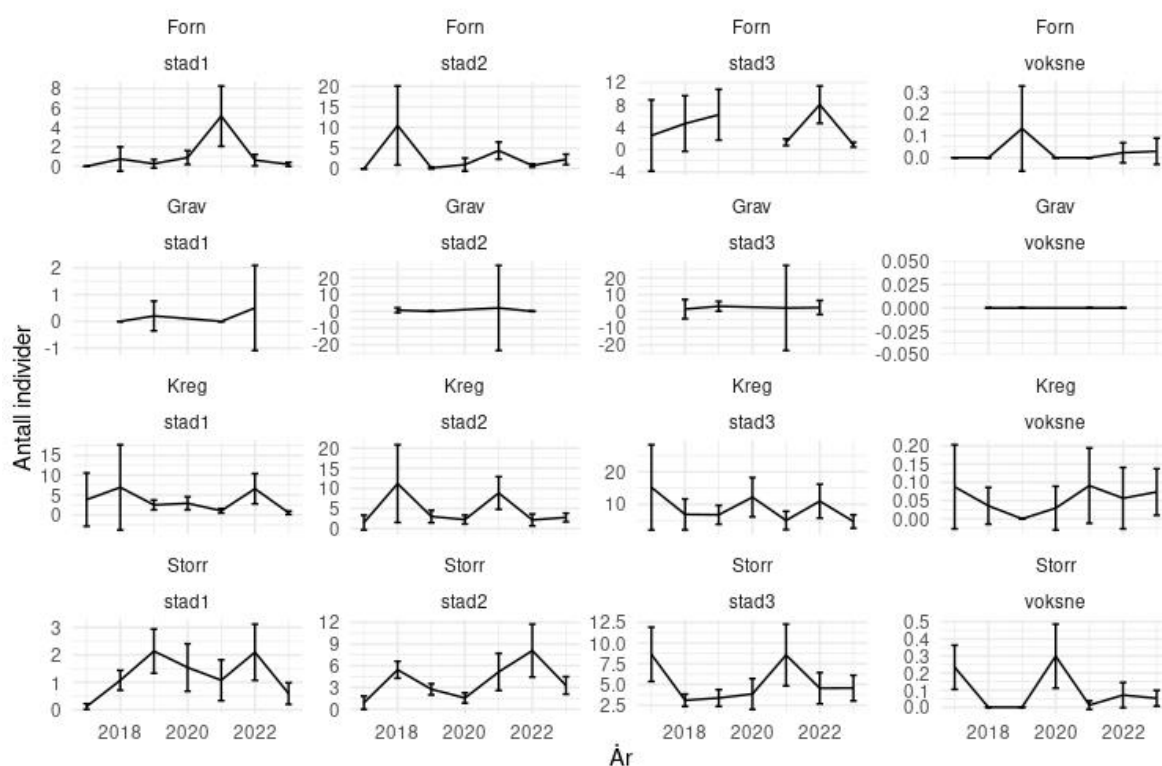
I uke 33 var tallene halvert på grunn av flommen i uke 32 (7.- 9. august), som hadde endret mye på artens leveområder, både gravd vekk sandbanker og lagt opp nye. Ti dager senere (uke 33) var antall larvehull redusert til hhv. 113, 801, 544 og 0. Det er uvisst om det fremdeles var levende larver i sanden som ikke hadde laget seg nye hull etter at de fikk ødelagt sine opprinnelige. Det antas at en god del av larvene var skylt vekk og druknet.

Fire døgn etter denne 3. tellingen, i uke 34 (22. august), kom det en enda kraftigere flomepisode, hvor det ble målt hele 1275 m³/s ved Gaulfoss (**Figur 5.2**). Begge flomepisodene i august var større og kraftigere enn vårfloppen i mai, men av kortere varighet. Vannet gikk hele 2–5 m over alle elvesandjegerforekomstene. Så høy vannføring har det ikke vært i Gaula siden juni 2010 og august 2011, hvor det også ble registrert en kraftig nedgang i bestanden av elvesandjeger i løpet

av årene 2011-2013, jf. Ødegaard mfl. (2014). Tellingene i uke 35 ga da enda lavere larvetall enn i uke 33, hhv. 159, 262, 210, 0 (**Tabell 5.2, Figur 5.5**).

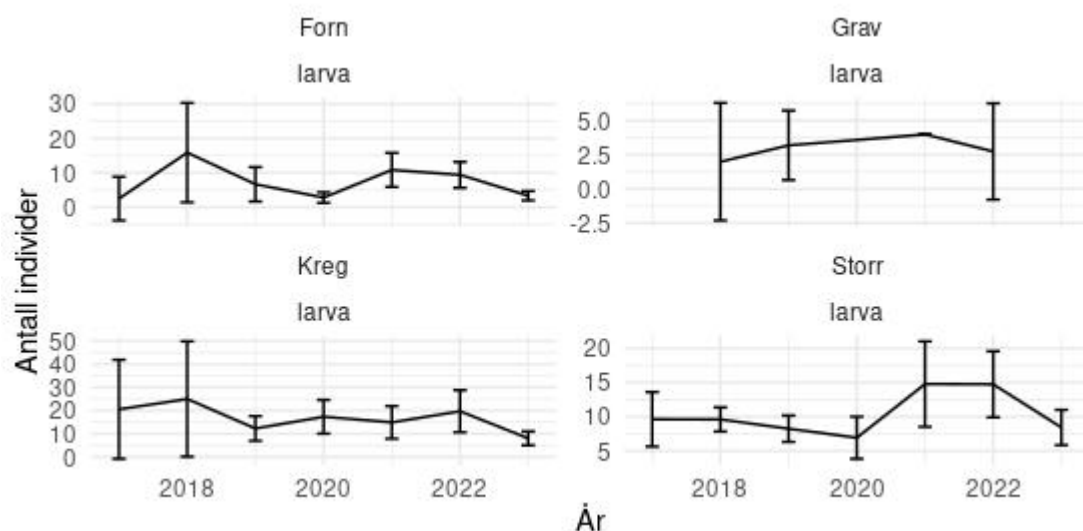
Tabell 5.2. Antall larvehull av elvesandjeger per lokalitet for de fire tellingene.

Lokalitet	Uke 25	Uke 29	Uke 33	Uke 35
Fornes	244	470	113	159
Storrønningen	717	2243	801	262
Kregnesøra	570	1083	544	210
Gravråk M	5	0	0	0



Figur 5.5. Antall larvehull for elvesandjeger (stad1: Stadium 1, stad2: Stadium 2, stad3: Stadium 3), beregnet som gjennomsnitt $\pm$ konfidensintervall over alle delområder (vist som separate polygoner i **Figur 5.3**), viser fluktuasjoner over perioden 2018–2023 for de fire overvåkingslokalitetene (**Fornes**, **Gravråk M**, **Kregnesøra** and **Storrønningen**). Tallene er fra august-tellingene hvert år.

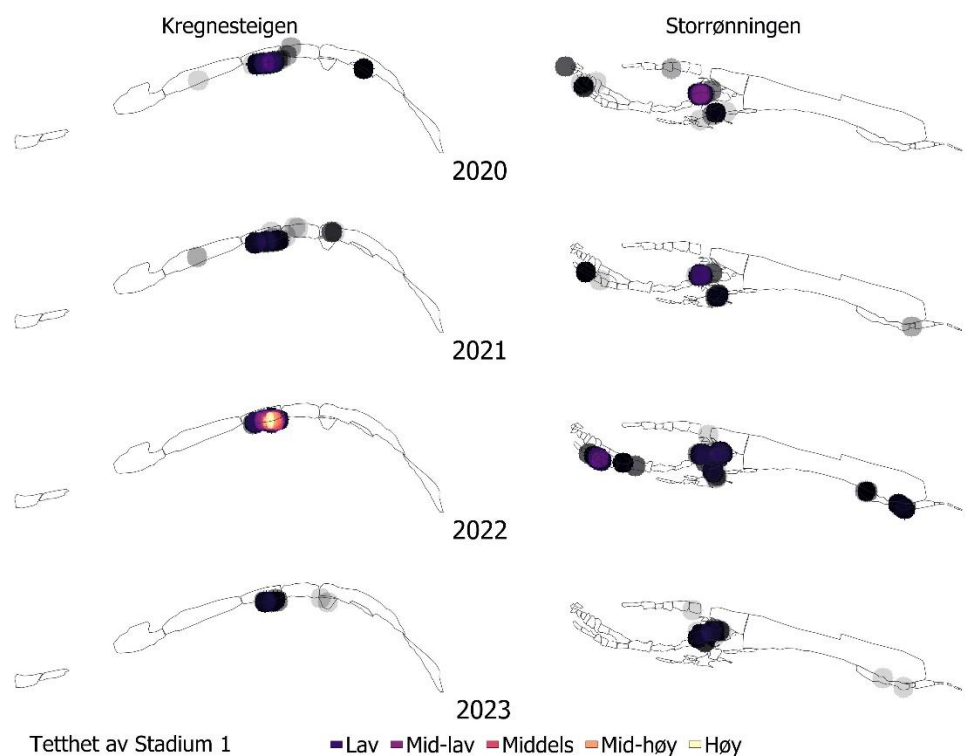
Når man ser på trenden for alle larvestadier summert, er nedgangen i antall individer i 2023 enda tydeligere (**Figur 5.6**).



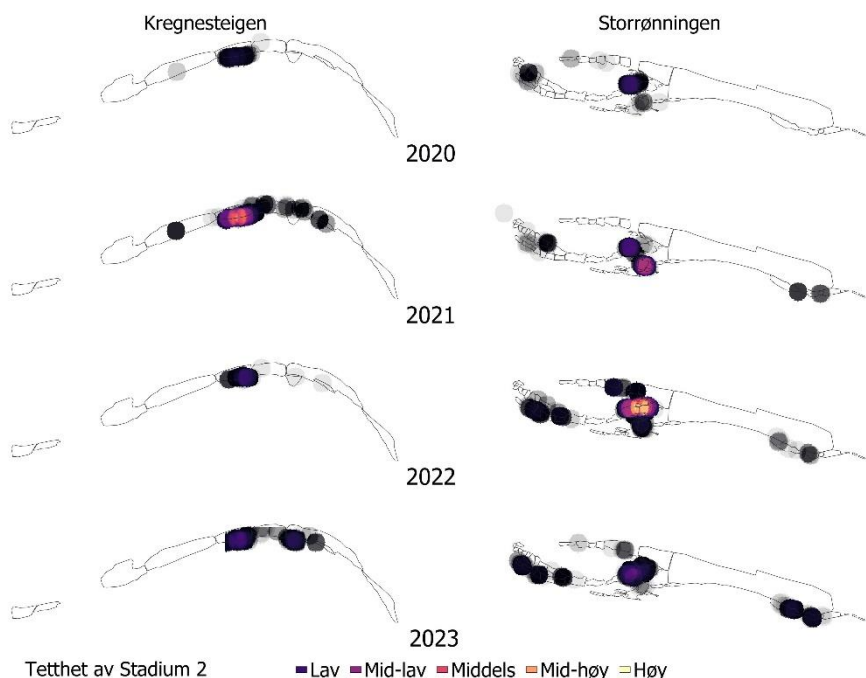
Figur 5.6. Antallet larvehull (summert over alle stadier) beregnet som gjennomsnitt $\pm$ konfidensintervall over alle delområder (vist som separate polygoner i **Figur 5.3**), sammenlignet for de fire overvåkingslokalitetene (**Fornes**, **Gravråk M**, **Kregnesteigen** and **Storrønningen**) for alle år med observasjoner (også før lupinryddingen/effektovervåkingen startet). Tallene er fra august-tellingene hvert år.

5.5.2 Tetthetsfordeling

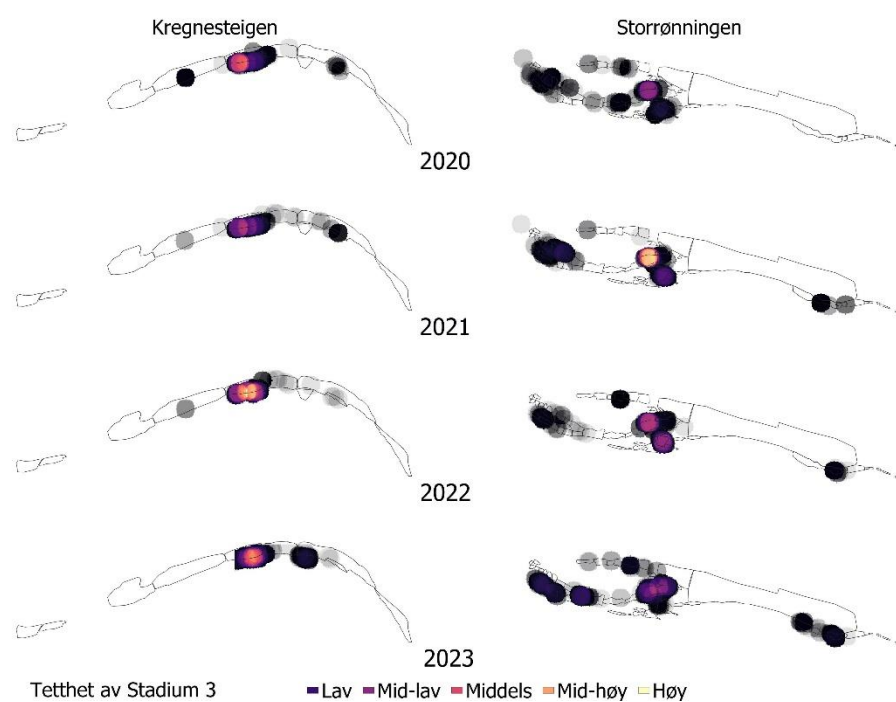
Tettheten av elvesandjeger på Kregnesteigen og Storrønningen varierer både i rom og tid. Begge lokalitetene har delområder hvor elvesandjeger har forekomst hvert år, samt delområder hvor forekomst og tetthet varierer fra år til år. I det området med høyest tetthet av larver i første stadiet på Kregnesteigen i 2022, har tettheten gått ned betraktelig i 2023 (**Figur 5.7**). På Storrønningen har de perifere delpopulasjonene visst variabel tetthet i tidligere år, mens de i 2023 har gått ut nesten fullstendig. I 2023 fantes elvesandjeger altså i all hovedsak i kjerneområdene på både Kregnesteigen og Storrønningen, og det med relativt lav tetthet. For de andre stadiene er det mindre variasjoner mellom år (**Figur 5.8**, **Figur 5.9**, **Figur 5.10**).



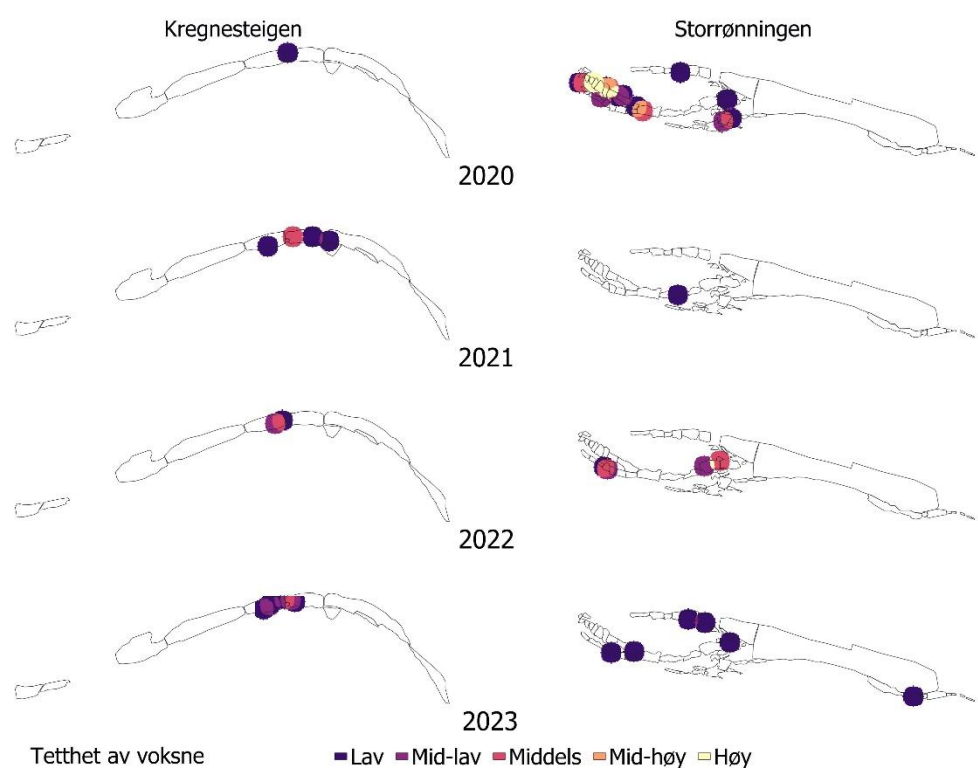
Figur 5.7. Tetthet av elvesandjegerlarver i første stadiet på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023. I 2023 er forekomst av elvesandjeger i all hovedsak konsentrert på kjerneområdene, og fraværende fra de mer perifere delområdene.



Figur 5.8. Tetthet av elvesandjegerlarver i andre stadiet på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023.



Figur 5.9. Tetthet av elvesandjegerlarver i tredje stadiet på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023.



Figur 5.10. Tetthet av voksne individer av elvesandjeger på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023.

5.5.3 Effekt av lusing

Effekten av lusing av hagelupin påvirker de ulike larvestadiene av elvesandjeger på ulike måter, og modellene viser ulike resultater for de ulike stadiene. Det tydeligste overordnede resultatet er at tilstedeværelse av elvesandjeger i et område i 2022 er den viktigste prediktoren for tilstedeværelse av elvesandjeger i 2023. Dette er mest sannsynlig en indikator på habitatkvalitet; et område med god habitatkvalitet i 2022 vil ha flere individer, også i 2023. Lupiner har en sterk negativ effekt på elvesandjeger. Lusing gir i hovedsak ikke en signifikant økning i populasjonen, men effektstørrelsen for «ikke lusing» er i hovedsak mer negativ. Med andre ord viser modellene at lusing av lupiner reduserer den negative effekten av lupinene, men vi tror at jordforstyrrelsene som følger – kombinert i noen områder med at annen vegetasjon ikke er luket – forklarer den lille negative effekten av lusing som framkommer i modellene.

