

1910

NINA Rapport

Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020

Marianne Evju, Odd E. Stabbetorp, Siri Lie Olsen, Harald Bratli, Anders Often og Vegar Bakkestuen



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.

Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020

Marianne Evju
Odd E. Stabbetorp
Siri Lie Olsen
Harald Bratli
Anders Often
Vegar Bakkestuen

Evju, M., Stabbetorp, O.E., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, desember 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4685-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Simon Jakobsson

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tor Atle Mo (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1838|2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Heidrun Ullerud

FORSIDEBILDE

Åpen grunnlendt kalkmark med blodstorkenebb. Ostøya, Bærum.

© Siri Lie Olsen/NINA.

NØKKEWORD

- overvåking
- åpen grunnlendt kalkmark
- Oslofjorden
- rødlistearter
- fremmede arter
- økologisk tilstand

KEY WORDS

- monitoring
- dry calcareous grasslands
- Oslofjord region
- red listed species
- invasive alien species
- ecological condition

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

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

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Evju, M., Stabbetorp, O.E., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning.

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en naturlig åpen naturtype med urte- og gressrik vegetasjon, sammensatt av de to grunntypene åpen sterkt kalkrik grunnlendt lyngmark (T2-7) og åpen sterkt kalkrik grunnlendt lavmark (T2-8) fra Natur i Norge 2.1. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er vurdert å være en sterkt truet naturtype (EN) og har høy forekomst av rødlistede karplanter, sopp og invertebrater. I 2014 ble det foreslått et opplegg for overvåking av naturtypen, og i denne rapporten presenteres en uttesting av overvåkingsopplegget samt innsamling av data for første år i første omløp av overvåking. Prosjektet har som formål å teste og justere metodikk og feltprotokoller for overvåking, gjennomføre datainnsamling i utvalgte overvåkingslokaliteter, og lage foreløpige estimat for antall forekomster, areal og status for tilstand av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet.

Definisjonsområdet omfatter marine avsetningsbergarter mindre enn 500 meter fra kystlinja og lavere enn maksimal høyde for landhevingen siden siste istid. Det består av tre delområder: indre, midtre og ytre Oslofjord. Overvåkingslokalitetene er definert med bruk av SSBs rutenett på 500 x 500 m, og 400 lokaliteter er tilfeldig trukket for undersøkelse i et femårig omløp. I 2020 har de første 80 lokalitetene inngått. Overvåkingslokalitetene ble undersøkt først i GIS med flyfoto, vektorlag over eksisterende polygoner (Naturbase m.m.), observasjoner av habitatspesifikke karplanter lastet ned fra GBIF og flyfoto. I alt 43 lokaliteter ble oppsøkt i felt, der naturtypeforekomster med kartleggingsenhetene T2-C-7 og/eller T2-C-8 ble avgrenset som polygoner, med minsteareal for utfigurering 250 m². Data ble samlet inn i permanente vegetasjonsruter (0,5 x 0,5 m), en sirkel rundt hver rute (5 m radius) og ved systematiske søk (etter fremmede og rødlistede karplanter).

I alt 34 polygoner i 18 lokaliteter ble avgrenset og 220 vegetasjonsruter analysert. Elleve lokaliteter ble ikke feltundersøkt pga. tidsbegrensninger. Bare om lag halvparten av eksisterende Naturbase-forekomster ble avgrenset i overvåkingen, resten tilfredsstilte ikke kriteriene for avgrensing. I tillegg avgrenset vi fem nye polygoner, to nært kjente forekomster og tre i ruter uten kjente forekomster. Beregninger basert på årets data tilsier at det finnes ca. 470 polygoner av naturtypen innenfor definisjonsområdet, som til sammen dekker et areal på ca. 1 km² (95 % konfidensintervall hhv. 292–666 og 0,52–1,65 km²). I alt 256 karplanter ble registrert, hvorav 25 rødlistede og 36 fremmede arter med stor økologisk risiko. Omtrent halvparten av de rødlistede og fremmede artene ble bare registrert med systematiske søk gjennom polygonene. Artsrikdom i vegetasjonsrutene var signifikant lavere der dekningsgraden av fremmede arter var høy. Vegetasjons sammensetningen varierte noe mellom indre, midtre og ytre Oslofjord. Et sett med indikatorer for å vurdere økologisk tilstand i naturtypen ble foreslått.

En prediksjonsmodell for å predikere sannsynlighet for fremmede karplantearter ble utviklet, med feltinnsamlede data som valideringsdata. Valideringen viste at prediksjonsmodellens sannsynlighetsberegninger korrelerte godt med feltinnsamlede data på antall og mengde fremmede arter. Sannsynligheten for fremmede arter ble beregnet for hele overvåkingsens definisjonsområde.

Vi anbefaler at overvåkingen fortsetter med samme protokoll, men med tilleggsregistrering av dekning av problemarter. Planlegging av feltarbeid bør starte senest i april 2021, slik at apper for datainnsamling kan tilrettelegges og feltarbeid kan gjennomføres på en mest mulig effektiv måte.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Odd Stabbetorp, Siri Lie Olsen, Harald Bratli, Anders Often og Vegar Bakkestuen. NINA Oslo, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Abstract

Evju, M., Stabbetorp, O.E., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020. Dry calcareous grasslands in the Oslofjord region. A test of monitoring protocols and results for 2020. NINA Report 1910. Norwegian Institute for Nature Research.

Dry calcareous grassland is a naturally open, meadow-like nature type with herbaceous vegetation. It occurs on shallow, calcareous soils and is considered an endangered (EN) nature type in Norway. It has high occurrence of red listed vascular plants, fungi and invertebrates. In 2014 a monitoring program was suggested, and in this report a test of this monitoring and the first year of data collection is presented. The objective of the project is to test and adjust monitoring protocols, carry out data collection in selected localities, prepare preliminary estimates of number of occurrences and area and ecological condition of dry calcareous grassland in the Oslofjord region.

The area of monitoring is defined as marine sedimentary bedrock in coastal areas directly dependent on the uplift after the last glaciation. A grid of 500 × 500 m was used to sample monitoring localities, and a total of 400 localities were drawn randomly, of which 80 were included in the 2020 monitoring. The localities were first investigated in GIS with vector layers of existing polygons, habitat specific species and orthophotos. A total of 43 localities were field inventoried and all polygons satisfying the criteria for the nature type were delineated. Data were recorded in permanent plots (0,5 × 0,5 m), a circle around each plot (5 m radius) and through systematic walking through the polygons (red listed and invasive alien vascular plants).

A total of 34 polygons in 18 localities were delineated and 220 vegetation plots analyzed. Eleven localities were not field inventoried due to time constraints. Only about half the existing polygons were delineated in the field, the remaining did not fulfil the criteria. In addition we recorded five new polygons, two in close proximity to existing polygons and three in localities with no existing polygons. Based on 2020 data we estimate approximately 470 polygons of dry calcareous grassland within the area of monitoring, covering a total of 1 km² (95% confidence intervals 292–666 and 0.52–1.65 km², respectively). A total of 256 vascular plants were recorded, of which 24 were red listed and 36 invasive alien species. About half of the red listed and invasive species were only recorded through systematic searches. Species richness in the vegetation plots was significantly negatively related to cover of invasive alien species. Species composition varied somewhat between inner, middle and outer Oslofjord regions. A set of indicators for assessing ecological condition is suggested.

A prediction model to predict the probability of invasive alien species was developed, and field recorded data were used to validate the model. The validation showed that model predictions correlated well with field recorded data, and the probability of occurrence of invasive alien species was predicted for the whole area of monitoring.

We recommend a continuation of the monitoring with the implemented monitoring protocol, but with additional recording of “problematic” species. Planning of 2021 work should start no later than April to facilitate apps for data collection and efficient implementation of field work.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Odd Stabbetorp, Siri Lie Olsen, Harald Bratli, Anders Often and Vegar Bakkestuen. NINA Oslo, Sognsveien 68, NO-0855 Oslo, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Prosjektets formål	8
1.3 Rapportens struktur	8
2 Metode	9
2.1 Forarbeid i GIS	9
2.1.1 Avgrensing av definisjonsområdet.....	9
2.1.2 Utvalg av overvåkingslokaliteter	10
2.2 Forarbeid til felt: gjennomgang av overvåkingslokaliteter	12
2.3 Feltarbeid: feltprotokoll og overvåkingsindikatorer.....	12
2.3.1 Avgrensing av polygoner	12
2.3.2 Etablering av vegetasjonsruter	13
2.3.3 Supplerende artsregistreringer	15
2.4 Databearbeiding og -analyser	16
2.4.1 Tilrettelegging av data	16
2.4.2 Analyser av innsamlede data	16
2.5 Prediksjonsmodell: sannsynlighet for fremmede arter	18
3 Resultater	21
3.1 Antall forekomster og areal av naturtypen	21
3.2 Artsmangfold og tilstand	23
3.3 Sannsynlighet for invasjon av fremmede arter.....	27
3.3.1 Fremmede karplantearter i ulike arealklasser	27
3.3.2 Resultater fra prediksjonsmodellen	27
4 Diskusjon	30
4.1 Resultater 2020	30
4.2 Anbefalinger for videre overvåking.....	32
4.2.1 Avgrensing av polygoner: eksisterende og potensielle polygoner	32
4.2.2 Planlegging av feltlogistikk.....	32
4.2.3 Feltprotokoll og overvåkingsindikatorer.....	33
4.2.4 Oppsummering	34
4.3 Indikatorer for vurdering av økologisk tilstand.....	34
4.4 Andre anbefalinger	37
5 Referanser	38
Vedlegg 1 Habitatspesifikke karplanter i naturtypen	41
Vedlegg 2 Feltskjema for vegetasjonsruter	43
Vedlegg 3 Budsjettoverslag videre overvåking	44

Forord

Et av Norges hovedmål for bevaring av biologisk mangfold er at tilstanden for truede arter og naturtyper skal bedres. Forvaltningsmålet for naturtyper og økosystemer, slik det er formulert i naturmangfoldloven, sier at «(...) mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype (...)» For å kunne vurdere status og utvikling av naturtypers tilstand og artsmangfold trengs overvåking. Miljødirektoratet utlyste i mai 2020 et prosjekt om uttesting av metodikk for overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Denne rapporten beskriver uttestingen og resultater fra 2020. Dersom overvåkingen settes i gang, vil årets data representere første året, med 80 overvåkingslokaliteter av i alt 400 lokaliteter i et femårig omløp.

Prosjektet har vært gjennomført av NINA, og i tillegg til rapportforfatterne vil vi få takke Monica Ruano for rask tilrettelegging av Collector for ArcGIS og god brukerstøtte underveis, Magni Olsen Kyrkjeeide for hjelp i felt, og Mathias Andreasen, Linn Vassvik og Lars Rød-Eriksen for hjelp med innlegging og tilrettelegging av data. Vi vil også takke positive grunneiere som har tillatt oss å gjøre feltarbeid i hager og nært på hus og hytter, og NOAH ved Helene Mathisen for bistand med feltarbeid på Langøya.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Heidrun Ullerud. Vi takker for oppdraget og for god dialog underveis i prosjektet.

Oslo, desember 2020

Marianne Evju
Prosjektleder

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold. Dette er også reflektert i nasjonale mål for naturmangfold, og forvaltningsmål for arter og naturtyper er nedfelt i naturmangfoldloven. Artsdatabanken har utarbeidet rødlistelister for både naturtyper og arter, noe som gir en oversikt over risikovurderinger for utdøing for arter og tap av naturtyper i Norge. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er vurdert å være en sterkt truet naturtype (EN) (Evju et al. 2018a).

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en naturlig åpen naturtype med urte- og gressrik vegetasjon (**Figur 1**). Naturtypen er knyttet til kalkrike bergarter i Oslofeltet, og i sterk grad også landhevingsarealer etter istiden, dvs. kystnære arealer. Busker kan forekomme, men jorda er for grunnlendt og tørkeutsatt til at trær kan etablere varige bestander. Vindeksponering og lite utviklet jordsmonn grunnet tidlig suksesjonstrinn bidrar også til å hemme trevekst.