For førstestadiumslarver var tettheten av larver i første stadiet i 2022 den viktigste prediksjonsvariabelen for tettheten av larver i første stadiet i 2023 ($p < 0.001$; **Tabell 5.3**). Tettheten av larver i 1.stadiet i 2023 var lavere på lukede områder, men ikke signifikant i modellene, på samme måte som vi har sett tidligere år. Dette harmonerer godt med hunnenes eggleggingsadferd, ved at de svært ofte legger sine egg nær eksisterende larvehull fra foregående generasjon, og ikke hvor som helst på samme siltryggen eller siltflata (Hanssen 2023). Den positive interaksjonen mellom lusing og tetthet året før kan tyde på at lusing har en positiv effekt gitt at det var 1.stadiumslarver i området i fjor.

Tabell 5.3. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tetthet av 1.stadiumslarver i 2023. Antall 1.-stadiumslarver i 2022 var den mest signifikante prediktoren for antall larver i 2023, men effekten var veldig liten. $S1_22$ = antall 1.stadiumslarver i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	-0,954	0,706	-1,35	0,177	
$S1_22$	0,021	0,004	4,97	<0,001	***
Luket_23Ja	-1,400	0,814	-1,72	0,086	.
Luket_23Nei	-2,710	2,200	-1,23	0,218	
$S1_22$:Luket_23Ja	0,218	0,024	9,26	<0,001	***
$S1_22$:Luket_23Nei	0,802	1,470	0,54	0,586	

Områder som ikke ble luket i 2023, hadde en lavere tetthet av 2.stadiumslarver i 2023 enn i områdene som ble luket (**Tabell 5.4**). Det var fire ganger mindre sannsynlighet for å finne 2.stadiumslarver i områder som ikke var luket i 2023. Den negative effekten av jordforstyrrelse ved lusing var dermed antagelig mindre for 2. stadium.

Tabell 5.4. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tetthet av 2.stadiumslarver i 2023. Å ikke luke lupiner hadde en signifikant negativ effekt. $S2_22$ = antall 2.stadiumslarver i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	1,710	0,813	2,11	0,035	*
$S2_22$	0,045	0,031	1,44	0,150	
Luket_23Ja	-0,699	0,840	-0,83	0,405	
Luket_23Nei	-3,990	1,440	-2,78	0,005	**
$S2_22$:Luket_23Ja	-0,028	0,032	-0,87	0,382	
$S2_22$:Luket_23Nei	0,585	0,716	0,82	0,414	

Som for 2.stadiumslarver, var tettheten av larver i 3.stadium lavere i områder som ikke ble luket (**Tabell 5.5**). Sannsynligheten for å finne en 3.stadiumslarve var 4,22 ganger lavere i områder som ikke var luket. Antallet larver i 2022 var også signifikant, men effekten var liten, noe som tyder på at habitatkvalitet er viktigere enn antallet larver året før. Med andre ord tyder resultatene på at 3.stadiumslarver er mest avhengig av godt habitat og at dette habitatet forblir åpent og ikke vaskes bort i løpet av elvesandjegerens livssyklus. Slike områder med godt habitat har stor sannsynlighet for å ha flere individer år etter år.

Tabell 5.5. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tetthet av 2.stadiumslarver i 2023. 3.stadiumslarver var mest påvirket av luking. Antallet larver i 3.stadium i 2022 (S3_22) var også viktig. Signifikans: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	1,800	0,632	2,86	0,004	**
S3_22	0,012	0,005	2,43	0,015	*
Luket_23Ja	-0,307	0,660	-0,47	0,642	
Luket_23Nei	-4,220	1,340	-3,15	0,002	**
S3_22:Luket_23Ja	0,024	0,012	2,00	0,045	*
S3_22:Luket_23Nei	1,770	0,924	1,92	0,055	.

Voksne elvesandjegere er ikke så avhengig av habitatet, fordi de kan bevege seg friere, men har ofte tilhold på flater og skråninger med løse sand for å kunne grave seg ned når sola går ned eller bak ei sky. Tettheten av observerte voksne elvesandjegere skyldes også i stor grad vær og temperatur under registreringene. Resultatene fra modellen for tetthet av adulte elvesandjeger (**Tabell 5.6**) må tolkes med forsiktighet pga. stor observasjonsusikkerhet som gir en dårlig modelltilpasning, men tyder på at tettheten av voksne elvesandjeger i foregående år er mest viktig som prediktorvariabel for tettheten i inneværende år.

Tabell 5.6. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tetthet av voksne elvesandjegere i 2023. Den eneste signifikante effekten var at antall individer i 2022 (A_22). Signifikans: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	-2,520	1,57	-1,60	0,109	
A_22	1,700	0,85	2,00	0,046	*
Luket_23Ja	-0,183	1,66	-0,110	0,913	
Luket_23Nei	-37,900	18034	-0,002	0,998	
A_22:Luket_23Ja	-0,879	1,53	-0,574	0,566	
A_22:Luket_23Nei	1141	540375	0,002	0,998	

5.5.4 Effekter av sommerens flommer

I august 2023 kom det to overraskende flomepisoder i uke 32 og 34, og det ble foretatt en telling av elvesandjeger like etter hver av dem (uke 33 og 35). Særlig den siste flommen har hatt store effekter på elvesandjegerens leveområder. Mens vi brukte tellingen etter den første august-flommen for bestandsovervåkingen (den samsvarer best med kartlegging i tidligere år), er det viktig å diskutere effektene av den andre flommen på bestandsdynamikken. Analysene for tetthetsfordelingen (se **kapittel 5.5.2**) viser nemlig at bestandsstørrelsen fra året før er en viktig prediksjonsfaktor for bestandsstørrelsen i inneværende år. Det betyr altså at eventuelle endringer fra den andre august-flommen mest sannsynlig vil ha varige effekter inn i neste sesong. I tillegg er det mulig at flommene påvirker effektene av skjøtselstiltak som luking. For eksempel fikk den larverike banken på Kregnesteigen, i le for kantskogen og 100 m nedstrøms hytta, gravd vekk mange larver av den siste august-flommen. Denne del-lokaliteten var ellers delvis gjengrodd og hadde svak rekruttering både i fjor og i år.

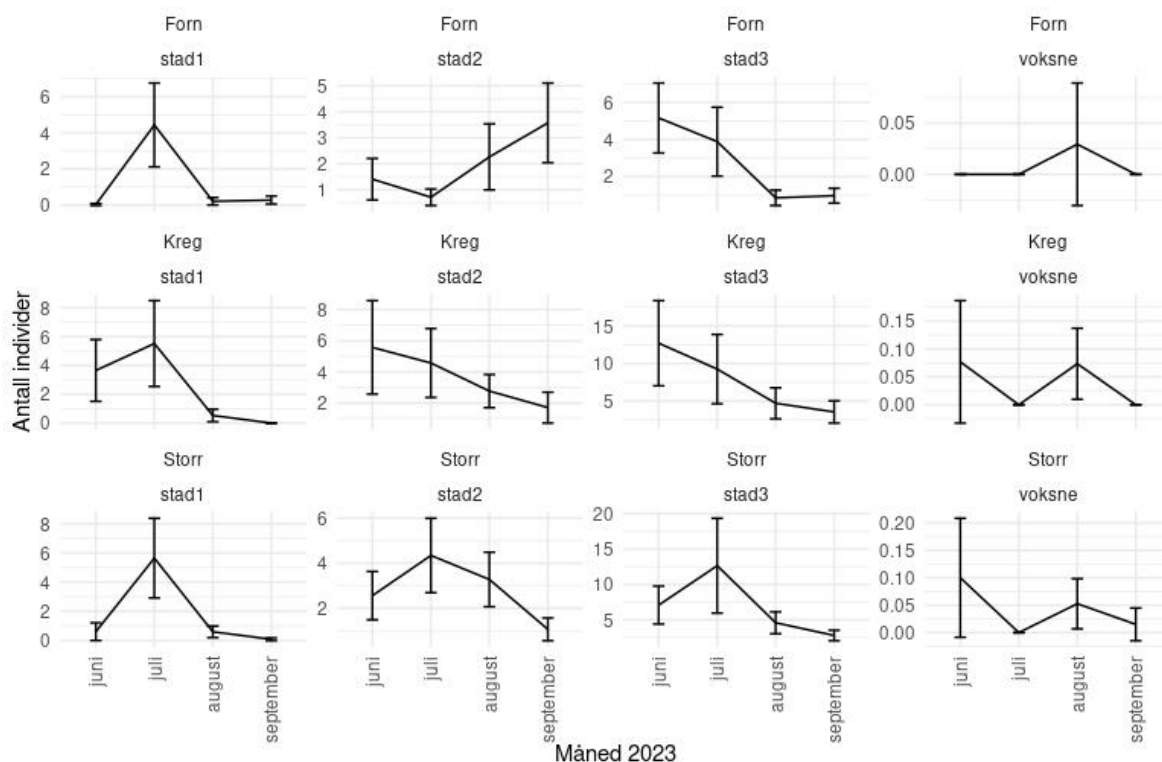
Vårflommen i 2023 var moderat (Figur 5.2) og sommeren startet med god overlevelse fra foregående høst og en god start på den nye generasjonen. De fleste siltflatene var intakte på Fornes og Storrønningen, bortsett fra gjengroing av noen siltflater i det nedre og indre arealet på Storrønningen og flaten i le for, og nærmest krattskogen, på Fornes. På Storrønningen har det tidligere aldri blitt registrert så mange larvehull som midt i juli denne sommeren. Den øvre (søndre) del-lokaliteten på Storrønningen (**Figur 5.14**) fikk lagt opp litt mer silt av årets vårflo, og hadde i juli doblet antallet sammenlignet med fjorårets generasjon. Kregnesteigen har over flere år mistet de fleste silthabitater oppstrøms fiskerhytta, mens den restaurerte flata foran hytta (lupin luket med gravemaskin høsten 2022) ble kolonisert av en ny generasjon larver i juni-juli (se **Figur 5.4**).



Figur 5.11. Øvre dellokalitet på Storrønningen, den 30. august 2023. I juli var bestanden av elvesandjeger doblet i forhold til 2022. Arten hadde også relativt god overlevelse etter flommene, trolig pga. den flate strukturen med silt og finsand. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Etter den første flomepisoden i august ble de gode juli-tallene redusert med 60-70% på de tre lokalitetene (**Figur 5.12**). Mange av siltbankene ved Storrønningen og Kregnesteigen fikk nå vasket vekk mange larvehull (se **Figur 5.13**), og ved Kregnesteigen ble det også lagt opp mye ny sand over tidligere silt med larver (**Figur 5.14**), også på nedre halvdel av den restaurerte og nykoloniserte flaten foran fiskerhytta (**Figur 5.4**). Etter første flom var antall larvehull fra årets generasjon på denne flaten minket med 32%, og etter andre flom med hele 82%. Tellingene etter den første august-flommen viste også at det hadde kommet til 28 larver i 3.-

stadium her (dvs. 2022-generasjonen), hvor det ellers bare skulle ha vært 2.-stadiumslarver. Dette må ha vært larver som hadde forflyttet seg eller blitt skylt i land under denne flomepisoden, men med helt ukjent opprinnelse.



Figur 5.12. Bestandsutvikling av elvesandjeger i 1., 2., 3.larvestadiet, og voksne individer på de fire overvåkingslokaliteter (**Fornes**, **Kregnesteigen** and **Storrønnen**). Tallene viser gjennomsnitt $\pm$ konfidensintervall beregnet over alle delområder (vist som separate polygoner i **Figur 5.3**). Gravråk er ikke inkludert fordi det bare var observasjoner for ett år tilgjengelig.



Figur 5.13. Storrønnen 30. august 2023. De store vannmassene under styrtregnflommene møtte skogen med stor kraft, og her vises også hvor høyt vannet gikk. Det viktigste elvesandjegerområdet på lokaliteten ligger 50–100 m rett bak disse trærne, jf. neste figur. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.



Figur 5.14. Storrønningen 30. august 2023. Midtre dellokalitet med elvesandjeger hadde større tap av elvesandjegerlarver, både utvasking og påfyll av sand var tilfellet her. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Det ligger alltid en viss usikkerhet i hvor stor andel av larvene som har restaurert sine sjakter eller hull etter en flomepisode, og det er grunn til å tro at en stor andel av differansen i tallene fra før og etter en flom er larver som er vasket vekk og neppe har overlevd. De 28 3.stadiumslarvene som dukket opp på den nyrestaurerte flata ved fiskerhytta etter den første august-flommen kan være et eksempel på overlevelse etter at de har vært utvasket. Nærmeste observerte larvebestander er Storrønningen 2,2 km oppstrøms og siltflatene 50-100 m nedstrøms, men begge alternativene synes usannsynlige pga. avstand (i vann) og strømretning.

Ved Fornes ga tellingene også en reduksjon på nær 70% av årets generasjon (summen av 1. og 2.st.-larver) etter første august-flom, men her økte antallet etter den andre flommen, hvilket viser en underestimert i tellingen etter den første flommen, og at reduksjonen trolig var på 30-40% i stedet for 70% (**Figur 5.12**). Den andre og kraftigste flommen i august, knappe to uker etter den første, resulterte i ytterligere utvasking noen steder (**Figur 5.15**) og opplegging av ny sand andre steder (**Figur 5.16**).

Hovedinntrykket for alle lokalitetene var nå at det totalt sett var mindre arealer igjen med overflatesilt og større arealer med sand. Mange steder var sand og silt også vasket ned til et lag med stein og grus. De to siste dagene i august ga tellingene enda lavere tall enn etter første august-flom, nå ytterligere 70-80% reduksjon på Storrønningen og Kregnesteigen, men så sent i august vil noe av reduksjonen skyldes 3.-stadiumslarver som forpupper seg og «naturlig forsvinner». Neste forsommer kan gi et endelig svar på effekten av disse flommene, forutsatt at vinteroverlevelsen blir god eller «normal».



Figur 5.15. Kregnesteigen den 31. august 2023. Resultatet av styrtregnflommene var her både utvasking av siltrygger og et nytt tykt lag med sand og delvis nedgravde klåvedbusker over det meste av silt- og steinøra. I slutten av september var disse sandflatene bosatt av stor elvebreddedderkopp. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.



Figur 5.16. Gravråk M. den 25. september 2023. Også på denne lokaliteten resulterte de to august-flommene i at de mange små siltflatene og steinøra utenfor ble dekket av et relativt tykt lag med sand. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Den totale nedgangen for 2023-generasjonen, fra midt i juli til slutten av august, var for Fornes, Storrønningen og Kregnesteigen hhv. 53%, 94% og 88% (**Figur 5.12**). En lavere tilbakegang på Fornes enn ved de to andre lokalitetene kan ligge i utforming. Den største larvebestanden på Fornes ligger på en større siltflate i le for et kratt av mest klåved og *Salix*-busker, hvor vannet bare har rent jevnt over uten å grave eller legge igjen sand (**Figur 5.17**). Den nordvestligste og den sørligste delen av lokaliteten, som består av mange banker og rygger av silt og finsand, ble derimot mer utsatt for graving og fikk avsatt mye sand oppå den gamle silten.

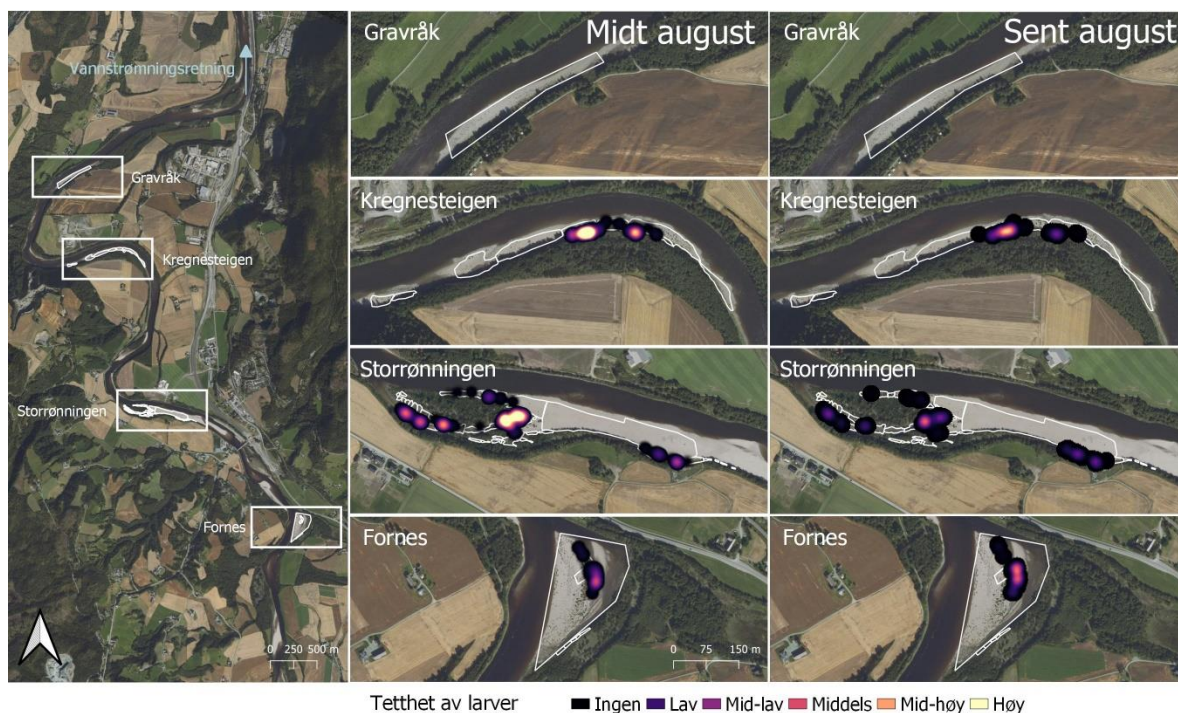


Figur 5.17. Fornes 31. august 2023. Denne flata hadde størst overlevelse av elvesandjeger-larver på lokaliteten etter de to styrtregn-flommene. Det skyldes sannsynligvis den flate strukturen og at vannet rant jevnt over og ikke gravde vekk siltsubstratet. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Effektene av den august-flommen er også synlige i tetthetsfordelingene basert på tellingene i hhv. uke 33 og 35 (**Figur 5.18**). Mens tettheten på Kregnesteigen og Storrønningen minsket etter den andre august-flommen, virker populasjonen på Fornes lite påvirket. Som nevnt over, kan dette kan forklares med at Storrønningen og Kregnesteigen består av mer siltrygger og skråninger, som også ble mer utsatt for graving grunnet mer turbulens i vannet, samt i tillegg at det ble lagt på opptil en halv meter med ny sand. Om larver under denne sanden har overlevd og kan grave seg ut etter hvert er vanskelig å vite. For 2022-generasjonen (sommerens 3.-stadiumslarver) er det ikke mulig å beregne tilsvarende reduksjon fordi de to flomepisodene sammenfaller med tidspunktet for forpopping, hvor larvehullene skal forsvinne naturlig. Puppene og de nyklekte voksne som har overlevd disse episodene og ligger nedgravd i sanden for overvintring, skal neste vår legge egg og gi grunnlaget for en ny generasjon. Først da vil det være mulig å si noe om denne 2022-generasjonens overlevelse.