Gjennom ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter – kartlegging og overvåking; Evju et al. 2015a, se også <https://www.nina.no/Vare-fagområder/Miljøovervåking-på-land/Rødlistearter-ARKO>) er naturtyper med høy forekomst av rødlistede arter identifisert (såkalte hotspots; Sverdrup-Thygeson et al. 2008, 2011). Et av hotspot-habitatene som ble identifisert, var åpen grunnlendt kalkmark. Naturtypen ble inkludert i ARKO-prosjektet fra 2009 til 2014 (Wollan et al. 2011, Bakkestuen et al. 2014). Naturtypen er sammensatt av de to grunntypene åpen sterkt kalkrik grunnlendt lyngmark (T2-7) og åpen sterkt kalkrik grunnlendt lavmark (T2-8) fra Natur i Norge 2.1 (Halvorsen et al. 2019). Dette er de to mest kalkrike grunntypene innenfor hovedtypen åpen grunnlendt mark (T2).

ARKO-arbeidet dokumenterte at naturtypen forekommer på små, avgrensede lokaliteter, dekker et lite areal og er svært artsrik. Et særtrekk ved naturtypen er forekomst av mange svært sjeldne karplanter med sørøstlig utbredelse i Fennoskandia, som dragehode *Dracocephalum ruyschiana*, smaltimotei *Phleum phleoides* og hvitmure *Drymocallis rupestris*. Naturtypen har høy forekomst av rødlistede karplanter, sopp og invertebrater (Wollan et al. 2011, Framstad et al. 2020). I ARKO ble bl.a. 21 rødlistede karplantearter og 35 rødlistede sopparter registrert i åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014). I tillegg har nakent kalkberg, som svært ofte forekommer i mosaikk med eller i nær tilknytning til åpen grunnlendt kalkmark, høy forekomst av rødlistede lav og til dels også moser (Bratli et al. 2015).



Figur 1. Åpen grunnlendt kalkmark er en artsrik naturtype. Her fra Lindøya, Oslo. Foto: S. L. Olsen.

De viktigste truslene mot åpen grunnlendt kalkmark er nedbygging og gjengroing. Naturtypen er rødlistet både på grunn av historisk og pågående arealtap reduksjon i areal og tilstand og lite utbredelses- og forekomstareal (Evju et al. 2018a).

1.2 Prosjektets formål

For å ivareta åpen grunnlendt kalkmark og hindre ytterligere arealtap og tilstandsreduksjon trengs kunnskap om naturtypen. Miljødirektoratet lyste derfor i mai 2020 ut prosjektet «Uttesting av overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet», som en oppfølging av forslaget til overvåking som ble utarbeidet i ARKO (Bakkestuen et al. 2014).

Formålet med overvåking av naturtypen er å få oversikt over status og utvikling over tid for antall forekomster og areal av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone i Oslofjordområdet, samt den økologiske tilstanden til forekomstene. Overvåkingen skal også gi svar på hva som forårsaker eventuelle endringer i tilstand.

Dette prosjektet omfatter uttesting av metodikk for overvåking av naturtypen samt innsamling av data for første år i første omløp av overvåkingen, og har følgende formål:

- teste og justere metodikk og feltprotokoller for overvåking
- gjennomføre datainnsamling i utvalgte overvåkingslokaliteter
- lage foreløpige estimat for antall forekomster og areal av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone i Oslofjordområdet
- lage foreløpige estimat for status for tilstand for naturtypen og karplanter knyttet til åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone i Oslofjordområdet
- foreslå indikatorer til Fagsystem for økologisk tilstand

I tillegg har vi utarbeidet en prediksjonsmodell for definisjonsområdet for overvåking for å analysere hvilke polygoner som er mest utsatt for invasjon av fremmede arter.

1.3 Rapportens struktur

I kap. 2 beskriver vi hvilke metoder som er brukt for å avgrense definisjonsområdet, trekke overvåkingslokaliteter og registrere overvåkingsindikatorer i felt. Vi beskriver tilrettelegging av data og analyser som er gjort på det innsamlede materialet.

I kap. 3 gir vi en oversikt over naturtypens forekomst og areal, artsmangfold og tilstand basert på årets data. Vi beskriver også resultater fra modellering av risiko for invasjon av fremmede arter.

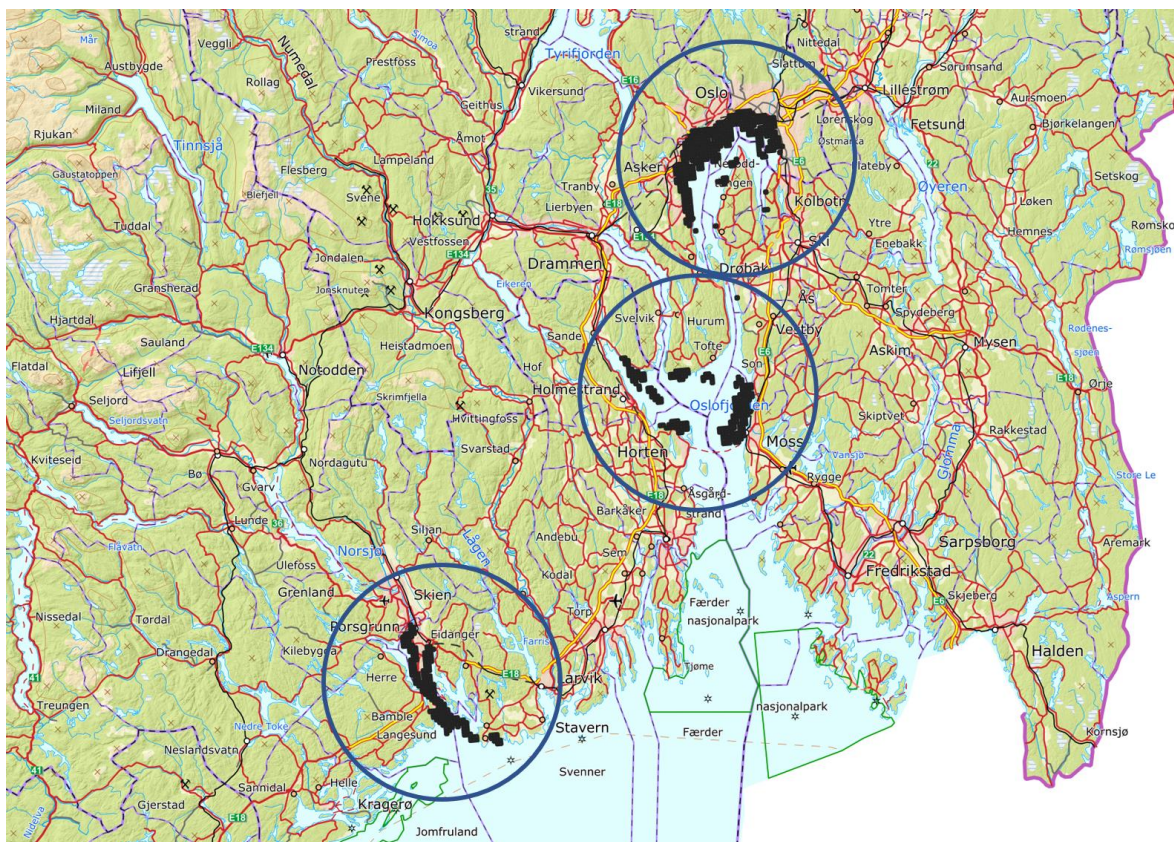
I kap. 4 diskuteres resultater fra årets overvåking. Videre kommer vi med anbefalinger til justeringer av overvåkingsopplegg for videre overvåking.

2 Metode

2.1 Forarbeid i GIS

2.1.1 Avgrensing av definisjonsområdet

I dette prosjektet er definisjonsområdet for overvåkingen områder av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone rundt Oslofjorden. Definisjonsområdet omfatter marine avsetningsbergarter mindre enn 500 meter fra kystlinja og lavere enn maksimal høyde for landhevingen siden siste istid. Definisjonsområdet består av tre delområder: indre Oslofjord, midtre Oslofjord og ytre Oslofjord i området Porsgrunn-Langesund (**Figur 2**). Enkelte forekomster av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone kan forekomme utenfor definisjonsområdet.



Figur 2. Definisjonsområdet for overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet er knyttet til arealer på kalkrik grunn langs kysten, som omfatter tre delområder: indre, midtre og ytre Oslofjord.

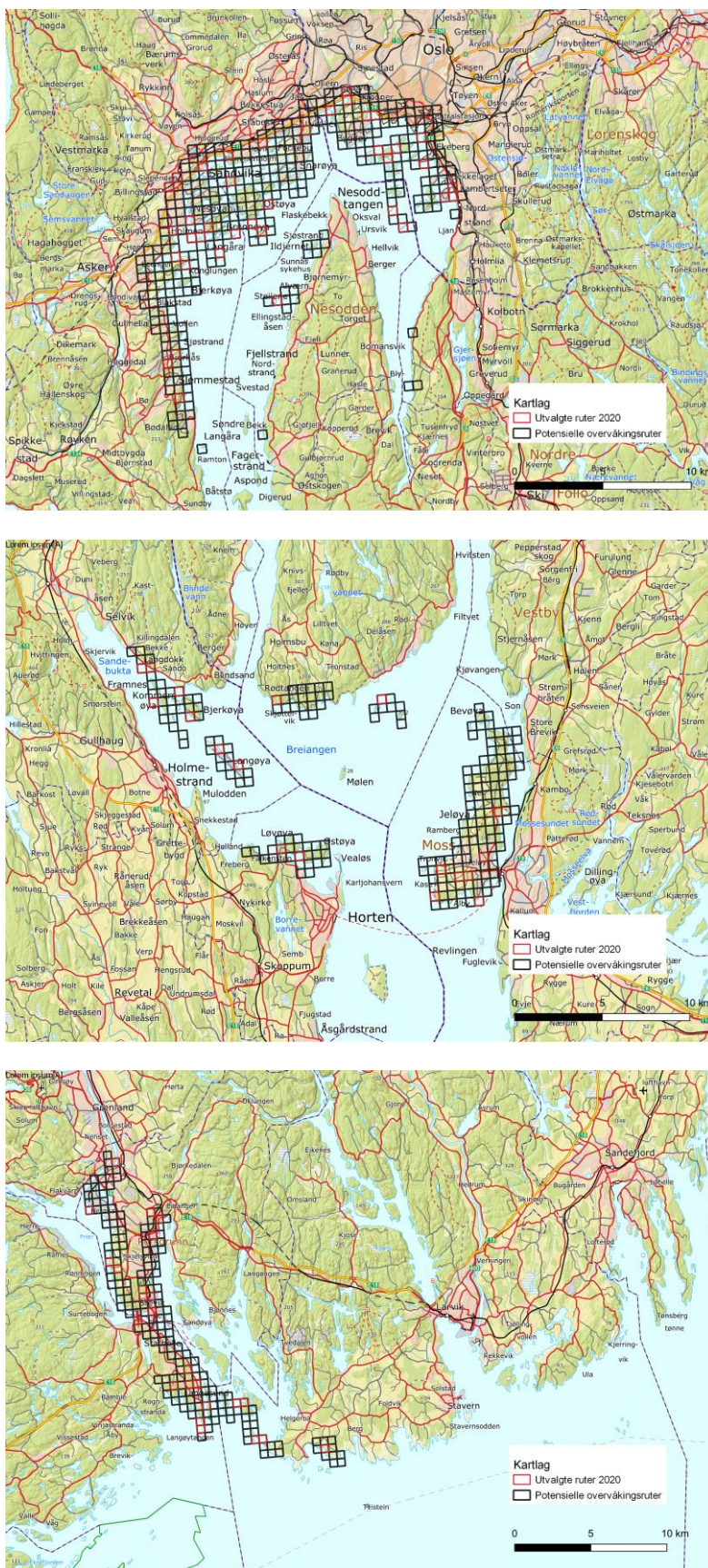
Overvåkingslokalitetene er definert ut fra SSB500M (Strand & Holst Bloch 2009). Dette er et rutenett i UTM sone 33 med rutestørrelse 500 x 500 m som dekker hele Norge. For å identifisere aktuelle overvåkingslokaliteter lagde vi en buffer på 500 m langs Oslofjordens kystlinje for deretter å identifisere hvilke ruter i SSB500M som overlappet med denne bufferen. Dette settet med ruter inneholder derved minst ett punkt som er < 500 m fra havet (og maks 1207 m). Noe av arealet er dekket av berggrunnskart i målestokk 1:50 000 (indre Oslofjord og Grenland), mens i andre deler har berggrunnskartet målestokk 1:250 000. Vi brukte overlay-analyser og manuell gjennomgang for å hente ut de rutene som inneholder kalkrik berggrunn. Berggrunnskartet har en grov romlig oppløsning, og det betyr at små flekker med kalkrik berggrunn, f.eks. i forkastingssoner, ikke lar seg fange opp i kartet. Vi valgte derfor å inkludere også ruter uten kalkrik

berggrunn i berggrunnskartet, men som inneholder allerede avgrensede naturtypepolygoner (se under) i overvåkingsuniverset. Mange av disse ligger i forkastningssoner.