5.6 Anbefalinger

Totalkartlegging av elvesandjeger gir viktig innsikt over den romlige fordelingen av arten og bestandsutviklingen på de fire overvåkingslokalitetene. I 2023 var det en god start på den nye generasjonen, men gjentatte flommer forårsaket en kraftig reduksjon i de fleste bestandene senere om sommeren. Selv om elvesandjeger er naturlig tilpasset et dynamisk økosystem hvor egnet habitat flyttes i rom og tid, viser årets data at flommene i august 2023 har redusert de fleste bestander nokså kraftig. Flom kan ha en større og mer langvarig negativ effekt på populasjonene når det kommer i tillegg til andre påvirkningsfaktorer som gjengroing og tråkk. Dataene våre viser at elvesandjeger klarte å vedvare i kjerneområdene i 2023, riktignok i redusert antall og tetthet, mens de mer perifere populasjonene så sterkere nedgang. Dette tyder på at kjerneområdene kan fungere som kildepopulasjoner, mens de mindre satellittpopulasjonene utryddes lettere. I et forvaltningsperspektiv er disse kjerneområdene derfor svært viktige å ta vare på, men de mer perifere lokalitetene må også opprettholdes slik at arten får mulighet til å spre seg igjen. Videreføring av totalkartlegging av elvesandjeger de neste årene vil bidra til viktig kunnskap om artens evne til å reetablere seg etter storskala forstyrrelser.



Figur 5.18. Tetthet av elvesandjeger (alle larvestadier) på de fire forekomstlokalitetene før og etter flommen i uke 34.

Luking av lupin anses å ha en direkte, men liten, negativ effekt på elvesandjeger etter at arbeidet er utført, men å ikke fjerne lupiner har en større negativ effekt. Vi tror at det er jordforstyrrelsene, som er uunngåelig når luking gjennomføres, som forklarer den lille negative effekten av luking. Tidligere resultater (Evju mfl. 2022b) har vist at slike direkte negative effekter kan endre til positive når elvesandjeger har fått tid til å reetablere seg. Vi trekker fram at elvesandjeger ikke bare trues av gjengroing med fremmede arter som hagelupin, men at også stedegne arter bidrar til gjengroing av sandflater langs et forbygd og senket vannløp som nedre del av Gaula. Vi foreslår derfor å vurdere skjøtsel av stedegne gjengroingsarter i tillegg til luking av lupin. Det kan være aktuelt å sperre av noen av forekomstområdene for å minske tråkk fra både mennesker og hunder.

Egnet substrattype er et grunnleggende premiss for en sunn bestand av elvesandjeger og bør være sentralt for å styre fremtidige forvaltningstiltak. En utfordring med overvåkingen per nå er at vi mangler forklaringsvariabler på relevant romlig skala til å forstå variasjonen i tettheten av elvesandjeger i tid og rom. Kartlegging av substratet med drone (se Roos mfl. 2023) kan være et nyttig verktøy for å kartlegge endringer i substratet, for eksempel etter flom. Kartlegging av substrattype, mikroklimatiske forhold, vegetasjonstetthet og (menneskelig) tråkk kan trolig også bidra til modeller som bedre forklarer variasjonene i elvesandjeger, og som kan identifisere egnet habitat, og hvor luking og andre skjøtselstiltak ideelt sett bør gjennomføres.

6 Stor elvebreddedderkopp

6.1 Bakgrunn om arten

Stor elvebreddedderkopp, *Arctosa cinerea*, er en edderkopp i familien ulveedderkopper (Lycosidae). I Norge finnes arten bare på ulike sand- og grusdominerte elveavsetninger fra seks vassdrag i Trøndelag (Öberg 2013, Åström mfl. 2017). På grunn av fragmentering av eksisterende populasjoner og pågående reduksjon av egnede leveområder er arten vurdert som sterkt truet (EN) på Norsk rødliste for arter (Åström mfl. 2017, Artsdatabanken 2021).



Figur 6.1. En voksen hunn av stor elvebreddedderkopp i skyggen av lav høstsol forbereder seg til overvintringen. Bildet er tatt 25. september 2023 på Gravråk. Foto: Oddvar Hanssen/NINA

Stor elvebreddedderkopp (**Figur 6.1, Figur 6.2**) graver et silkeforet rør ned i løs sand, og jakter derfra på byttedyr som biller, fluer, og andre invertebrater (Åkra 2010). Fordi edderkoppen er veldig godt kamuflert, er hullene vanligvis lettere å oppdage en selve dyret. Edderkoppen har en toårig livssyklus, som medfører at voksne individer kan påtreffes det meste av året. I likhet med elvesandjeger (se **kapittel 5**) er stor elvebreddedderkopp avhengig av naturlig dynamikk i leveområdene hvor det etter flom dannes nye sand- og grusflater mens de gamle gror i igjen. Stor elvebreddedderkopp trues derfor av de samme påvirkningsfaktorene som elvesandjeger: fragmentering og kvalitetsreduksjon av artenes habitat på grunn av landbrukets arealbruk langs vassdrag, flomforbygninger, vassdragsregulering og gjengroing av fremmedarter som hagelupin. Ved Gaula foregår det også en generell gjengroing av elvebreddene, forårsaket av omfattende masseuttak fra elvebunnen som har senket elva.



Figur 6.2. En subadult stor elvebreddedderkopp med svært uvanlig farge, og som går i ett med bladet den bruker som dør over overvintringshullet sitt. Den vurderer om den kan spise storløvtegen (*Acanthosoma haemorrhoidale*), men kjenner trolig tegelukten og ombestemmer seg. Gravråk, 25. september 2023. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

6.2 Gjennomført skjøtsel

Aktuelle tiltak for arten er luking av lupiner for å åpne gjengrodd areal (Evju mfl. 2022b), utført i regi av Midtnorsk naturundersøkelse. Her er det åpenbare synergier med skjøtselstiltak rettet mot elvesandjeger, da begge arter lever på de samme dynamiske sandflater langs Gaulaelva. I 2023 ble det luket på Gravråk M, Kregnesteigen (=Kregnesøra), og Storrønningen, jf. **Tabell 5.1**. Lukingen ble utført manuelt, med unntak av engen foran fiskerhytta på Kregnesteigen, hvor det ble luket med gravemaskin i november 2022 (Solberg mfl. 2022, Solberg & Wullum 2023, **Figur 5.4**). Fjernet plantemateriale ble fraktet ut fra området i trillebår og rammesekker og levert på gjenvinningsstasjon med mottak for fremmede arter.

6.3 Datainnsamling

Under feltarbeidet for elvesandjeger i uke 25, 29, 33 og 35 ble det også notert hull og/eller individer av stor elvebreddedderkopp. Hovedtellingen ble foretatt sent i september (uke 39). For videre detaljer rundt datainnsamlingen henviser vi til Evju mfl. (2022b). Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektbase (<https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>; Ødegaard mfl. 2023).

6.4 Datanalyser

6.4.1 Bestandsovervåking

For å unngå dobbelttelling av individer ble bare observasjoner fra september inkludert i analysene. Som for elvesandjeger (se **kapittel 5**), beregnet vi tetthet av stor elvebreddedderkopp (antall observasjoner per m²) istedenfor å bruke det absolutte tallet på observasjoner for å ta høyde for usikkerhet i GPS-posisjoner for hver observasjon. En mer detaljert beskrivelse av metodikken finnes i Evju mfl. (2022b).

6.4.2 Effektovervåking

For å undersøke effekten av lusing på forekomst av juvenile og adulte individer av stor elvebreddedderkopp ble den gjennomsnittlige tettheten av hvert stadium hentet ut for hvert av de lukede polygonene og analysert med en negativ binomial analyse i R v. 2023.09.1, jf. Evju mfl. (2022b). I modellene ble tettheten av hhv. adulte og juvenile i 2022 og gjennomført skjøtsel i 2023 brukt som forklaringsvariabler. I tillegg bygget vi modeller for å teste effekten av tid siden siste lusing, og antall ganger lokaliteten har blitt luket siden 2020 på forekomst av elvebreddedderkopp i 2023. Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

6.5 Resultater

6.5.1 Bestandsovervåking

I uke 25 (19.-20. juni) ble stor elvebreddedderkopp kun observert på Fornes og Storrønningen, med et juvenilt individ på hver av lokalitetene. I uke 29 (18.-20. juli) ble det observert hhv. 3 og 1 hull av voksne hunner på Storrønningen og Kregnesteigen. Etter styrtregn-flommen i uke 32 (se **kapittel 5.5.4**) ble det i uke 33 (17.-18. august) observert noen flere edderkopphull, dvs. 5 hull av juvenile dyr på Storrønningen, 1 hull av juvenil og 2 av adulte hunner ved Kregnesteigen, samt 6 hull av adulte hunner ved Gravråk. Etter den andre styrtregn-flommen i august (uke 34), ble det i uke 35 (30.-31. august) registrert hhv. 4, 7, og 11 hull av juvenile edderkopper på Fornes, Storrønningen og Kregnesteigen, og i tillegg hull av to adulte hunner ved Kregnesteigen. Ved flere av disse observasjonene ble edderkoppene observert sittende nede i hullene sine.

Under hovedtellingen i den siste uken av september (uke 39) ble det på Fornes registrert hull av 21 juvenile og 25 adulte dyr, på Storrønningen 60 juvenile og 18 adulte, ved Kregnesteigen 52 juvenile og 16 adulte, og ved Gravråk 71 juvenile og 7 adulte (**Tabell 6.1**). Også her kunne edderkoppene skimtes nede i de fleste hullene som var åpne, men flere av hullene var allerede dekket av en haug med grus og sand, hvilket da nesten er en garanti for at edderkoppene befinner seg nede i sine hull. Hull som ikke var vedlikeholdt og helt eller delvis var falt sammen, ble som vanlig ikke telt med.

Hullene som edderkoppene graver så sent på høsten, er primært for overvintring, men det er sannsynlig at de som ennå er åpne også brukes som utgangspunkt for fangst av byttedyr, i det de voksne edderkoppene ofte går til angrep på et gress-strå om man pirker med det i åpningen på hullet. Disse åpne hullene blir normalt tettet igjen av sand og småstein i løpet av oktober, men på grunn av en kald september begynte de å forberede seg til overvintring litt tidligere i år.

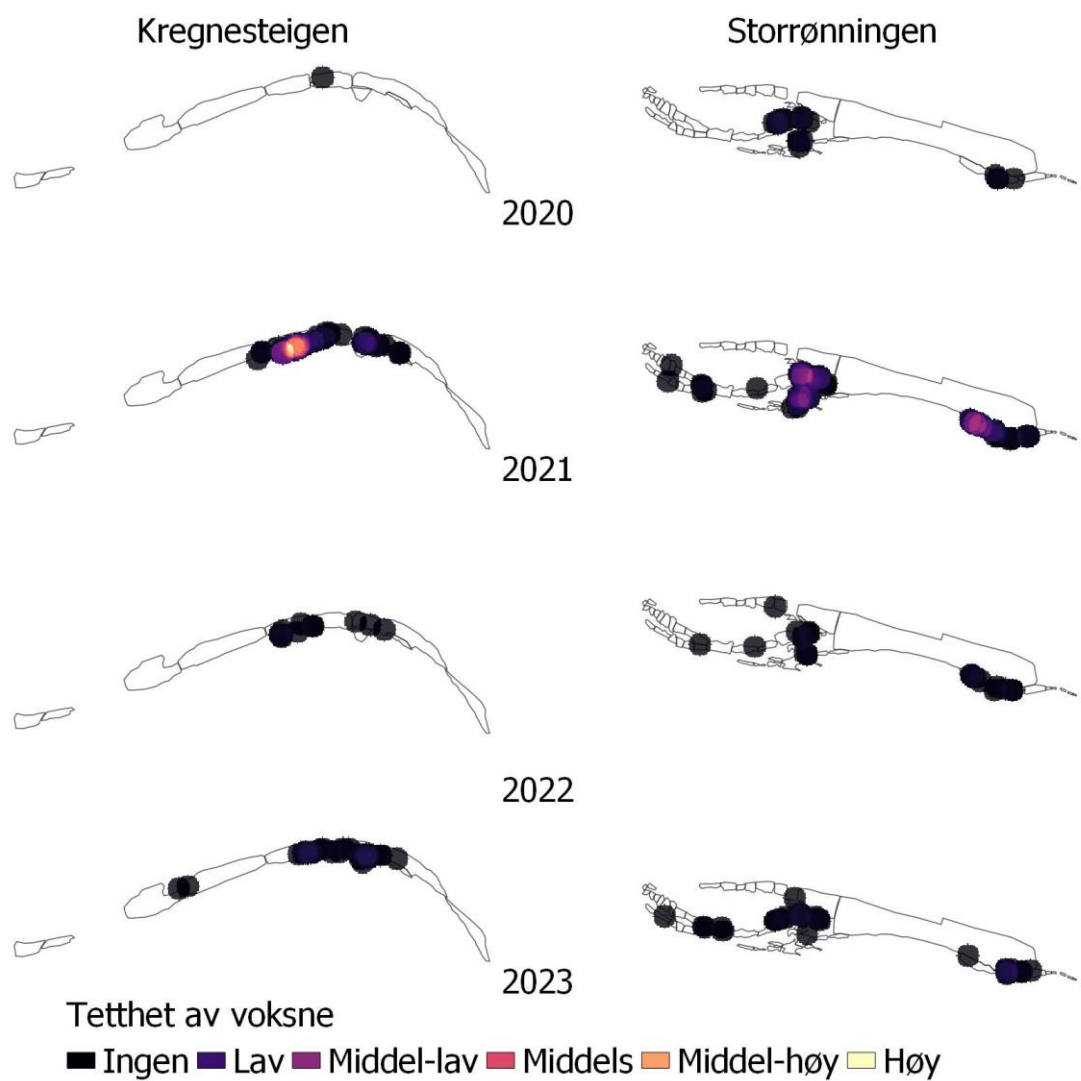
Tabell 6.1. Antall hull av stor elvebreddedderkopp fra fem tellinger i 2023. Antallene representerer hull av juvenile/voksne edderkopper. Antallene er resultat av total-kartlegginger fra de fire lokalitetene, der innsatsen er lik de to foregående år. Bare september-tellingen (uke 39) brukes i analysene.

	uke 25	uke 29	uke 33	uke 35	uke 39
Fornes	1/0	0/0	0/0	4/0	21/25
Storrønningen	1/0	0/3	5/0	7/0	60/18
Kregnesteigen	0/0	0/1	1/2	11/2	52/16
Gravråk M	0/0	0/0	0/6	0/0	71/7

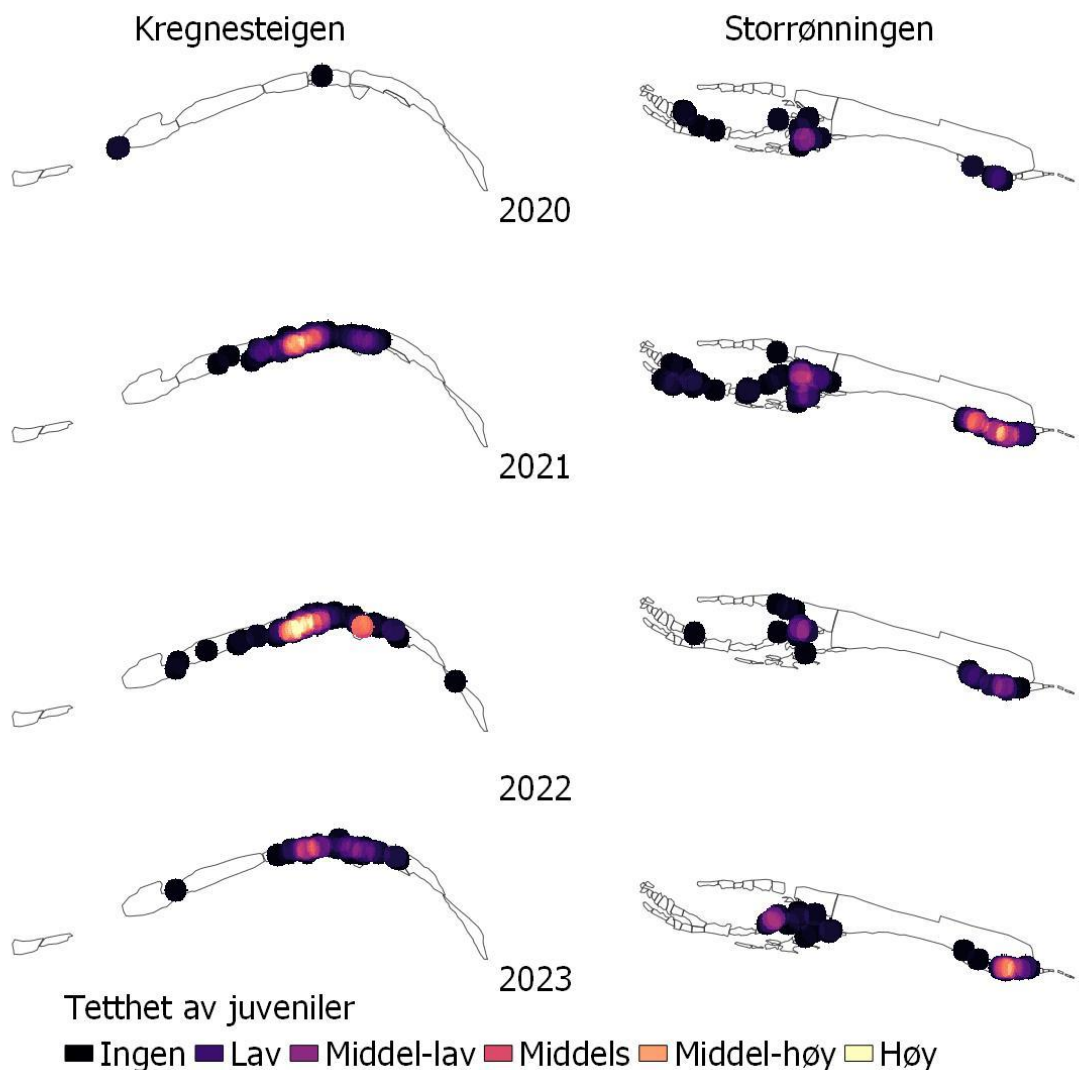
6.5.2 Tetthetsfordeling

Tettheten av adulte stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen varierer mellom år (**Figur 6.3**). På Kregnesteigen fantes stor elvebreddedderkopp i 2023 i noe høyere tetthet enn i 2022, men mindre enn i toppåret 2021. For første gang etter at overvåkingen startet ble voksne edderkopper funnet i område 4, vest på Kregnesteigen. Også på Storrønningen var tettheten av adulte elvebreddedderkopp noe høyere enn i 2022, men ikke så høy som i 2021 (**Figur 6.3**).