2.1.2 Utvalg av overvåkingslokaliteter

Avgrensningen av definisjonsområdet mot avstand til kystlinje og i forhold til berggrunn ga totalt ca. 900 overvåkingslokaliteter i definisjonsområdet, hver med en unik identitet definert SSB500M (SSBID). Vi beregnet landareal innenfor hver rute og fjernet ruter med $< 250 \text{ m}^2$ landareal (da minstestørrelse for avgrensning av polygoner i oppdragsbeskrivelsen var definert til 250 m^2). Med disse begrensningene utgjør definisjonsområdet 833 ruter i SSB500M, altså ruter med minst ett punkt mindre enn 500 m fra fjorden, som inneholder et landareal på minst 250 m^2 , og som forventes å inneholde kalkførende bergarter (**Figur 3**). Vi genererte en tilfeldig tallverdi til hver rute i dette utvalget, og rangerte deretter rutene etter størrelsen på denne tilfeldige verdien. Rangverdien ligger til grunn for utvalget av ruter som skal undersøkes, og dette garanterer for at utvalgene vi gjør, er tilfeldige.

Overvåkingen skal omfatte fire hundre overvåkingslokaliteter innenfor et omløp på fem år, dvs. 80 ruter per år, jf. Bakkestuen et al. (2014) og oppdragsbeskrivelsen. De første 80 lokalitetene ble inkludert i uttestingen i 2020 og rapporteres her. Gjennom å trekke overvåkingslokaliteter tilfeldig og ikke begrense arbeidet i 2020 til spesielle, forhåndsdefinerte lokaliteter, sikrer vi at forventningsrette slutninger om overvåkingsindikatorer kan beregnes allerede i 2020. Gjennom å fordele overvåkingslokaliteter over hele definisjonsområdet hvert år i omløpet framfor å f.eks. fokusere kun på eksempelvis indre Oslofjord ett år, unngår vi også at mellomårseffekter, som en tørkesommer, påvirker estimatene for tilstand og arts mangfold i gitte delområder. Imidlertid bør enkelte logistiske hensyn tas når feltarbeid planlegges (se videre diskusjon i kap. 4.2.2).



Figur 3. Potensielle overvåkingsruter og utvalgte ruter for 2020 i indre (øverst), midtre (midten) og ytre (nederst) Oslofjord.

2.2 Forarbeid til felt: gjennomgang av overvåkingslokaliteter

For å identifisere eksisterende naturtypeforekomster innenfor de utvalgte overvåkingslokalitetene brukte vi innsynsløsningen over kartlagte naturtypeforekomster overlevert fra Miljødirektoratet (mai 2020), nedlastede data fra Naturbase med kartlegginger etter NiN av kartleggingsenhetene av T2-C7|C8 (se kap. 2.3.1) i 2019, samt ARKO-data som ennå ikke er lagt inn i Naturbase (grunnet restanser hos Fylkesmannen; alle ARKO-data ble overlevert respektive fylkesmenn i 2016). Innsynsløsningen inneholder polygoner kartlagt både etter DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2006 og revisjoner av denne) og etter NiN og ble tilrettelagt av NINA til Miljødirektoratet i forbindelse med prosjektet «Tiltak for å ta vare på truet natur» (Kyrkjeeide et al. 2018, Aalberg Haugen et al. 2019).

Videre utarbeidet vi en liste over habitatspesifikke karplantearter, basert på Wollan et al. (2011), Bakkestuen et al. (2014) og Framstad et al. (2020) (**Vedlegg 1**). Vi lastet ned observasjoner av de habitatspesifikke artene fra GBIF datert 15.mai 2020 (GBIF 2020). Søket ble begrenset til observasjoner med presisjon i stedfesting < 50 m.

Alle de 80 500 × 500 m-rutene ble undersøkt i GIS med flyfoto, eksisterende polygoner og artsfunn fra GBIF som bakgrunnslag. Vi inspiserer hver rute i stor målestokk for å finne potensielle forekomster av naturtypen som ikke var registrert fra før. Metoden er selvfølgelig ikke nøyaktig, men vi lette etter steder som synes grunnlendte, gjerne skrånende mot sør, uten tredekke og i tilknytning til kalkførende bergarter. Steder med potensial ble tegnet som polygoner som et eget vektorlag (potensielle polygoner) i GIS. I dette arbeidet var vi inkluderende, dvs. at vi i tvilstilfelle tegnet en polygon selv om vi vurderte sjansen for å finne naturtypen der ikke var veldig stor. Deretter ble lokalitetene kategorisert i:

- ja-lokaliteter: Stor sannsynlighet for forekomst av naturtypen. Totalt 48 ruter.
- nei-lokaliteter: Liten sannsynlighet for forekomst av naturtypen. Totalt 32 ruter.

Som forberedelse for feltarbeid ble det laget papirkopier av flyfoto av hver overvåkingslokalitet med eksisterende og potensielle polygoner inntegnet.

Grunnlagsdataene (topografisk kart, flyfoto, overvåkingslokaliteter, eksisterende polygoner og potensielle polygoner) ble også importert til Collector for ArcGIS til bruk under feltarbeidet.

2.3 Feltarbeid: feltprotokoll og overvåkingsindikatorer

Innenfor overvåkingslokalitetene avgrenset vi eventuelle polygoner av åpen grunnlendt kalkmark. Innenfor polygonene ble det etablert et sett vegetasjonsruter, tilfeldig trukket fra et regulært forband på 10 × 10 m.

Feltarbeidet ble gjennomført i periodene 2. juni–3. juli og 31. august–4. september 2020.

2.3.1 Avgrensing av polygoner

Åpen grunnlendt kalkmark består i henhold til Natur i Norge (NiN) av de to grunntypene innenfor T2 med sterkt kalkrikt substrat (KA-h, i): T2-7 og T2-8, som tilsvarer kartleggingsenhetene T2-C-7 og T2-C-8 i målestokk 1:5000 (Bratli et al. 2019). T2-7 åpen sterkt kalkrik grunnlendt lyngmark skilles fra T2-8 åpen sterkt kalkrik grunnlendt lavmark ved at sistnevnte er mer uttørkingsutsatt enn førstnevnte naturtype. Polygoner med kartleggingsenhetene T2-C-7 og/eller T2-C-8 ble avgrenset i felt med Collector for ArcGIS eller ved hjelp av flyfoto på papir og tusj. Minsteareal for utfigurering ble satt til 250 m². Polygoner som var adskilt kun av smale soner av andre naturtyper, ble avgrenset som én polygon når minsteavstanden var under 4 m. For polygoner innenfor overvåkingslokaliteten som allerede var kartlagt (eksisterende polygon), ble typifisering og

avgrensning kvalitetssikret og eventuelt endret (jf. Evju et al. 2020). Hele polygonen ble avgrenset dersom den fortsatte utenfor overvåkingslokaliteten.

To overvåkingsindikatorer ble beregnet per lokalitet fra disse registreringene: antall polygoner åpen grunnlendt kalkmark og samlet areal (innenfor lokaliteten).

2.3.2 Etablering av vegetasjonsruter

Det ble etablert vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m i hver polygon (**Figur 4**), der antallet vegetasjonsruter var avhengig av polygonens størrelse (jf. Evju & Sverdrup-Thygeson 2016, Olsen et al. 2018):

- < 1000 m²: 5 ruter
- 1000–2000 m²: 10 ruter
- > 2000 m²: 15 ruter

Ved å vekte antall vegetasjonsruter med polygonens areal sikres at små polygoner ikke oversamples, mens variasjonen i store polygoner bedre fanges opp. For å finne posisjonen for vegetasjonsrutene ble et rutenett på 10 × 10 m konstruert og lastet ned og lagt over alle overvåkingslokalitetene i GIS. Alle skjæringspunkter i rutenettet innenfor avgrensede polygoner ble definert som potensielle vegetasjonsruter, og deretter ble rutene trukket tilfeldig. Dette sikret en minsteavstand på 10 m mellom vegetasjonsrutene.



Figur 4. Registrering av artssammensetning i en vegetasjonsrute. Bygdøy, Oslo. Foto: M. Evju

Der polygoner strakk seg utenfor overvåkingslokaliteten, ble vegetasjonsruter lagt i den delen av polygonen som lå innenfor lokaliteten, og antallet ruter ble basert på polygonens areal innenfor lokaliteten, dette for å sikre at data som ble samlet inn, var knyttet til den aktuelle overvåkingslokaliteten.

For en del polygoner ble skjæringspunktene lastet over på GPS. Etter at polygonen var avgrenset og areal bestemt, ble riktig antall punkter trukket tilfeldig fra GPS-en og lokalisert ved «Find

waypoint»-funksjonen på GPS-en. Dette viste seg imidlertid å være svært tidkrevende, særlig i topografisk varierte og gjengrodde lokaliteter. Vi valgte derfor å endre strategi til å bruke målebånd til å legge ut parallelle transekter med 10 m mellomrom i polygonen, telle opp antall potensielle vegetasjonsruter og trekke tilfeldig blant disse. Vegetasjonsrutene ble etablert slik at sørvestre hjørne lå i forbandets skjæringspunkt/ved målebåndet.

Vi har kun merket vegetasjonsrutene ved hjelp av høypresisjons-GPS og supplert dette med fotografering av vegetasjonsrutene fra fem vinkler: ovenfra, mot nord, mot øst, mot sør og mot vest. Vi brukte høypresisjons-GPS-er av merket Trimble med en presisjon på ± 2 cm og tok posisjonen til det sørvestre og nordøstre hjørnet av vegetasjonsruten. Permanent merking av vegetasjonsruter, f.eks. med aluminiumsrør eller spiker, krever tillatelse fra grunneiere og dispensasjon fra verneforskriften i verneområder. Innhenting av grunneiertillatelser er tidkrevende. Først er det behov for identifisering av overvåkingslokaliteter og polygoner innenfor lokalitetene. Så må grunneiere identifiseres og kontaktes. Negative grunneiere som ikke tillater merking, kan føre til at utvalget av overvåkingslokaliteter blir skjevt og at estimert tilstand for naturtypen ikke blir forventningsrett. Dette kan f.eks. skje dersom grunneiere i tettbygde strøk, der f.eks. fremmede arter er den største negative påvirkningen, er mer negative enn grunneiere i regulerte friluftslivsområder, der slitasje er den største påvirkningen. Overvåkingen kan da underestimere betydningen av fremmede arter og overestimere betydningen av slitasje. I tillegg vil permanent merking i en del tilfeller kreve boring i fast fjell. På grunn av det grunne jordsmonnet er det også stor fare for at oppmerking forsvinner i løpet av et omløp. Derfor er det nødvendig med annen sikker posisjonering av rutene. Noen grunneiere må uansett kontaktes, der åpen grunnlendt kalkmark ligger i hager eller lignende. Dette ble delvis nedprioritert i årets arbeid og førte til at ikke alle aktuelle polygoner ble avgrenset foreløpig (se kap. 3.1).