Tettheten av juvenile dyr viser et annet mønster (**Figur 6.4**). På Kregnesteigen har tettheten og antall delområder med forekomst gått ned fra 2022, mens den har økt noe på Storrønningen. På Storrønningen var forekomsten imidlertid begrenset til de to kjerneområdene.



Figur 6.3. Tetthet av funn av adulte stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023.



Figur 6.4. Tetthet av funn juvenile stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen fra 2020 til 2023.

6.5.3 Effekt av lusing

Effekter på adulte edderkopper

Resultatene av modellene viser at lusing av lupin i 2023 i kombinasjon med antallet edderkopper i 2022 økte sannsynligheten for å finne adulte edderkopper i 2023. Effekten av antallet adulte individer i 2022 (Tabell 6.2) var større enn effekten av antallet juvenile (Tabell 6.3), både på sannsynligheten for forekomst av adulte og juvenile individer i 2023. Det er vanskelig å følge de ulike stadiene av stor elvebreddedderkopp, da de ikke er stedfaste, slik som larvene til elvesandjeger. De er veldig mobile og flytter rundt og lager seg stadig nye hull både på våren og sensommeren, helt til de lager sine dype overvintringshull sent på høsten. At tilstedeværelsen av juvenile dyr i foregående år er en signifikant prediktorvariabel for forekomst av adulter i inneværende år, sier derfor ikke nødvendigvis at ny rekruttering ikke finner sted, men kan også skyldes at edderkoppene flytter seg til de mest egnede habitatene.

Tabell 6.2. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tettheten av adulte individer (dyr per m²) av stor elvebreddedderkopp i 2023. a1_22 = antall adulter i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	-1,100	0,771	-1,420	0,155	
a_22	0,648	0,243	2,660	0,008	**
Luket_23Ja	-0,273	0,815	-0,335	0,738	
Luket_23Nei	-3,350	3,140	-1,070	0,286	
a_22:Luket_23Ja	0,642	0,318	2,020	0,044	*
a_22:Luket_23Nei	42,000	46,000	0,912	0,362	

Tabell 6.3. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tettheten av adulte individer (dyr per m²) av stor elvebreddedderkopp i 2023. j_22 = antall juvenile dyr i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	-0,418	0,508	-0,824	0,410	
j_22	0,063	0,024	2,660	0,008	**
Luket_23Ja	-0,995	0,571	-1,740	0,081	.
Luket_23Nei	-4,050	3,120	-1,300	0,194	
j_22:Luket_23Ja	0,141	0,034	4,140	<0,001	***
j_22:Luket_23Nei	2,640	2,920	0,903	0,367	

Effekter på juvenile edderkopper

Også på forekomst av juvenile dyr i 2023 hadde forekomst av juveniler i 2022 en signifikant positiv effekt (**Tabell 6.4**). Områder som har blitt luket i 2023, hadde lavere forekomst av juvenile edderkopper, som tyder på at de er sårbare mot forstyrrelsene knyttet til lukearbeid. Å ikke luke hadde også en negativ effekt, men bare til signifikansnivå = 0,10. Å luke områder med egnet habitat (= høy forekomst i foregående år) har en liten positiv effekt på forekomst av juvenile edderkopper. Forekomst av voksne dyr i 2022 hadde en positiv effekt på forekomst av juveniler i 2023, men i denne modellen hadde luking ingen effekt (**Tabell 6.5**). Luking av områder med forekomst av adulte individer i foregående år hadde en positiv effekt på juveniler, men det er usikker i hvilken grad luking bidrar til denne effekten.

Tabell 6.4. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tettheten av juvenile individer (dyr per m²) av stor elvebreddedderkopp i 2023. j_22 = antall juvenile dyr i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	0,352	0,344	1,020	0,305	
j_22	0,070	0,015	4,570	<0,001	***
Luket_23Ja	-1,300	0,401	-3,250	0,001	**
Luket_23Nei	-4,260	2,290	-1,860	0,063	.
j_22:Luket_23Ja	0,146	0,024	6,130	<0,001	**
j_22:Luket_23Nei	3,020	2,060	1,470	0,142	

Tabell 6.5. Modellparametere fra negativ binomial regresjonsmodell for tettheten av adulte individer (dyr per m²) av stor elvebreddedderkopp i 2023. a_22 = antall adulte dyr i 2022. Signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1.

Koeffisient	estimat	std.feil	z-verdi	p-verdi	sig.
(Intercept)	-0,654	0,605	-1,080	0,280	
a_22	0,797	0,183	4,360	<0,001	***
Luket_23Ja	-0,273	0,641	-0,425	0,671	
Luket_23Nei	-3,220	2,310	-1,390	0,164	
a_22:Luket_23Ja	0,610	0,238	2,560	0,010	*
a_22:Luket_23Nei	47,800	32,200	1,480	0,138	

Vår hypotese er at vi finner flere juvenile i områder med mange adulte året før, fordi de har lagt egg. Resultatene i **Tabell 6.5** bekrefter at for hver adulte funnet i 2022 er det en signifikant økning på 0,797 juveniler. Interessant nok viser denne modellen at å luke områder med mange adulte individer året før har en positiv effekt på antallet juvenile i år (signifikant interaksjon mellom luking i 2023 og tetthet av adulte i 2022).

Uansett ser vi de samme mønstrene der antallet edderkopper året før har størst effekt. Det betyr at variabler som beskriver habitatets egnethet er viktige. Det andre overordnede funnet er at å luke har en liten negativ effekt, men å ikke luke har større negativ effekt.

6.5.4 Effekter av sommerens flommer

Vårflommen ga moderate endringer på lokalitetene, men det er vanskelig å spore effekter på stor elvebreddedderkopp siden det på denne tiden av året er få individer og spor etter arten å observere.

Flommene i uke 32 og 34 var betraktelig kraftigere enn vårflommen (se **Figur 5.2**), og forårsaket større endringer på lokalitetene enn på flere år, jf. beskrivelser under elvesandjeger (se **kapittel 5.5.4**). Vannstanden gikk trolig 2–5 m over sandområdene og sand- og siltrygger ble flere steder vasket vekk, mens det andre steder ble lagt igjen opptil en halv meters rene sandbanker. Totalt sett ble det lagt opp langt mer sand enn silt, og i uke 39 ble det registrert stor elvebreddedderkopp på mange av disse nydannete sandflatene (**Figur 6.5**).



Figur 6.5. Kregnesteigen den 31. august 2023. Resultatet av styrtregnflommene var her både utvas-king av siltrygger og et nytt tykt lag med sand og delvis nedgravde busker av klåved (*Myricaria ger-manica*) over det meste av silt- og steinøra. I slutten av september var disse sandflatene bosatt av stor elvebreddedderkopp. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

6.6 Anbefalinger

Vi anbefaler å fortsette totalkartleggingen av stor elvebreddedderkopp på overvåkingslokalite-tene langs Gaulaelva for å kunne oppdage eventuelle endringer i bestandene over tid. Stor el-vebreddedderkopp er svært mobil, noe som gjør det nødvendig å kartlegge hele leveområdet. Edderkoppen virker bedre i stand til å raskt utnytte nye områder etter flom enn elvesandjeger, og levehullene er forsterket med tråd av edderkoppsilke. Dette gjør at stor elvebreddedderkopp kan være noe mer robust mot storskala sommer-flom som i 2023. Likevel er dette vanskelig å kvantifisere fordi tellingene bare kan gjennomføres etter sommeren.

Truslene mot arten er lik de mot elvesandjeger (se kap. 5.6), og å opprettholde og skape egnet habitat er det viktigste bevaringstiltaket. Vi anbefaler derfor:

- Videreføring av luking av lupiner, som er nødvendig for å holde habitatene åpne, og eventuelt utvidelse med luking av stedegne gjengroingsarter.
- Kjerneområdene bør sikres da de kan fungere som kildepopulasjon, men i en slik dyna-misk populasjon er det også viktig at det finnes egnede satellitthabitater.
- Kartlegging av egnet substrat kan gjøres med drone (se Roos mfl. 2023) og kunnskap om substrattype, vegetasjonstetthet og andre mikroklimatiske forhold kan styrke vår evne å kunne modellere forekomsten av stor elvebreddedderkopp, samt vurdere effekten av skjøtselstiltakene.

7 Klippeblåvinge

7.1 Bakgrunn om arten

Klippeblåvinge, *Scolitantides orion*, er en dagsommerfugl som bare finnes på noen lokaliteter i Halden (Endrestøl mfl. 2022). Fordi artens bestand har gått kraftig tilbake de siste tiårene er klippeblåvinge vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven mfl. 2021a). I 2011 ble arten ved egen forskrift vedtatt som prioritert art med hjemmel i naturmangfoldloven. Klippeblåvinge trives i kystnære, (semi-)åpne habitater, og artens nedgang er ofte tilknyttet gjengroing eller endret bruk av tidligere egnede arealer (Jansson 2013, Marttila mfl. 2000). Det er derfor anbefalt skjøtsel for å unngå gjengroing og opprettholde artenes tilgang til både nektarplanter og vertsplanten, smørbukk (*Hylotelephium maximum*).

Overvåking av klippeblåvingepopulasjonen har foregått årlig siden 2007, og noen av populasjonene (f.eks. ved Hov-Torpbukta) har blitt kartlagt metodisk og geografisk likt siden 2012. I 2023 er populasjonsovervåkingen videreført i fem områder: Sponvika, Nokkedal, Hov, Monolittbruddet og Torpbukta. I tillegg har NINA kartlagt overlevelse av pluggplanter av smørbukk utsatt i 2022.

7.2 Gjennomført skjøtsel

Vi observerte at skjøtselen som ble igangsatt på Hovsbruddet i 2022, har blitt videreført i 2023 slik at større områder har blitt ryddet for trær og busker (**Figur 7.1**, **Figur 7.2**). Det ble ikke satt ut nye pluggplanter av smørbukk eller larver av klippeblåvinge i 2023.



Figur 7.1 Skjøtsel gjennomført på Hovsbruddet mellom september 2022 og juni 2023 har åpnet opp store områder for trær og kratt. Foto: Ruben E. Roos/NINA



Figur 7.2. Dronebilder fra tre områder på lokalitet Hovsbruddet i 2022 (t.v.) og 2023 (t.h.) viser at lokaliteten er åpnet opp. Foto: Megan Nowell/NINA.

7.3 Datainnsamling

Populasjonsovervåking

Basisovervåking av populasjonen av klippeblåvinge ble i Halden kommune i 2023 videreført som et selvstendig prosjekt i regi av Statsforvalteren i Viken på følgende områder: Torpbukta, Monolittbruddet, Nokkedal, Hov og Sponvika (Endrestøl mfl. i prep). Deler av resultatene gjengis her.

I 2023 ble det søkt etter både voksne sommerfugler, egg og larver. Grunnen til at det også ble gjort en egen kartlegging av voksne individer skyldes at man ønsket utvidet informasjon om forekomsten også av voksne individer (i terrenget). Området Torpbukta (Torpbukta-Steinbruddet [N]) og Hov ble besøkt 25.-26. mai for kartlegging av voksne, og 19.-20. juni (inkludert Nokkedal og Monolittbruddet) for kartlegging av larver og egg. Sponvika ble besøkt 12.-13., 20. og 22. juni.

Effektovervåking

NINA besøkte Hovsbruddet og Monolittbruddet 19. juni 2023. Vi lokaliserte pluggplantene som ble satt ut høsten 2022 med høypresisjons-GPS. På alle pluggplanter som ble gjenfunnet, ble høyden målt, og antall skudd, bladpar, blomsterstand ble talt. I tillegg registrerte vi ev. forekomst av egg eller larver av klippeblåvinge.

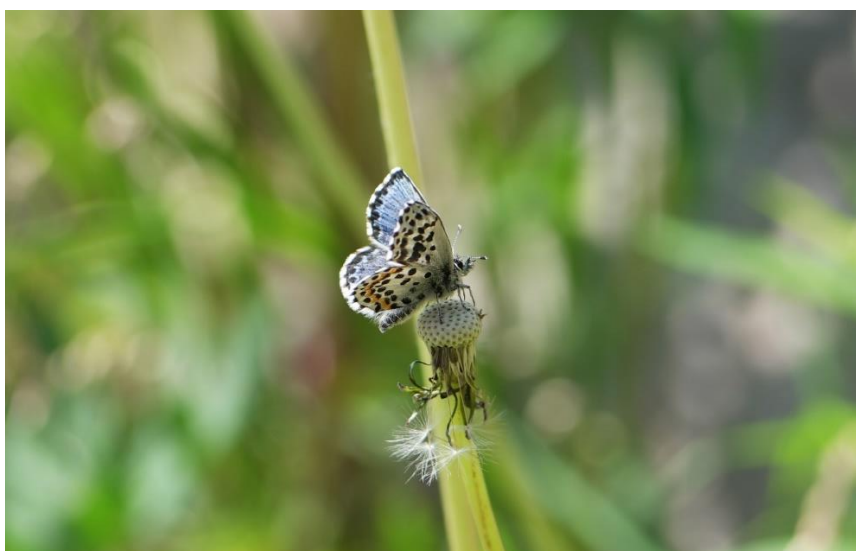
7.4 Dataanalyser

Det er ikke gjennomført statistiske analyser av data fra populasjonsovervåkingen eller pluggplantene, men data er sammenstilt på lik linje med tidligere år (Endrestøl mfl. 2022, Evju mfl. 2022b).

7.5 Resultater

7.5.1 Populasjonsovervåking

Fra resultatene gitt i **Tabell 7.1** er det åpenbart at 2023 var et godt år for klippeblåvinge. Ser man på dellokalitetene isolert sett, var det det beste året siden 2010 for Hovsveien og Sponvika, nest best for Torpbukta og Nokkedal, mens det var middelmådig for Monolittbruddet og Sveen.



Figur 7.3. Klippeblåvinge på avblomstret løvetann i Hovsbruddet 25. mai 2023. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

Tabell 7.1. Antall egg og larver av klippeblåvinge fra ulike dellokaliteter siden overvåkingen ble startet i 2010. N/A = data mangler fordi lokaliteten ikke ble kartlagt. * = ufullstendige data som følge av tapte data. NB ettersom det mangler data for en del dellokaliteter hvert år, er TOTAL-kolonnen ikke fullstendig sammenlignbar mellom år.

År	Torpbukta		Hovs-veien		Nokkedal		Monolitt-bruddet		Sveen		Spon-vika		TOTAL	
	Egg	Larver	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	140	N/A
2011	ca. 200	5	N/A	N/A	15	3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	218	3
2012	325	8	N/A	N/A	2	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	327	8
2013	335	31	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	335	31
2014	525	46	6	0	12	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	543	46
2015	123	0	43	0	18	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	184	0
2016	169	11	3	3	12	2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	184	16
2017	171	7	24	4	39	8	13	0	N/A	N/A	8	0	255	19
2018	233	22	47	7	62	4	53	5	11	5	16	3	443	46
2019	245	3	42	0	16	1	48	0	12	1	43	1	406	6
2020	83	13	31	10	19	11	17	6	2	1	42	15	194	56
2021	65	2	62	2	130	3	37	0	7	0	101	14	402	21
2022	28*	1*	77	0	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	168	28	273*	29*
2023	351	18	202	10	102	12	37	3	5	0	252	68	949	111
To-talt	2993	167	537	36	427	44	205	14	37	7	630	129	630	129

Været i sesongen 2023 var meget spesielt, og det kan trolig ha hatt en innvirkning på antall egg. I juni i 2023 var temperaturen i Østfold 3,5 °C over normalen og nedbøren på 29,1 mm (mot normalt 72 mm, [Yr - Østfold fylke - Historikk som graf - Siste 13 måneder](#)). Det vil si at det var svært varmt og mange soldager i flyve-perioden til klippeblåvinge (**Figur 7.3**), som muligens har resultert i såpass mange egg. Hvordan dette vil påvirke populasjonene i 2024 er for øvrig mer usikkert. Umiddelbart vil man anta at dette ville kunne gi en økt populasjon også i 2024, men det er helt avhengig av egg- og larveoverlevelsen. Under kartlegging rundt 25. juni var det svært mange visnede smørbukkplanter. Det er en viss fare for at dette har økt dødeligheten av egg og larver etter egglegging og frem til juli. Juli i Østfold var i motsetning til juni unormalt kaldt og våt, noe som trolig medførte at smørbukkplantene igjen ble vitale og fikk økt vekst. Dersom egg og larver overlevde tørken i slutten av juni frem til regnet kom de siste dagene i juni, vil de trolig ha hatt gode forhold i juli, som igjen vil kunne medføre mange individer i 2024.

7.5.2 Effektovervåking

Av pluggplantene satt ut i 2022, ble 80% gjenfunnet i 2023 på Hovsbruddet, og 92% på Monolittbruddet (**Tabell 7.2**). Gjennomsnittlig antall skudd og bladpar hadde økt noe på begge lokalitetene, men plantene fremstår fortsatt som små. Generelt var plantene ganske visnet pga. tørken tidligere i sommer (**Figur 7.4**). På begge lokaliteter ble det registrert egg og larver av klippeblåvinge på en eller flere av pluggplantene.

Tabell 7.2. Oversikt over antall pluggplanter, med blomst, med egg og med larver. Noen planter som ikke ble besøkt i 2022 pga. glatte svaberg, ble registrert i 2023. Verdier pluss/minus standardavvik.