2.3.2.1 Registrering av overvåkingsindikatorer i vegetasjonsruter

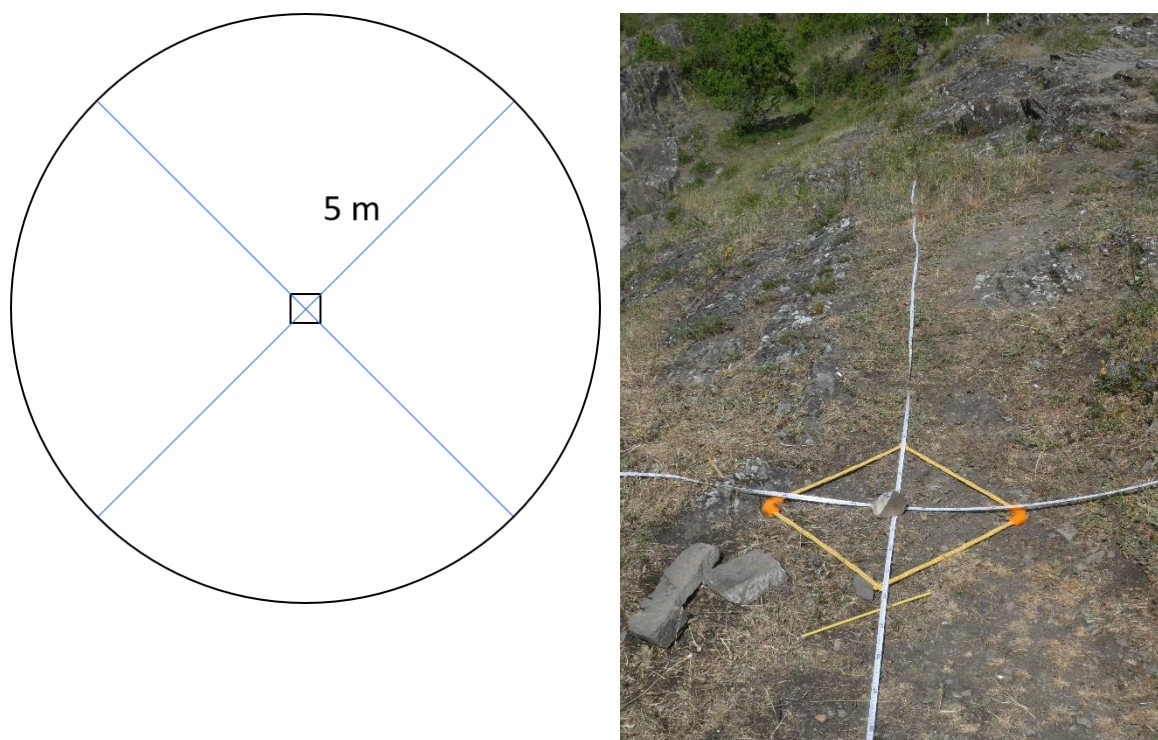
I hver vegetasjonsrute registrerte vi:

- prosentvis dekning av alle forekommende karplanter, samt vegetasjonssjikt (mose, lav, feltsjikt) ved visuell estimering.
- prosentvis dekning av nakent berg ved visuell estimering

Rundt hver vegetasjonsrute etablerte vi en sirkel med 5 m radius ved hjelp av målebånd (**Figur 5**). Innenfor sirkelen registrerte vi:

- prosentvis dekning av tresjikt, definert som arealet innenfor trærnes kroneperiferi, der trær er definert som vedplanter > 2 m høyde. Type treslag ble notert.
- prosentvis dekning av busksjikt, definert som arealet innenfor buskenes kroneperiferi, der busker er definert som vedplanter mellom 0,8 og 2 m høyde.
- prosentvis dekning av vedplanter i feltsjikt, definert som arealet innenfor kroneperiferi av vedplanter (dvergbusker, busker og trearter) under 0,8 m høyde.
- prosentvis dekning av fremmede arter (summert over alle karplanter listet som svært høy (SE), høy (HI) eller potensielt høy (PH) risiko). Arter ble notert.
- prosentvis dekning av berg i dagen.
- prosentvis dekning av spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon, jf. NiN-variabel 7SE.
- prosentvis dekning av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy, jf. NiN-variabel 7TK .
- forekomst av menneskelige objekter og beskrivelse av type.

Overvåkingsindikatorene ble beregnet både på vegetasjonsrute-/sirkelnivå og på polygonnivå som gjennomsnittsverdier over alle ruter/sirkler innenfor polygonen (**Tabell 2**).



Figur 5. Registrering av overvåkingsindikatorer ble gjennomført innenfor vegetasjonsrute på 0,5 x 0,5 m sentrert i en sirkel med 5 m radius rundt ruten. Foto: S. L. Olsen.

Vi utviklet feltskjemaer (**Vedlegg 2**) for å registrere data. Miljødirektoratet tilpasset også appen Survey123, som benyttes i Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), til bruk i prosjektet, og denne ble benyttet for en del ruter.

2.3.3 Supplerende artsregistreringer

Vi gjennomførte en supplerende kartlegging av rødlistede karplanter og fremmede karplanter med stor økologisk risiko. Alle rødlistede arter (arter i kategoriene nær truet (NT), sårbar (VU), sterkt truet (EN), kritisk truet (CR) og datamangel (DD); Henriksen & Hilmo 2015)) og fremmede karplanter i kategoriene svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensielt høy risiko (PH) (Artsdatabanken 2018) innenfor avgrensede polygoner (i den delen av polygonen som lå innenfor overvåkingslokaliteten) ble notert. Vi brukte rutenettet på 10 x 10 m og gikk systematisk gjennom polygonen og registrerte for hver tiende meter alle rødlistede og fremmede arter som forekom innenfor en 5 m radius til punktet. Ved å følge en forhåndsdefinert rute sikrer en at innsatsen i artssøket er proporsjonal med lokalitetens størrelse. Vi brukte to ulike metoder for registrering: veipunkter med håndholdt GPS og notering av artsidentitet på skjema, eller registrering i appen Collector, der en forhåndsdefinert liste over alle rødlistede karplanter og alle fremmede karplanter med stor økologisk risiko (SE, HI og PH) var lagt inn. En kryssliste for habitatspesifikke arter (**Vedlegg 1**) ble fylt ut for hver polygon.

Fra disse registreringene beregnet vi antall habitatspesifikke karplantearter, antall og mengde av rødlistede karplantearter (mengde: alle funn summert over alle rødlistearter i polygonen) og antall og mengde av fremmede karplantearter.

2.4 Databearbeiding og -analyser

2.4.1 Tilrettelegging av data

Alle polygoner, også de som ble avgrenset på flyfoto på papir i felt, ble lagt inn i appen Collector for ArcGis og eksportert som en GDB-fil. Denne filen inneholdt 34 polygoner. Hver polygon fikk en unik ID som en kombinasjon av løpenummeret for overvåkingslokaliteten (1–80) og løpenummeret for polygonene innenfor lokaliteten, eks. 5-4 (polygon nr. 4 i lokalitet 5). Vi beregnet totalt polygonareal og polygonareal innenfor overvåkingslokaliteten.