	Hovsbruddet		Monolittbruddet	
	2022	2023	2022	2023
Antall pluggplanter	84	67	63	60 (hvorav 2 nye)
Gjennomsnittlig høyde (i cm)	-	1,50 ± 0,72	-	3,08 ± 1,41
Gjennomsnittlig antall skudd	1,88 ± 1,06	2,09 ± 1,28	1,71 ± 0,94	2,65 ± 1,45
Gjennomsnittlig antall bladpar	3,71 ± 2,07	3,85 ± 3,03	4,7 ± 2,17	8,63 ± 4,67
Gjennomsnittlig antall blomsterstand	0	0	0,05 ± 0,22	0
Pluggplanter med en eller flere egg	0	9	0	7
Pluggplanter med larve	0	1	0	2



Figur 7.4. Pluggplanter av smørbutikk med egg av klippeblåvinge på Hovsbruddet (til venstre) og med larve på Monolittbruddet (til høyre). Planten til venstre bærer tydelige tegn på uttørking. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Som diskutert i Evju mfl. (2022b), kan vi ikke vurdere hvilken effekt utsettingen av larver i Hovsbruddet i 2022 har hatt på antall egg vi fant der i 2023. Det er mulig å sammenligne variasjonene i antall egg over tid med andre dellokaliteter, men siden de er av ulik størrelse, og det er utført betydelig skjøtsel i Hov som øker egnet habitat der, er det vanskelig å være trygg på årsak-virkning. Det var uansett rekordår for antall egg i Hov i 2023 (**Tabell 7.1**), men ift. tall i 2021 har økningen vært større i Torpbukta enn Hov.

I Evju mfl. (2022b) er det også påpekt at det er utfordrende å vurdere hvorvidt skjøtselen i Hovsbruddet har hatt effekt på antall smørbutikkplanter der, og i neste omgang antall egg, siden dette ikke ble kartlagt i detalj i forkant av skjøtselen. Det man derimot kan si er at Hovsbruddet i 2023 er blitt en viktig dellokalitet for klippeblåvinge, med 124 egg og 6 larver påvist i 2023, fordelt på

52 smørbukkplanter. Det er også svært sannsynlig at skjøtselen er hovedårsaken til denne økningen i antall egg, siden det tidligere for en stor del var en barriere av trær nederst i bruddet. Det er videre trolig at det har stått en del smørbukk på dellokaliteten fra før, men at disse kanskje sto skyggefullt og ikke ble benyttet av klippeblåvinge, og at de samme plantene har fått økt vitalitet med økt solinnstråling.

7.6 Anbefalinger

Året 2023 var en av de beste for klippeblåvinge med tanke på antall egg siden overvåkingen startet i 2010. Dessverre har vi ikke komplette data for 2022, men 2021 var et av de dårligste årene for klippeblåvinge. Vi antar at noe av økningen i 2023 skyldes en unormal varm og tørr juni i Østfold, og vi kan trolig tilskrive noe av økningen i antall egg til skjøtselen som er utført i Hovsbruddet. Vi kan heller ikke utelukke at larvene som ble satt ut i 2022 har utviklet seg til adulte individer i 2023 og bidratt til reproduksjon.

Vi anbefaler å fortsette med populasjonsovervåkingen for å bedre kunnskap om artens tilstand. I løpet av det siste året har landskapet på Hovsbruddet endret seg dramatisk, og lokaliteten har blitt mye mer lysåpent. Derfor er det særlig viktig å overvåke populasjonen på Hovsbruddet og andre lokaliteter i nærheten (langs Hovsveien og Monolittbruddet).

Årets tørke har hatt klare effekter på mange av pluggplantene, selv om det var høy overlevelse på kartleggingstidspunktet. Hvordan det gikk videre i sesongen er vanskelig å vurdere, men det er trolig en viss fare for at pluggplanter med svakt rotsystem, i et tørkeår, vil kunne fungere som «eggfeller», altså at sommerfuglen velger disse eksponerte pluggplantene for å legge egg, men at det viser seg at de ikke klarer tørken, og egg/larver dør.

Våre funn av både egg og larver på pluggplantene som ble satt ut i 2022 viser at pluggplantene er attraktive for klippeblåvinge. Vi kan imidlertid ikke konkludere at dette betyr at det generelt er mangel på vertsplanter eller om pluggplantene var plassert på mer attraktive steder enn «stedegne» planter, da vi ikke vet hvor stor prosentandel av den opprinnelige vertsplantepopulasjonen som brukes til egglegging. Det er likevel et lovende tegn på at å øke tilgjengelighet av vertsplanter kan være et relevant forvaltningstiltak. Hvis det vurderes å sette ut flere pluggplanter, f.eks. i de nylig åpnete arealer på Hovsbruddet, er det viktig at pluggplantene får de beste forutsetninger til å overleve, både med tanke på hvor de plasseres og aktive tiltak som vanning under tørke. Trolig har pluggplanter dårligere utviklet rotsystem slik at de er mer utsatt for tørke i utplantingsåret. Det kan derfor være hensiktsmessig å plante pluggplanter mer strategisk, ikke for at de skal være vertsplanter direkte, men at de skal fungere som frøplanter i fremtiden. Da vil det for eksempel være naturlig å plante noen planter litt mer skyggefullt, men høyt oppe i terrenget, for eksempel på Hovsbruddet, slik at plantene kan spre seg naturlig nedover på sikt.

Vi anbefaler videre at det ved fremtidige tiltak, enten det er skjøtsel av lokaliteter, utsetting av vertsplanter eller klippeblåvinge, legges til rette for effektovervåking på et tidlig stadium slik at man kan få data på hvordan tiltakene faktisk påvirker populasjonene.

8 Prikkroutevinge

8.1 Bakgrunn om arten

Prikkroutevinge, *Melitaea cinxia*, finnes i Norge kun på øya Rauer i Fredrikstad kommune. Arten er vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven mfl. 2021b). Sommerfuglen er tilknyttet tørre enger og bakker (**Figur 8.1**) og legger eggene sine på smalkjempe, *Plantago lanceolata*. Larvene spiser fra vertsplantene og lager et felles spinn til overvintring. I snitt finnes det cirka 50 larvespinn hvert år på Rauer, men tallet varierer betydelig fra år til år (Endrestøl 2021). I 2022 ble det registrert rekordmange larvespinn på Rauer: 375 (Evju mfl. 2022b).

Basisovervåkingen av prikkroutevingebestanden på Rauer har blitt utført av NINA siden 2015, og består av feltundersøkelser av ulike dellokaliteter beskrevet av Endrestøl (2021). Utvalget av dellokalitetene er basert på en helhetlig vurdering av habitat og dernest forekomsten av smalkjempe. Der hvor det er gode forekomster av smalkjempe, blir det lett grundig etter larvespinn ved å gå igjennom områdene systematisk med 3–5 meters mellomrom.



Figur 8.1. Prikkroutevinge trives på åpne enger hvor både verts- og nektarplanter er til stede. Bildet viser delområde 19 jf. Endrestøl (2021) i august 2023. Vegetasjonen er fortsatt veldig frodig for årstiden grunnet regnværet i juli. Gule pinner angir funn av larvespinn av prikkroutevinge. Foto: Ruben E. Roos/NINA

Fordi prikkroutevinge foretrekker lysåpne, lav-produktive engarealer med hyppig forekomst av både verts- og nektarplanter (WallisDeVries 2001, 2006), er forvaltningstiltak på Rauer rettet mot å åpne opp gjengrodd arealer og slått av engarealer hvor prikkroutevinge allerede er etablert. I tillegg vedlikeholdes veikantene. Dette ser ikke bare ut til å være potensielt gunstig for prikkroutevinge men virker også positivt for landdøya (*Jacobaea vulgaris*) (**Figur 8.2**), vertsplanten til karminspinner (*Tyria jacobaeae*) som er vurdert som sterkt truet (EN) på Norsk rødliste for arter (Artsdatabanken 2021).



Figur 8.2. Rikelig forekomst av landøyda (*Jacobaea vulgaris*) i veikantene ved delområde 49/50 før slått ble gjennomført (t.v.) og larver av karminspinner (*Tyria jacobaeae*) på landøyda (t.h.). Foto: Ruben E. Roos/NINA.

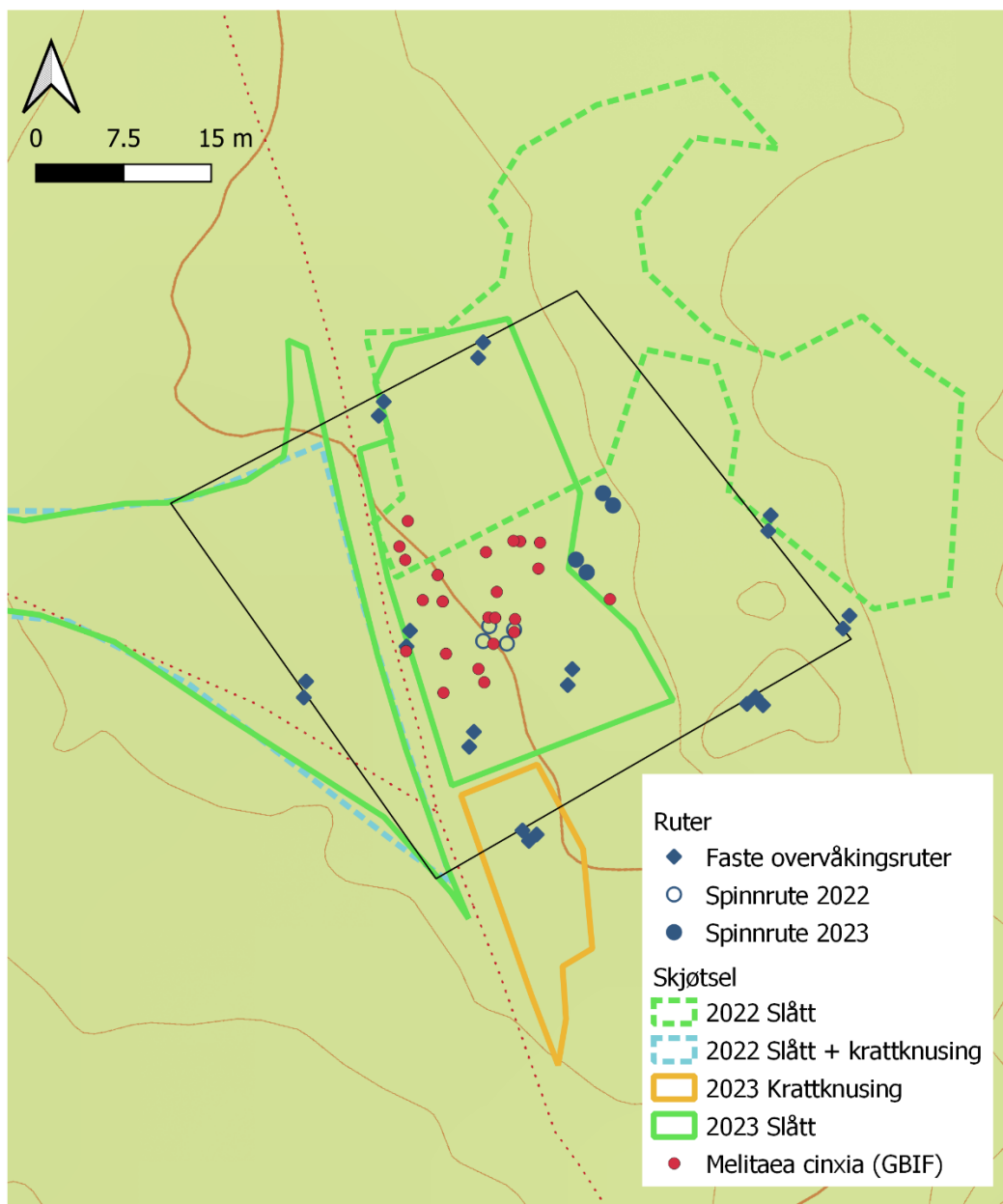
8.2 Skjøtsel

Siden basisovervåkingen ble gjort samtidig med at Forsvarsbygg utførte skjøtsel, ble det i første omgang gjort detaljert kartlegging av alle områdene Forsvarsbygg, i samråd med NINA, anså som egnet for skjøtsel. Dette innebar merking av enkelte spinn innenfor de aktuelle områdene, slik at disse ble tatt hensyn til under skjøtselen. Avhengig av hvor gjengrodd områdene var, ble de enten slått med tohjulstraktor eller krattknust med traktor. Skjøtselen ble utført fortløpende etter at områder ble klarert.

For å overvåke effekten av utført skjøtsel på vegetasjonssammensetning og -struktur etablerte NINA i 2022 to overvåkingslokaliteter (Evju mfl. 2022b). I 2023 har NINA videreført overvåkingen.

I 2022 ble en del av overvåkingslokaliteten 49/50 «Telefonstolpen» først ryddet for kratt deretter og slått og raket. Dette området ble slått igjen i 2023 (**Figur 8.3**, **Figur 8.4**). I tillegg ble den sentrale delen av overvåkingslokaliteten slått og raket, og et mindre areal med høyvokst rosekratt ble ryddet med krattknuseren (**Figur 8.3**).

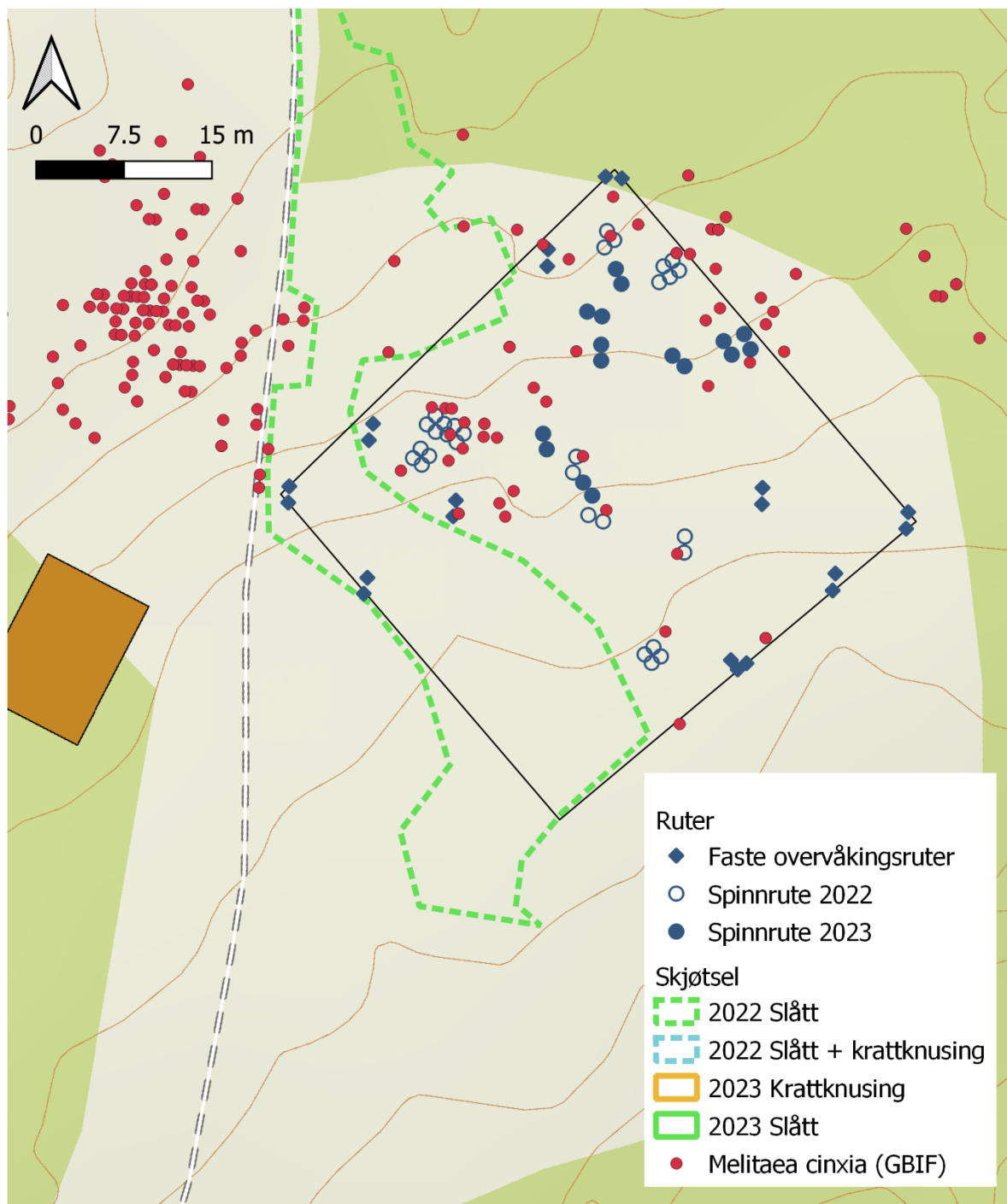
En del av overvåkingslokalitet 20 «Utedassen» ble slått og raket i 2022, men ingen skjøtsel ble utført i 2023 (**Figur 8.5**) da andre områder måtte prioriteres. Store arealer sør for overvåkingslokaliteten ble krattknust med traktor, slik at det nå er sammenhengende åpent areal mot delområde 25 jf. Endrestøl 2021 (**Figur 8.6**). I tillegg ble det ryddet i kantene av traktorveien på begge lokalitetene. Skjøtselstiltakene ble utført i regi av Forsvarsbygg.



Figur 8.3. Oversiktskart over skjøtsel og overvåkingsopplegg på delområde 49/50 «Telefonstolpen». I 2022 ble deler av overvåkingslokaliteten (svart firkant) slått (grønn stiplet linje), mens en annen del både ble krattknust og slått (blå stiplet linje). I 2023 ble det slått (grønn linje), og knust kratt (oransje linje) i deler av overvåkingslokaliteten. Blå symboler viser faste overvåkingsruter (firkanter), ruter med larvespinn i 2022 (åpne prikker), og ruter med larvespinn i 2023 (prikker). Hver rute representeres av to til fire punkter. Røde prikker viser tidligere forekomster av prikkroutevinge(spinn) registrert i GBIF.



Figur 8.4. Vestre delen av delområde 49/50 «Telefonstolpen» før (til venstre) og etter (til høyre) utført skjøtsel i 2022 (øverst) og 2023 (nederst). Foto: Ruben E. Roos/NINA.



Figur 8.5. Oversiktskart over skjøtsel og overvåkingsopplegg på delområde 20 «Utedassen». I 2022 ble en del av overvåkingslokaliteten (svart firkant) slått (grønn stiplet linje), mens det i 2023 ikke ble utført skjøtsel innenfor overvåkingslokaliteten. Det ble imidlertid knust kratt i områdene sør fra overvåkingslokaliteten (vises ikke på kart). Blå symboler viser faste overvåkingsruter (firkanter), ruter med larvespinn i 2022 (åpne prikker), og ruter med larvespinn i 2023 (prikker). Hver rute representeres av to til fire punkter. Røde prikker viser tidligere forekomster av prikkertevinge (spinn) registrert i GBIF.



Figur 8.6. Utsikt fra delområde 20 «Utedassen» mot sør. Her har store områder med kratt blitt ryddet, slik at det nå finnes sammenhengende åpent areal mot delområde 25. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

8.3 Datainnsamling

Basisovervåking og effektovervåking ble utført i tidsrommet 9.–11. august 2023. Dette var samtidig med at Forsvarsbygg utførte skjøtselstiltak.

8.3.1 Basisovervåking

Populasjonsovervåking ble utført etter samme protokoll som i tidligere år (Endrestøl 2021). Den videre kartleggingen ble gjort på områder hvor det tidligere var påvist spinn av arten, samt områder som er ansett som potensielle jf. Endrestøl (2021). Store deler av øya ble kartlagt, inkludert de sørlige delene som ikke ble undersøkt i 2022 på grunn av militær aktivitet (Evju mfl. 2022b).

8.3.2 Effektovervåking

I 2022 ble 10 faste overvåkingsruter og opp til 10 ruter med larvespinn («spinnruter») etablert på hver overvåkingslokalitet (**Figur 8.3, Figur 8.5**). Vegetasjonssammensetningen og -struktur ble registrert etter standardisert protokoll (Evju mfl. 2022b, se **Vedlegg 4** for feltskjema). Dessverre ble dekning av busksjikt ikke registrert i 2023, men dette planlegges gjennomført i 2024. I 2023 ble vegetasjonen på alle 20 faste overvåkingsruter registrert. På lokalitet «Telefonstolpen» ble kun to nye spinnruter etablert og analysert fordi det ikke fantes flere larvespinn. Fordi vi da hadde tid til overs ble begge fjorårets spinnruter også analysert, selv om larvespinn var fraværende. På lokalitet «Utedassen» ble tre av fjorårets spinnruter analysert, da de igjen hadde larvespinn, eller larvespinn fantes rett utenfor ruten (**Figur 8.7**). I tillegg ble åtte nye spinnruter etablert og

analysert. Det gjør at vegetasjonen ble analysert i totalt 35 ruter i 2023. Alle vegetasjonsanalyser i 2023 ble gjort før eventuell skjøtsel ble gjennomført. Antallet overvåkingsruter med ulike skjøtselstiltak er vist i **Tabell 8.1**.



Figur 8.7. Spinnruter (gule rammer) etablert på lokalitet «Utedassen» i 2022 med gjenfunn av larvespinn innenfor (t.v.) og rett utenfor (t.h.) rutene. Larvespinn er markert med gul pinne. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Tabell 8.1. Overvåkingsruter på de to overvåkingslokalitetene og hvilken skjøtsel som er gjennomført i 2022 og 2023. For larvespinn viser vi for 2023 antallet ruter etablert i 2022 som ble analysert på nytt + nyetablerte spinnruter i 2023.

Lokalitet	2022					2023				
	Krattknusing	Krattknusing, slått og raking	Slått og raking	Ingen	Larvespinn	Kratt-knusing	Krattknusing, slått og raking	Slått og raking	Ingen	Larvespinn
Telefonstolpen	-	1	3	6	2	1	-	5	4	2 + 2
Utedassen	-	-	2	8	10	-	-	-	10	3 + 8

8.4 Dataanalyser

8.4.1 Basisovervåking

Observasjoner av larvespinn av prikk rutevinge ble kartfestet med GPS med ca. 5 m presisjon. Fordi dette fører til små geometriske feil, er det vanskelig å sammenligne forekomstene mellom år. Som løsning ble det laget «heatmaps» hvor tettheten (antall forekomst av larvespinn per m²) ble representert på kart, fremfor kart over individuelle funn. Tettheten ble beregnet for en radius på 20 meter ved hjelp av heatmap-verktøyet i QGIS.

8.4.2 Effektovervåking

Som vist i **Error! Reference source not found.**, er det ubalanse i datasettet når det kommer til antall ruter med skjøtsel. Vi har derfor ikke gjennomført statistiske analyser på effekten av slått og krattknusing på vegetasjonen, men vi visualiserer effektene deskriptivt, med kategoriene ubehandlet (før-data, 2022), ingen (uten skjøtsel), krattknusing (krattknusing + krattknusing med påfølgende slått og raking) og slått. Vi fokuserer på variablene vegetasjonshøyde, dekning av karplanter i feltsjikt og artsrikdom av karplanter.

For å teste for forskjeller i vegetasjonsstruktur og -sammensetning i ruter med og uten larvespinn i 2022 og 2023 ble det kjørt binomiale lineære miksede modeller på forekomst av larvespinn som respons og de økologiske variablene og en interaksjon med år (2022 mot 2023) som forklaringsvariabler. De økologiske variablene var vegetasjonshøyde, dekning av karplanter i feltsjikt, antall smalkjemperosetter, antall karplantearter, og totalt antall blomsterskudd. For hver økologiske variabel ble det kjørt en separat analyse. For dekningen i feltsjikt ble dataene transformert (arcsin).

For å visualisere eventuelle forskjeller i vegetasjonssammensetningen mellom ruter med og uten larvespinn og mellom år, ble en non-metric multidimensional scaling (NMDS) analyse basert på Bray-Curtis dissimilarity coefficients utført med bruk av pakken vegan (Oksanen mfl. 2015) i R. Datagrunnlaget er en datamatrikse med relativ abundans av alle registrerte karplantearter per rute ((dvs. der total dekning over alle arter i ruten summeres til 1)). I analysen ble det brukt 3 dimensjoner (stress = 0.13). Å bruke flere dimensjoner ville ha redusert stress, men komplisert tolkningen av resultatene. I resultatene vises bare de to første aksene fordi de forklarer mest variasjon. I tillegg plottet vi de økologiske variablene vegetasjonshøyde, artsrikdom av karplanter, dekning av karplanter i feltsjikt, antall smalkjemperosetter og totalt antall blomsterstand i ordinasjonsrommet, for å visualisere hvordan vegetasjonssammensetning og de økologiske variablene samvarierer. For å teste om ruter med larvespinn skiller seg fra ruter uten larvespinn i ordinasjonsrommet brukte vi lineære miksede modeller på scorene langs den første NMDS-aksen mot forekomst av larvespinn og år med lokalitet som random effekt.

Datasettet fra overvåkingen er tilgjengeliggjort her: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaea-cinxia_plants2022 **Error! Hyperlink reference not valid.** (Evju 2023b). Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

8.5 Resultater

8.5.1 Basisovervåking

Det ble i 2023 påvist 100 larvespinn av prikk rutevinge (**Tabell 8.2**). Dette er betydelig mindre enn i 2022, da det ble påvist 375 larvespinn, og også mindre enn i 2021, da det ble påvist 117 larvespinn. Det var ellers god spredning på larvespinnene, og det ble påvist spinn både helt nord

på øya, og for første gang også helt sør på øya. Hovedandelen av spinn er som i 2022 i områdene 19, 20 og 25 jf. Endrestøl 2021.

Tabell 8.2. Funn av larvespinn av prikkroutevinge i perioden 2015 til 2023 på delområder på Rauer. Delområder følger til en viss grad Endrestøl 2021, men med noen modifikasjoner (hovedsakelig splittinger).

Delområde	Areal	2015	2016	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Totalt
2	2900	1	0	0	0	0	n/a	7	0	8
3	1240	n/a	1	0	0	0	n/a	9	1	11
5	700	0	2	0	1	0	n/a	0	1	4
6	1540	0	0	0	0	0	1	1	1	3
8*	3641	0	0	0	0	0	n/a	n/a	n/a	0
12/13	1473	0	6	4	0	3	n/a	16	0	29
19	1170	3	59	15	7	0	16	6	19	125
20	3730	0	21	3	1	0	20	32	25	102
22	70	0	0	0	0	0	0	1	0	1
23	250	1	1	5	3	2	0	3	1	16
25A	5000	n/a	n/a	0	0	0	0	0	1	1
25B	2900	n/a	n/a	0	0	13	80	189	35	317
25C	10970	n/a	n/a	0	0	0	0	50	4	54
25D	213	n/a	n/a	0	0	0	1	16	0	17
26B	9400	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	20	6	26
27A	780	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	22	0	22
28	330	1	0	0	0	0	0	0	0	1
31	400	0	0	0	10	0	0	0	1	11
50	470	9	10	0	2	2	0	3	2	28
52	350	n/a	7	0	0	0	0	0	0	7
58C	1090	n/a	n/a	n/a	n/a	1	0	0	0	1
58D	570	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1
71A	507	n/a	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1
95B	840	n/a	0	0	n/a	n/a	0	n/a	1	1
TOTALT	50534	15	107	27	24	21	118	375	100	787

8* er inkludert fordi det ble funnet spinn før 2015.

Vi har tidligere opplevd at antall larvespinn kan svinge betydelig fra år til år (Endrestøl 2021), og med en økende populasjon av prikkroutevinge på Rauer blir svingningene muligens enda større. Det er vanskelig å peke på en direkte årsak til at det skulle være færre larvespinn i 2023 enn i 2022, men det er nærliggende å trekke frem været. I 2022 var temperaturen for juni i Østfold omkring 2 °C høyere enn normalen med en nedbør på 54,9 mm (normalt 72 mm). I 2023 var temperaturen 3,5 °C over normalen og nedbøren på 29,1 mm ([Yr - Østfold fylke - Historikk som graf - Siste 13 måneder](#)). Det var altså en svært varm og tørr juni måned, da larvene er avhengig av friske vertsplanter. I juli i 2022 var det omkring normale verdier for temperatur og nedbør, mens det for juli 2023 var 1 °C kaldere enn normalt og nærmere en dobling av nedbøren (105,4 mm mot normalt 67 mm). Det er derfor ikke usannsynlig at mange av larvene ikke overlevde den tørre og varme juni måned, mens de som fikk forpuppet seg og klekt til voksne individer, fikk en svært dårlig flyveperiode med lave temperaturer og mye regn.

8.5.2 Effektovervåking

Før skjøtsel i 2022 hadde de faste overvåkingsrutene en medianvegetasjonshøyde på 29 cm. I 2023 var medianvegetasjonshøyden på ruter uten skjøtsel i 2022 16 cm, mens ruter som hadde blitt krattknust hadde en medianhøyde på 26 cm og rutene som ble slått i 2022, var 20,8 cm (**Figur 8.8A**). Den relative nedgangen i vegetasjonshøyden fra 2022 til 2023 var lik for ruter uten skjøtsel og krattknuste ruter, mens vegetasjonshøyden ble ytterligere redusert i ruter som ble slått i 2022 (**Figur 8.8B**).

Mediandekning av karplanter i feltsjikt var 75% i 2022 og henholdsvis 80%, 95% og 92% for ruter uten skjøtsel, krattknuste ruter og ruter som har blitt slått (**Figur 8.8C**). Det var med andre ord en liten økning for alle behandlinger i 2023 sammenlignet med 2022. Det finnes imidlertid betydelig variasjon i endringene i feltsjiktdekning mellom rutene med samme behandlingstypen (**Figur 8.8D**), dvs. det var ruter både med og uten endring i feltsjiktdekningen.

Artsrikdom av karplanter hadde en median på 11 før behandling i 2022, mot henholdsvis 12, 13, og 15 arter for ruter uten skjøtsel, krattknusing, og slått i 2023 (**Figur 8.8E**). Dette tyder på at flere arter har etablert seg i rutene som ble slått i 2022 (**Figur 8.8F**).

Ruter med larvespinn hadde en medianvegetasjonshøyde på 18,8 cm mot 29,0 cm for ruter uten larvespinn i 2022, mens dette var henholdsvis 13,0 og 14,5 cm i 2023 (**Figur 8.9A**). De binomiale lineære miksede modellene viste ingen signifikant effekt av vegetasjonshøyden og år på sannsynlighet for forekomst av larvespinn. Mens det i 2022 var en (ikke-signifikant) trend mot lavere sannsynlighet for larvespinn i ruter med høy vegetasjon, var denne trenden borte i 2023. Dette er sannsynligvis fordi vegetasjonshøyden har blitt redusert i noen av rutene uten larvespinn som følge av slått eller krattknusing utført i 2022.

I 2022 var mediandekningen av karplantene i feltsjikt 77,5 % for ruter med larvespinn og 75,0 % for rutene uten larvespinn. I 2023 var dette 77,5 versus 80,0 % (**Figur 8.9B**). Det var ingen forskjeller i sannsynlighet for forekomst av larvespinn med feltsjiktdekning i våre miksede modeller.

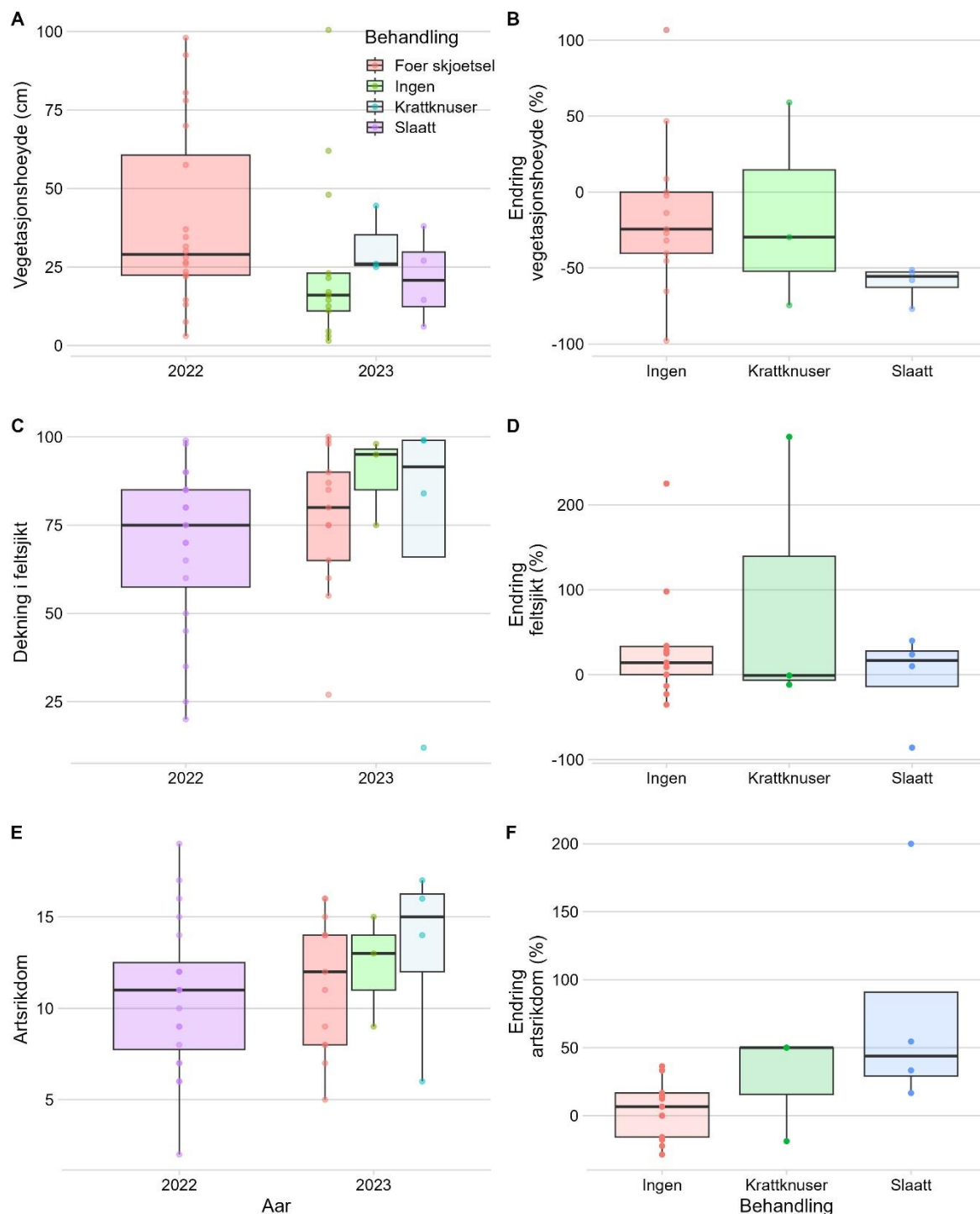
Ruter med larvespinn hadde som median 1,5 smalkjemperosetter i 2022 og én i 2023, mens ruter uten larvespinn hadde ingen i begge år (**Figur 8.9C**). Sannsynligheten for forekomst av larvespinn var altså signifikant høyere i ruter med flere smalkjemperosetter ($p = 0,04$), og denne effekten var lik i 2022 og 2023. Det var ingen signifikant effekt av år.

Antall karplantearter i ruter med og uten larvespinn var lik i 2022 (median 11,0), mens det var 12,5 arter per rute for ruter med larvespinn og 14,0 for ruter uten larvespinn i 2023 (**Figur 8.9D**). Ingen av forklaringsvariablene (artsrikdom, år eller interaksjonen) var signifikante prediktorer for sannsynlighet forekomst av larvespinn.

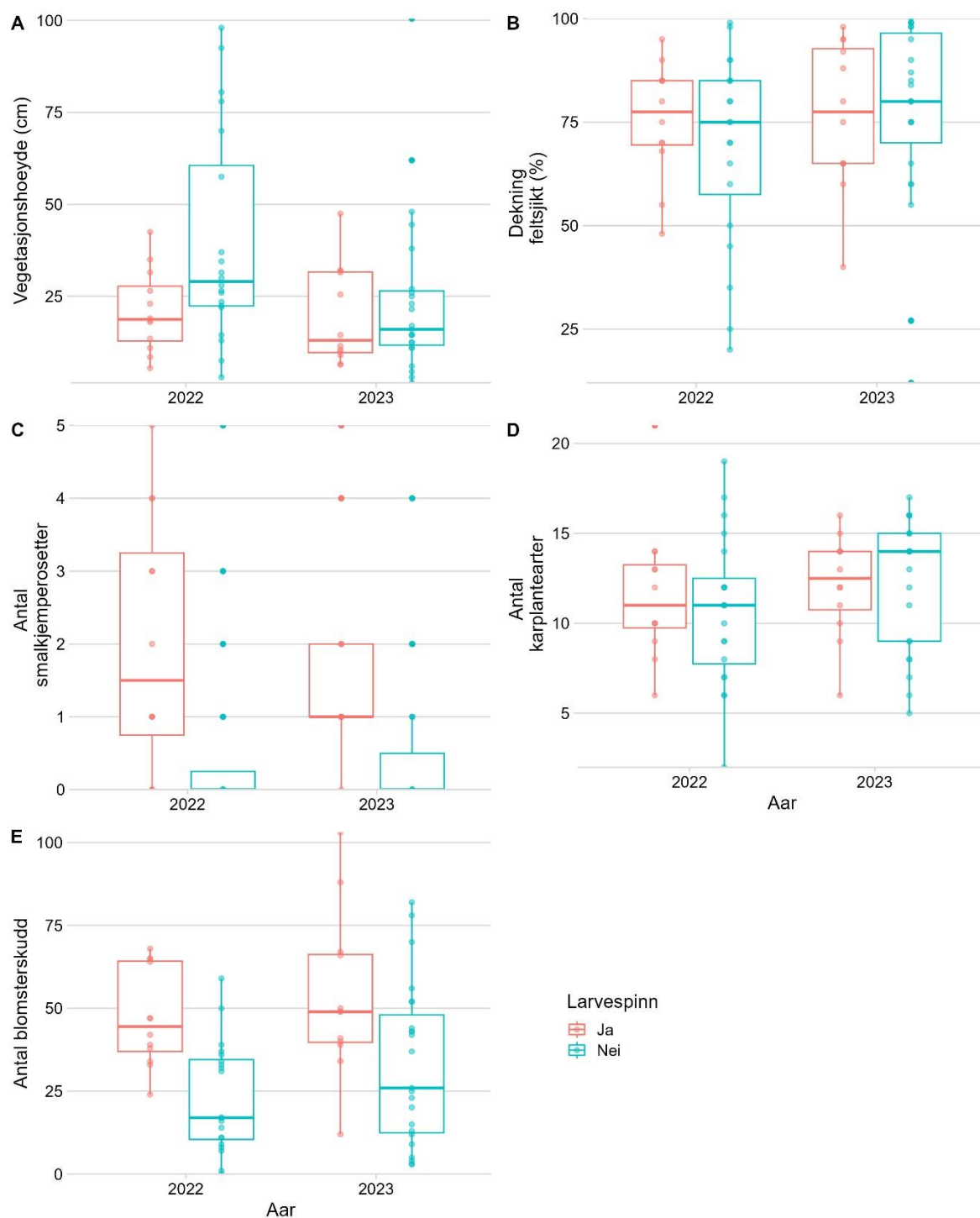
Ruter med larvespinn hadde flere blomsterstander enn ruter uten larvespinn i både 2022 (median 44,5 mot 17,0) og 2023 (49,0 mot 44,0) (**Figur 8.9E**). Forskjellen mellom ruter med og uten larvespinn var signifikant i miksede modellene ($p = 0,008$), med andre ord økte sannsynligheten for forekomst av larvespinn med flere blomsterstander i ruten, men det var ingen forskjeller mellom år. Dette gir mening siden larvespinn av prikkroutevinge finnes på engarealer, som er naturlig blomsterrik.

Ordinasjonsanalysen viser at vegetasjonssammensetningen i ruter med og larvespinn har noe overlapp, men at rutene med larvespinn skilles fra de fleste ruter uten larvespinn langs ordinasjonsakse 1 (**Figur 8.10**). Variasjonen langs denne akse samsvarer med variasjon i vegetasjonshøyden, antall smalkjemperosetter og antall blomsterskudd. Aksen skiller mellom plante-samfunn dominert av bringebær (høy vegetasjon, lite gunstig for prikkroutevinge) og de dominert av engplanter som tveskjeggveronika (*Veronica chamaedrys*), gulmaure (*Galium verum*) og smalkjempe. Det er lite forskjell mellom ruter med og uten larvespinn langs ordinasjonsakse 2,

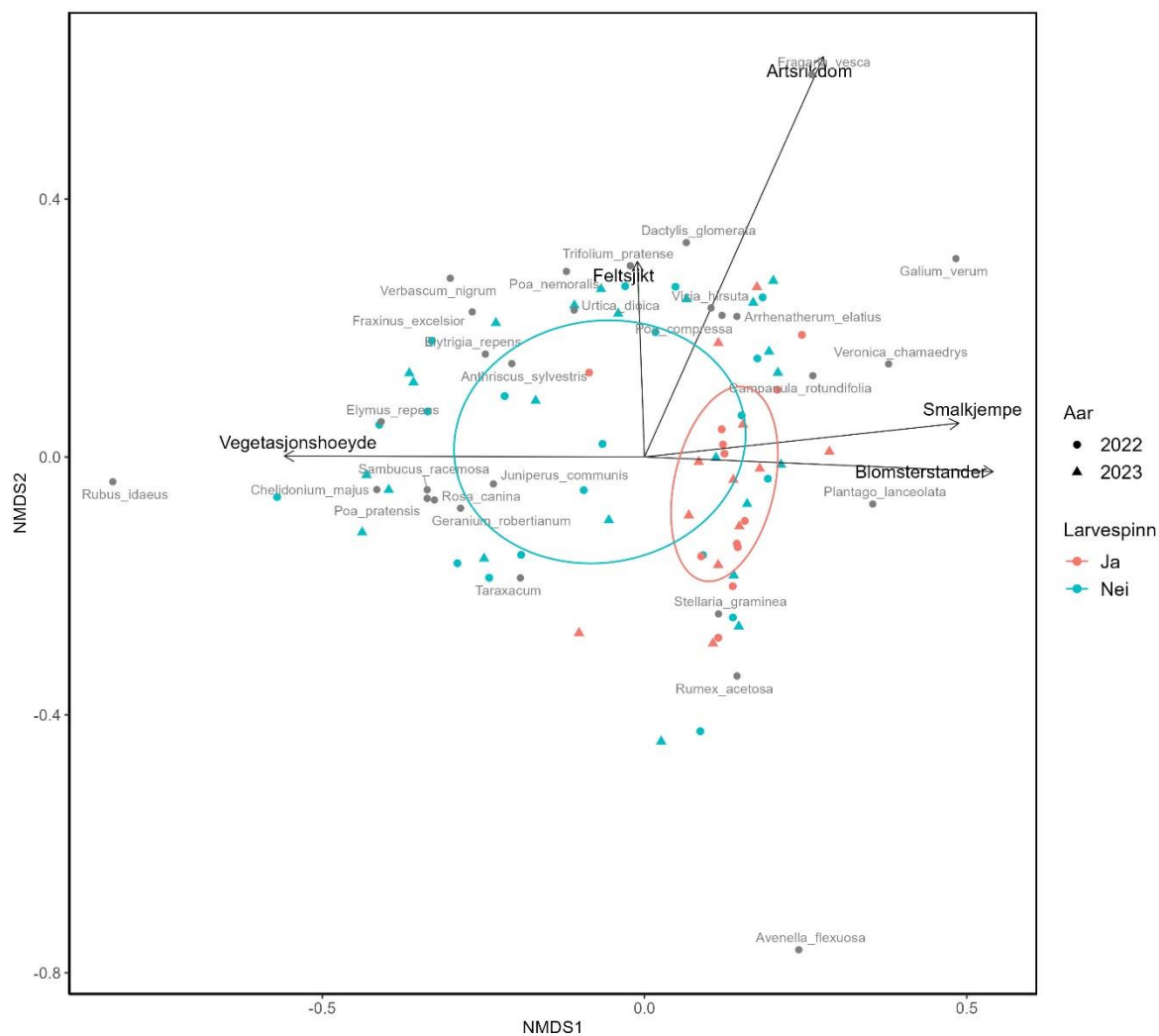
som samsvarer med artsrikdom og dekning av karplanter i feltsjikt. Smyle (*Avenella flexuosa*) og markjordbær (*Fragaria vesca*) okkuperer motsatte ender av den andre aksen, og forekomst av førstnevnte er knyttet til ruter med lav artsrikdom (**Figur 8.10**). De lineære miksedde modellene viste at rutene med larvespinn skiller seg fra ruter uten larvespinn (aksekår langs NMDS-akse 1; $p = 0,006$), mens det ikke var noen signifikant variasjon i artssammensetning mellom 2022 og 2023.



Figur 8.8. Vegetasjonshøyde (A) og endring i vegetasjonshøyde (B), dekning av karplanter i feltsjikt (C) og endring i dekning i feltsjikt (D), og artsrikdom av karplanter (E) og endring av artsrikdom (F) fra 2022 til 2023 for faste overvåkingsruter med ulike behandlinger. Figuren viser tall for begge overvåkingslokaliteter samlet.



Figur 8.9. Økologiske variabler i overvåkingsruter med og uten larvespinn i 2022 og 2023: (A) vegetasjonshøyde, (B) dekning i feltsjikt, (C) antall smalkjemperosetter, (D) antall karplantearter og (E) totalt antall blomsterskudd. Tykk horisontal strek viser median-verdien, boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil.



Figur 8.10. Første to akser av NMDS-analysen på vegetasjonssammensetning i ruter med og uten larvespinn av prikk rutevinge i 2022 og 2023. De økologiske variablene vegetasjonshøyde, artsrikdom av karplanter, dekning av karplanter i feltsjikt, antall smalkjemperosetter og totalt antall blomsterstand er plottet som vektorer i ordinasjonsrommet. De viktigste planteartene ($p < 0,10$) vises i ordinasjonsrommet. Fargede prikkene framstiller plantesamfunn med (i rødt) og uten larvespinn (i blått) for 2022, mens trekanten viser plantesamfunn for 2023. Ellipsene viser 95% konfidensintervaller rundt den gjennomsnittlige artssammensetningen i ruter med og uten larvespinn (for begge år samlet).

8.6 Anbefalinger

Kartlegging og overvåking av prikkroutevinge er helt sentralt for å gjennomføre en god effektovervåking av skjøtselstiltakene på Rauer, både for å sikre at skjøtselen som gjøres ikke er i konflikt med artens utbredelse det aktuelle året, men også for å vurdere hvor og hvorvidt tiltakene har en ønsket effekt.

Årets relative lave antall larvespinn antar vi har en sammenheng med de ekstreme værforholdene i sesongen 2023, som for prikkroutevinge trolig har slått ut på verst tenkelig måte, med sterk varme og tørke under larveutviklingen og forpoppingen, og kulde og regn i flyveperioden. Dette viser videre at det er helt sentralt å ha en såpass robust populasjon av prikkroutevinge på Rauer at den kan tåle slike ekstreme utslag i klima. Man kan spekulere i hvordan resultatet ville blitt dersom skjøtselen de siste årene ikke hadde økt populasjonen til de nivåene vi hadde i 2022 (375 larvespinn), men tilsvarende de vi for eksempel hadde i 2020 (21 larvespinn, Endrestøl 2021). Vi anbefaler sterkt å starte logging av lokale klimaforhold for å på sikt kunne se hvordan dette faktisk påvirker populasjonen av prikkroutevinge på Rauer.

Systematisk overvåking av effekten av skjøtselstiltakene igangsatt i 2022 ble videreført i 2023. Skjøtsel, særlig i form av krattnusing, har ført til en reduksjon av vegetasjonshøyden som vi vurderer som gunstig for prikkroutevinge, da resultatene viser at vegetasjonshøyden nå er lik i ruter med og uten larvespinn. I tråd med funn fra 2022 viser årets analyser at egnet areal for prikkroutevingelarver kjennetegnes av forekomst av smalkjempe, et høyt antall blomsterstander, og lav forekomst av gjengroingsarter som bringebær. Vi anbefaler følgende:

- En videreføring av den systematiske effektovervåkingen vil bygge mer kunnskap om hvor raskt og til hvilken grad uegnet vegetasjon blir til egnet habitat for prikkroutevinge etter slått og krattrydding, dvs. hvor fort artssammensetningen endrer seg (jf. akse 1 i **Figur 8.10**).
- Logging av lokale klimaforhold bør inkluderes i overvåkingen.
- Fordi skjøtsel på overvåkingslokaliteten «Utedassen» ikke ble prioritert i år, er det viktig at dette gjøres neste år.
- For å øke arealet (og antallet overvåkingsruter) som blir slått, kan det vurderes å slå tettere på evt. larvespinn enn gjort så langt – under forutsetning at de markeres ordentlig med flagg eller rød-hvit markeringsbånd mens arbeidet foregår.
- De store områdene like ved overvåkingslokaliteten «Utedassen» som ble ryddet for kratt, bør undersøkes grundig for larvespinn i 2024.
- Hvis det planlegges lignende større skjøtselstiltak for 2024, så anbefaler vi å etablere en ny overvåkingslokalitet som kan følge opp endringene i vegetasjonssammensetningen og evt. første etablering av prikkroutevinge. Dette må i så fall skje i god dialog med Forsvarsbygg.

9 Oppsummering og anbefaling for videre arbeid

Denne rapporten sammenstiller overvåking av effekter av tiltak for seks arter og en naturtype, mens overvåkingen av klippeblåvinge i mindre grad kobler tiltak til artens tilstand. Det er ulike problemstillinger knyttet til kunnskap rundt aktuelle tiltak, og overvåkingen er på ulike stadier med hensyn på å si noe om effektene: for dragehode ble overvåking i tilknytning til tiltak etablert i år, for prikkroutevinge og åpen grunnlendt kalkmark ble den startet i fjor, elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp har noe lengre dataserier, mens for honningblom har overvåkingen foregått mer eller mindre siden 2014.

For alle tiltak som gjennomføres, gjelder det at en solid 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. 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. Evalueringen av tiltakene må også gjøres mot en forhåndsdefinert målsetning – dvs. en klar tanke med hva tiltakene skal bidra til for arten/naturtypen. 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. Se også anbefalinger for videre overvåking i de enkelte delkapitlene.

I kap. 2.5.2 anbefaler vi å utarbeide en mal for dokumentasjon av restaurerings- og skjøtselstiltak i åpen grunnlendt kalkmark, som kan knyttes til en database/innsynsløsning. Også i tidligere rapporter har vi etterlyst at miljøforvaltningen sikrer et system for dataforvaltning som grunnlag for kunnskapsoppbygging om effekter av tiltak for trua natur (Evju mfl. 2020a, 2021c). Forvaltningspraksis bør bygge på eksisterende kunnskap, men både nasjonalt og internasjonalt viser forskningen at selv kunnskap som er publisert, ofte blir oversett (se f.eks. Sutherland mfl. 2020). Nasjonalt er kunnskapen om hvilke tiltak som gjennomføres, hvor og hvordan, i liten grad systematisert. Det er behov for georefererte databaser med informasjon om tiltak (type, metode, frekvens og varighet), areal hvor tiltak implementeres (for naturtyper), naturtype hvor tiltak implementeres (for arter), grunneiere osv. En slik database bør inneholde informasjon både fra lokaliteter som mottar tilskudd til skjøtsel via tilskuddsordningene, men også via andre ordninger (verneområder m.m.). Behovet for erfarings- og datadeling er sektorovergripende (se f.eks. Heggland mfl. in prep.).

Det er også sentralt at effektene av tiltaket dokumenteres. Det er mulig å gjøre slike evalueringer med ulikt detaljnivå (se kap. 2.5.2), fra fotodokumentasjon og deskriptive vurderinger, til omfattende overvåking, f.eks. på individnivå for trua arter som honningblom. En eller annen form for evaluering er uansett avgjørende for å vurdere tiltakenes effekt – på den enkelte lokalitet, men også som grunnlag for å vurdere forbedringer i artenes og naturtypenes bevaringsstatus, i tråd med nasjonale målsetninger (jf. Meld. St. 14 (2015-2016), Kyrkjeeide mfl. 2018). Gjennomgangen av eksisterende overvåking og data (Evju mfl. 2021b) viser at det i liten grad finnes systematisk dokumentasjon på effekten av tiltak som gjennomføres. Databasen må med andre ord også inneholde informasjon om hvorvidt og hvordan effekter av tiltaket overvåkes, og resultater fra denne overvåkingen, se også **Tabell 2.2**.

Tidsserier med data fra effektovervåking over flere år er avgjørende for å avdekke effektene av tiltak på trua arter og naturtyper. Tidsserier øker utvalgsstørrelsen gradvis (med nye årlige data) og kan hjelpe oss å forstå variabiliteten i dataene og ytterligere styrke kunnskapen om tiltakenes effekt. Tidsserier kan avdekke betydningen av andre faktorer enn tiltak, som været på forsommeren i 2023, og samspillet mellom ulike faktorer (vær, tiltak, lokale miljøforhold). For prikkroutevinge og honningblom er det f.eks. mye som tyder på at forsommeren har hatt en negativ effekt (se kap. 4.6 og 8.6), for honningblom særlig på de tørreste lokalitetene. Det viser betydningen av å ha store nok populasjoner lokalt, slik at de kan tåle slike ekstreme utslag i klima.

Overvåkingen av effekter av tiltak har til nå i hovedsak vist at tiltak er gjennomført. Å undersøke effektene på artenes populasjonsstørrelser og naturtypens artsmangfold må ha et langsiktig

perspektiv. En langsiktighet i planlegging og finansiering vil også 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. I tillegg anbefaler vi at miljøforvaltningen prioriterer nye prosjekter som legger til rette for å samordne planlegging av tiltak og overvåking. Dette vil gi bedre studier enn prosjekter som forsøker å koble overvåking på pågående tiltak.

10 Referanser

- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefor-naturtyper>
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlistefor-arter/2021/>
- Artsdatabanken 2023. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023. <https://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023>
- Bjureke, K. & Bredesen, B. 2005. Utplantning av dvergtistel *Cirsium acaule* på øya Padda, Oslo. Blyttia 63: 35-37.
- Brynjulvsrud, J.G. & Nilsson, A. 2023. Kartlegging av lav og moser på Nakkholmen og Bleikøya. Kunnskapsgrunnlag i forbindelse med bekjempelse av fremmede arter på øyer i Oslo kommune. Biofokus rapport 2023-077. Stiftelsen Biofokus.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*. DN rapport 2009-3.
- 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.
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021a. Sommerfugler: Vurdering av klippeblåvinge *Scolitantides orion* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/3293>
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021b. Sommerfugler: Vurdering av prikkroutevinge *Melitaea cinxia* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken, <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/9339>
- Endrestøl, A. 2021. Kartlegging av larvespinn av prikkroutevinge *Melitaea cinxia* på Rauer i Fredrikstad kommune i 2015–2020. NINA Rapport 2005. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2763115>
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Dahle, A. 2022. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2021. NINA Rapport 2113. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2983688>
- 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. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735571>
- Evju, M. 2023. Restoration of dry calcareous grassland - Monitoring. v1.1. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Samplingevent. https://ipt.nina.no/resource?r=calcareous_grassland_monitoring&v=1.1
- Evju, M. & Hagen, D. 2022. Restaurering av sanddyner i tre verneområder i Trøndelag. Forslag til tiltak. NINA Rapport 2198. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3032680>
- 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. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>
- Evju, M., Stabbetorp, O.E., 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. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>

- Evju, M., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735571>
- Evju, M., Olsen, S.L., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2021b. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Beskrivelse av metodikk og resultater 2017–2020. NINA Rapport 1976. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021c. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735576>
- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype. NINA Rapport 2106. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2979127>
- Evju, M., Roos, R.E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Omblør, E.E. 2022b. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022b. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3035335>
- Evju, M., Grainger, M., Olsen, S.L., Roos, R.E., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2023. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana* i 2022. Resultater og forslag til veien videre. NINA Rapport 2257. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3052108>
- Gangstø, R., Grinde, L., Mamen, J., Tunheim, K. & Aaboe, S. 2023a. Været i Norge Klimatologisk månedsoversikt Mai og vårsesong 2023, MET info no. 5/2023, ISSN 1894-759X, https://www.met.no/publikasjoner/met-info/_attachment/download/6f9750c7-a764-42a4-9afe-e1f76867b7cf:82f868a920b37d23ec8cb529bf17508d6fdc042b/MET-info-05-2023_2.pdf
- Gangstø, R., Grinde, L., Tajet, H.T.T., Tunheim, K. & Aaboe, S. 2023b. Været i Norge Klimatologisk månedsoversikt Juni 2023, MET info 6/2023, ISSN 1894-759X, https://www.met.no/publikasjoner/met-info/_attachment/download/4acd0155-b2d4-479c-a427-52e04e9dccb3:268a5a250a794057a1eb7948432b0831431e99eb/MET-info-06-2023.pdf
- Hanssen, O. 2023. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvebreddederkopp *Arctosa cinerea*. NINA Rapport 1815. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3049395>
- Heggland mfl. in prep. Metodikk for før- og etterundersøkelser av naturmangfold i samferdselsprosjekter. Multiconsult Rapport.
- Høitomt, L.E. & Brynjulvsrud, J.G. 2017. Ny lokalitet for honningblom *Herminium monorchis* på Hvaler i Østfold. Blyttia 75: 65-67.
- Jansson, C. 2013. Habitat selection and oviposition of the endangered butterfly *Scolitantides orion* in Sweden. Masteroppgave. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:634102/FULLTEXT01.pdf>
- Klima- og miljødepartementet 2020. Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025. Klima- og miljødepartementet
- Kravdal, L.I., Evju, M. & Klanderud, K. 2016. Honningblom *Herminium monorchis* - overvåking av artens tre populasjoner på Hvaler. Blyttia 74: 19-26.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Haugen, I.M.A., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2565534>
- Kyrkjeeide, M. O., Westergaard, K. B., Kleven, O., Evju, M., Endrestøl, A., Brandrud, M. K., & Stabbetorp, O. 2020. Conserving on the edge: genetic variation and structure in northern populations of the endangered plant *Dracocephalum ruyschiana* L.(Lamiaceae). Conservation Genetics 21: 707-718. <https://doi.org/10.1007/s10592-020-01281-7>

- 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>
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A., Gosselin, M.-P., Hanssen, O., Jacobsen, R.M., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3065323>
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2022. Skjøtsel og overvåkning av dragehode i Vestoppland og Valdres i 2021. Miljøfaglig Utredning Rapport 2022-24. Miljøfaglig Utredning. <https://www.bor-chbio.no/MFURapporter/MU2022-24-DRAGEHODE-VESTOPPLAND-2021.PD>
- Løkken, J.O., Lohre, T., Flydal, K., Colman, N.L., Bae, M. & Colman, J.E. 2022. Restaurering av åpen grunnlendt kalkmark i Bærum kommune. Bekjempelse av syrin og gravbergknapp på Saraholmen og Torvøya. NRAS-rapport 2022-12-21. Naturrestaurering AS
- Løkken, J.O. & Lohre, T. in prep. Bekjempelse av fremmedarter i åpen grunnlendt kalkmark i Bærum og Nesodden kommune. NRAS-notat. Naturrestaurering AS
- 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. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1575/m1575.pdf>
- Marttila, O., Saarinen, K. & Marttila, P. 2000. Six years from passing bell to recovery: Habitat restoration of the threatened Chequered Blue Butterfly (*Scolitantides orion*) in SE Finland. *Entomologica Fennica* 11: 113-117. <https://doi.org/10.33338/ef.84052>
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement
- Miljødirektoratet 2020. Miljødirektoratets fagsystem for verneområdeforvaltning: NatStat og NatReg. Brukerveiledning. 2020 02 15. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2021. Restaurering av terrestrisk natur – forslag til konkrete prosjekter. Svar på oppdrag fra KLD. Notat.
- Miljødirektoratet 2023. Handlingsplan for åpen grunnlendt kalkmark – og tilhørende arts mangfold i perioden 2023–2037. M-2565. Miljødirektoratet.
- Oksanen, J. 2015. Vegan: an introduction to ordination.
- Ombler, E.E. 2023. Dry calcareous grasslands - using monitoring methods to detect effects from management actions. MSc-oppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Oslo kommune 2023. Skjøtsel av verneområder i Oslo i 2023. Notat til Statsforvalteren i Oslo og Viken.
- Roos, R.E. 2023. Monitoring *Melitaea cinxia* on Rauer Norway. v1.1. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Samplingevent. https://ipt.nina.no/resource?r=melitaeacinxia_plants2022&v=1.1
- Roos, R.E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S.L. & Stabbetorp, O.E. 2023. Effektovervåking av trua arter og naturtyper. Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge. NINA Rapport 2263. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3056939>
- Scott, J.M., Goble, D.D., Haines, A.M., Wiens, J.A. & Neel, M.C. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3: 91-97. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00096.x>
- Seklima. Norsk Meteorologisk Institutt. Besøkt november 2023. <https://seklime.met.no/>

- Skrindo, A.B., Magnussen, K., Vassvik, L., Stabbetorp, O., Bakkestuen, V., Often, A., Olsen, S.L., Westergaard, K.B., Sandvik, H. & Blaaid, R. 2020. Når er utryddelse av fremmede karplanter en realistisk målsetning? NINA Rapport 1912. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2690248>
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2022. Bekjempelse og kartlegging av lupiner langs Gaula i 2021. MidNat Rapport 2-2022. Midtnorsk naturundersøkelse.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2023. Fremmede planter langs Gaula 2023 – Kartlegging, bekjempelse og tiltak for elvesandjeger. MidNat Rapport 5-2023. Midtnorsk naturundersøkelse.
- Solberg, K.A., Hanssen, M. G. & Vullum, J. 2022. Bekjempelse av hagelupin og rynkerose på to elvevrer med elvesandjeger-bestander, i Melhus kommune, 2022. MidNat Rapport. Midtnorsk Naturundersøkelse.
- Solstad H, Elven R, Arnesen G, Eidesen PB, Gaarder G, Hegre H, Høitomt T, Mjelde M og Pedersen O (24.11.2021). Karplanter: Vurdering av dragehode *Dracocephalum ruyschiana* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/13312>
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I.S., Pedersen, O., Schei, F.H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K.B. & Skarpaas, O. 2023. Planter: Vurdering av gravbergknapp *Phedimus spurius* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2903>
- Sutherland, W.J., Alvarez-Castañeda, S.T., Amano, T., Ambrosini, R., Atkinson, P., Baxter, J.M., Bond, A.L., Boon, P.J., Buchanan, K.L., Barlow, J., Bogliani, G., Bragg, O.M., Burgman, M., Cadotte, M.W., Calver, M., Cooke, S.J., Corlett, R.T., Devictor, V., Ewen, J.G., Fisher, M., Freeman, G., Game, E., Godley, B.J., Gortázar, C., Hartley, I.R., Hawksworth, D.L., Hobson, K.A., Lu, M.-L., Martín-López, B., Ma, K., Machado, A., Maes, D., Mangiacotti, M., McCafferty, D.J., Melfi, V., Molur, S., Moore, A.J., Murphy, S.D., Norris, D., van Oudenhoven, A.P.E., Powers, J., Rees, E.C., Schwartz, M.W., Storch, I. & Wordley, C. 2020. Ensuring tests of conservation interventions build on existing literature. Conservation Biology 34(4): 781-783. <http://doi.org/10.1111/cobi.13555>
- Svalheim, E. 2023. Årsrapport fra *in vitro* oppformering av honningblom, *Herminium monorchis* fra frø i 2023. NIBIO, upublisert notat til Statsforvalteren i Oslo og Viken.
- WallisDeVries, M.F. 2001. Habitat quality assessment and its role in the conservation of the butterfly *Melitaea cinxia*. Proceedings of the section experimental and applied entomology - Netherlands entomological society 12: 141-146.
- WallisDeVries, M.F. 2006. Larval habitat quality and its significance for the conservation of *Melitaea cinxia* in northwestern Europe. Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa 68: 281-294.
- 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: 39-48. <http://doi.org/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. <http://hdl.handle.net/11250/2385240>
- Ødegaard, F. & Hanssen, O. 2010. Elvesandjeger *Cicindela maritima*. Artsdatabankens faktaark nr. 115. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Åström, S. & Hansen, U. 2014. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger, *Cicindela maritima*. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1034. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2372336>
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021. Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/12703>
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Staverlökk, A., Endrestøl, A., Dahle, S. & Åström, S. 2023. NINA insect database. v1.148. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb&v=1.148>

- Åkra, K. 2010. Stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea*. Artsdatabankens faktaark nr. 49. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).
- Åström, J., Ødegaard, F., Hanssen, O. og 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. <http://hdl.handle.net/11250/2429548>

Vedlegg 1 Feltskjema for av åpen grunnlendt kalkmark

Feltskjema for overvåkingsruter for åpen grunnlendt kalkmark. NB Fra 2023 brukes Survey123, med de samme variablene

Overvåkingslokalitet		
Kommune		
PolygonID		
Inventeringsdato		
Inventør		
VegetasjonsrutelID		
Bilder		Over, mot nord, øst, vest, sør
Merking (GPS alltid, eventuelt spiker)		Sørvestre og nordøstre hjørne

RUTE	Dekning (%)	Kommentar
Tiltak (nye siden siste reg.)		
Feltsjikt		
Moser		
Lav		
Strø		
Bar jord/grus/stein/berg		
Karplanter:		
SirkelID		
Tiltak (nye siden siste reg.)		
Kartleggingsenhet		Dominerende i sirkelen C7 eller C8
	Dekning (%)	Kommentar (eks. arter, type slitasje)
Kjørespor		
Slitasje		
Nakent berg		
Menneskelige spor		
Vedplanter i feltsjikt		
Busksjikt		
Tresjikt		
Problemarter		Noter art!
Fremmede arter		Noter art!

Vedlegg 2 Feltskjema for dragehode

 Effektovervåking dragehode  

Effektovervåking dragehode

Registreringsdato: *

 fredag 24. november 2023 

Klokkeslett start: *

 09:36 

Analysert av: *

Polygon ID *

Rute-ID *

Skjøtsel - rute *

☐ Ingen ☐ Slått

Værforhold *

Værforhold kan påvirke registreringene. Flere valg.

☐ Sol ☐ Overskyet ☐ Opphold ☐ Nedbør ☐ Vind ☐ Vindstille

▼ **Naturtyperegistrering**

Kartleggingsenhet 1:5000 i ruten *

Hovedtype:

Beskrivelse:

▼ **Posisjon**

Hvilken type GPS brukes?

1 av 4 

 Effektovervåking dragehode  

Bilde av Effektovervåking dragehode
Bilde rett ovenfra, nord øverst i bildet *

Bilde mot nord *

Bilde mot øst *

Bilde mot sør *

Bilde mot vest *

Kommentarer:

 2 av 4 

 Effektovervåking dragehode  

Ruteanalyse

Her skal alle registreringer knyttet til smårutene registreres. Visuell estimering.

Dekning % av karplanter i feltsjikt *



▼ Registrering

▼ Art registrering

Navn *

Smårutene nr.

 1

 2

 3

 4

 5

 6

 7

 8

 9

 10

 11

 12

 13

 14

 15

 16

Dekning % *



 1 av 1 

Total dekning % av arter registrert

Arter registrert:



Art	Dekning %	Smårutene

Antall dragehoder: småplanter *



Antall dragehoder: vegetative planter *



Antall dragehoder: fertile *



 3 av 4 

 Effektovervåking dragehode  

Dekning %

Dekning % av bunnsjikt *



Dekning % av strø *



Dekning % av grus/stein/berg/fjell *



Dekning % av bar jord *



Dekning % av vedplanter i feltsjikt *



Dekning % av vedplanter i busksjikt *



Dekning % tresjikt *



 **Vegetasjonshøyde målinger i cm**

Vegetasjonshøyde måling 1 *



Vegetasjonshøyde måling 2 *



Vegetasjonshøyde måling 3 *



Vegetasjonshøyde måling 4 *



 4 av 4 

Vedlegg 3 Feltskjema for honningblom

Feltskjema for overvåkingsruter for honningblom.

Variabel	Verdi	Forklaring
RuteID		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 %
Strø		Dekning av dødt organisk materiale, i %
Busk-/tresjikt		Dekning av busk- og/eller tresjikt, i %
Gjengroingsarter		Dekning (%), navngi artene og angi dekning for hver art som forekommer separat
Fremmede arter		Dekning (%), navngi artene og angi dekning for hver art som forekommer separat
Rødlistearter		Dekning (%), navngi artene og angi dekning 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

Lokalitetsskjema for de fire overvåkingslokalitetene.

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Skipstadsand	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt:	Forekomst (hver 1 m)	
1, 30 m		

2, 30 m		
3, 30 m		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
SKI1	TR1, 5 M	
SKI2	TR3, 12 M	
SKI3	ikke langs transekt	
SKI4	ikke langs transekt	
SKI6	ikke langs transekt	
SKI7	ikke langs transekt	
SKI8	ikke langs transekt	
SKI9	ikke langs transekt	
SKI11	TR1, 15 M	
SKI12	TR1, 25 M	
SKI13	TR3, 2 M	
SKI14	TR3, 22 M	
SKI15	TR2, 5 M	
SKI16	TR2, 15 M	
SKI17	TR2, 25 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Skjellvik	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 1 m)	
1, 50 m		
2, 50 m		
3, 43 m		
4, 37 m		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
SKJ1	ikke på transekt	
SKJ2	ikke på transekt	

SKJ3	ikke på transekt	
SKJ4	ikke på transekt	
SKJ5	ikke på transekt	
SKJ6	ikke på transekt	
SKJ7	ikke på transekt	
SKJ8	ikke på transekt	
SKJ9	ikke på transekt	
SKJ10	TR4, 7 M	
SKJ11	TR3, 3 M	
SKJ12	ikke på transekt	
SKJ13	TR1, 5 M	
SKJ14	TR1, 15 M	
SKJ15	TR1, 25 M	
SKJ16	TR1, 35 M	
SKJ17	TR1, 45 M	
SKJ18	TR2, 5 M	
SKJ19	TR2, 15 M	
SKJ20	TR2, 25 M	
SKJ21	TR2, 35 M	
SKJ22	TR2, 45 M	
SKJ23	TR3, 13 M	
SKJ24	TR3, 23 M	
SKJ25	TR3, 33 M	
SKJ26	TR4, 17 M	
SKJ27	TR4, 27 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Teneskjær	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 1 m)	
1, 30 m		
2, 30 m		

Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
TEN1	ikke langs transekt	
TEN2	ikke langs transekt	
TEN3	ikke langs transekt	
TEN4	ikke langs transekt	
TEN5	ikke langs transekt	
TEN6	ikke langs transekt	
TEN7	ikke langs transekt	
TEN8	ikke langs transekt	
TEN9	ikke langs transekt	
TEN10	ikke langs transekt	
TEN11	TR1, 5 M	
TEN12	TR1, 15 M	
TEN13	TR1, 25 M	
TEN14	TR2, 10 M	
TEN15	TR2, 20 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Filletassen	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Veipunkt midt		
Beskrivelse midt	Spiss på stein/svaberg	
Transekt	Total lengde	Siktepunkt
N:	8	Rett vest for rosebusk. 0-1,5 m dekkes av stein og utgår, samme med 2,5-4,5.
NØ:	3	3,5-6,5 utgår pga. stein.
Ø:	4	
SØ:	10	Mot liten sprekk i berg, går rett ved siden av spiss på berg.
S:	20	Einebusk i fjellskrent
SV:	9.5	Bergsprekk
V:	12	Vest for bergsprekk
NV:	20	1 m vest for stein. 12-20 m er kort nedbeita vegetasjon.

Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 0,5 m)	Noter hver halve m med forekomst
N:		
NØ:		
Ø:		
SØ:		
S:		
SV:		
V:		
NV:		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra midt	
FI.01	S, 11.5	
FI.02	S, 12	
FI.03	SV, 0	
FI.04	SV, 8	
FI.05	V, 2.5	
FI.06	V, 5	
FI.07	V, 9.5	
FI.08	NV, 2	
FI.09	NV, 2.5	
FI.10	NV, 11	

Vedlegg 4 Feltskjema prikk rutevinge

 Effektovervåking prikk rutevinge  

Effektovervåking prikk rutevinge

Registreringsdato: *

 fredag 24. november 2023 

Klokkeslett start: *

 09:43 

Analysert av: *

Polygon ID *

Rute-ID *

Skjøtsel *

Værforhold *

Værforhold kan påvirke registreringene. Flere valg.

☐ Sol ☐ Overskyet ☐ Opphold ☐ Nedbør ☐ Vind ☐ Vindstille

▼ Posisjon

Hvilken type GPS brukes?

Nøyaktighet *

☐ 1-5 cm ☐ 5-9 cm ☐ 10-19 cm ☐ 20-29 cm ☐ 30-39 cm ☐ 40-50 cm ☐ 0,5-1 m ☐ 1-5 m ☐ 5-10 m ☐ >10 m

Kommentarer:

1 av 4 

 Effektovervåking prikk rutevinge  

Bilde av Effektovervåking prikk rutevinge

Bilde rett ovenfra *

Bilde fra avstand *

Kommentarer:

 2 av 4 

 Effektovervåking prikkroutevinge  

Ruteanalyse

Her skal alle registreringer knyttet til smårutene registreres. Visuell estimering.

Dekning % av karplanter i feltsjikt *



▼ Registrering

▼ Art registrering

Navn *

Dekning % *



Antall blomsterskudd *



 1 av 1 

Total dekning % av arter registrert

Arter registrert:



Art	Dekning %	Antall Blomsterskudd

Kommentarer:

 3 av 4 

 Effektovervåking prikkroutevinge  

Dekning %

Dekning % av bunnsjikt *



Dekning % av stående død biomasse *



Dekning % av grus/stein/berg/fjell *



Dekning % av bar jord *



Dekning % av kort vegetasjon < 5 cm *



Antall smalkjemperosetter *



Antall larvespinn *



 **Vegetasjonshøyde målinger**

Vegetasjonshøyde måling 1 *



Vegetasjonshøyde måling 2 *



Vegetasjonshøyde måling 3 *



Vegetasjonshøyde måling 4 *



 4 av 4 

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: 978-82-426-5181-5

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