Alle data fra vegetasjonsrutene og omkringliggende sirkler, også de som ble registrert på skjema i felt, ble lagt inn i appen Survey123 og eksportert til Excel. Data ble korrekturlest og kvalitets-sikret. En del obligatoriske felt i Survey123-appen ble ikke registrert på feltskjema (f.eks. dekning av strø). I slike felt la vi inn verdien 99 som dummyvariabel (som ikke skal brukes videre). Fotografier av alle rutene ble også lagt inn i Survey123.

Survey123-databasen manglet koblinger mellom rute-ID og rutens posisjon tatt med høypresisjons-GPS. En egen Excel-fil med koordinater for hver rute ble derfor laget og koblet til vegetasjonsdata i rutene.

Registreringer av rødlistede og fremmede karplantearter ble eksportert fra Collector og supplert med data registrert på feltskjema og håndholdt GPS. Krysslister for habitatspesifikke arter ble lagt inn i Excel for hver polygon, og koordinater oppgitt som polygonens midtpunkt, med usikkerhet i presisjon angitt som avstand fra polygonmidtpunkt til yttergrenser.

Alle artsdata er levert til GBIF via NINAs ipt-plattform (https://ipt.nina.no/resource?r=gruk_2020) (Evju & Vang 2020) og er også tilgjengelige i Artskart.

2.4.2 Analyser av innsamlede data

2.4.2.1 Antall polygoner, samlet areal og prevalens

Vi brukte dataene over avgrensede polygoner til å estimere antall polygoner, areal av naturtypen og naturtypens prevalens innenfor definisjonsområdet. Vi beregnet både polygonenes totale areal (inkludert areal utenfor overvåkingslokaliteten, der polygonen strakk seg utenfor) og areal per lokalitet (dvs. summert over alle polygoner innenfor lokaliteten, men klippet mot lokalitetsgrensen).

I alt 11 lokaliteter med forventet forekomst av naturtypen ble ikke oppsøkt og to lokaliteter ble ikke fullstendig kartlagt (se kap. 3.1). Vi brukte innsamlede data til å beregne:

- sannsynligheten for at en eksisterende Naturbase-polygon ble avgrenset, som:
 - antall avgrensede Naturbase-polygoner/antall oppsøkte Naturbase-polygoner
- sannsynligheten for at en potensiell polygon ble avgrenset, som
 - antall avgrensede potensielle polygoner/antall oppsøkte potensielle polygoner

Med bruk av disse sannsynlighetene estimerte vi antall polygoner per lokalitet for de 13 lokalitetene med mangelfulle data, men uten å beregne usikkerhet rundt estimatene.

Videre beregnet vi:

- forventet areal av en Naturbase-polygon, som:
 - gjennomsnittet av arealet av avgrenset polygon delt på arealet av Naturbase-polygonen (over alle oppsøkte og avgrensede Naturbase-polygoner)
- forventet areal av en potensiell polygon, som:

- gjennomsnittet av arealet av avgrenset polygon delt på arealet av den potensielle polygonen (over alle oppsøkte og avgrensede potensielle polygoner)

Basert på estimert antall polygoner per lokalitet og forventet areal av hhv. Naturbase- og potensielle polygoner beregnet vi estimert areal i de 13 rutene med mangelfulle data. Dette er en forenklet tilnærming for å fylle ut manglene i årets datainnsamling.

Vi beregnet

1. antall polygoner per lokalitet og antall polygoner totalt
2. areal per lokalitet og areal totalt
3. prevalens: andel lokaliteter med (estimert) forekomst

For å beregne usikkerhet rundt estimatene resamplert vi datasettet 2000 ganger (jf. f.eks. Sverdrup-Thygeson et al. 2018). For hver resampling trakk vi 80 ruter (med tilbakelegging) og beregnet hhv. gjennomsnittlig antall polygoner per lokalitet, areal per lokalitet og andel lokaliteter med forekomst. Vi angir usikkerhet som 95 % konfidensintervall, som 2,5 %- og 97,5 %-kvantilene av de 2000 resamplingene. Vi multipliserte gjennomsnittene og kvantilene med antallet lokaliteter i definisjonsområdet for å få et estimat på totalt antall polygoner, totalt areal av naturtypen og prevalens – med usikkerhet. Et 95 % konfidensintervall betyr at verdien med 95 % sannsynlighet ligger innenfor det angitte intervallet.

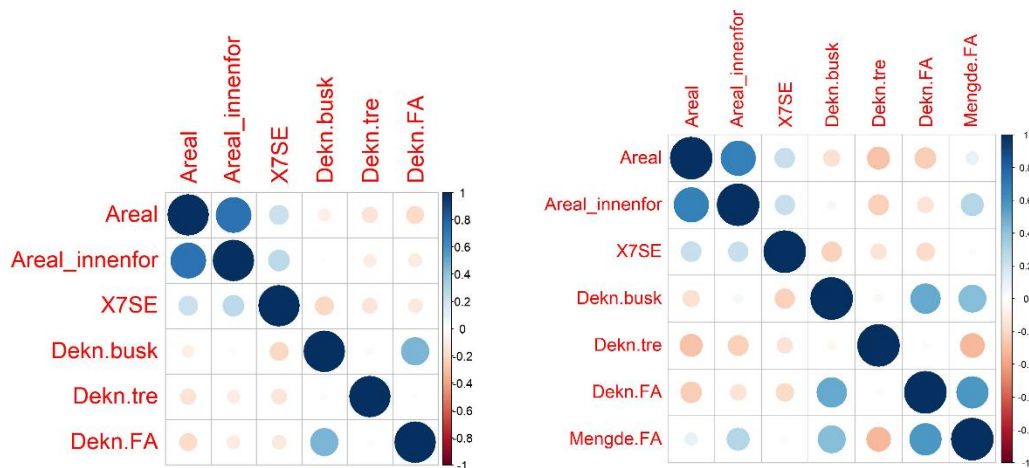
2.4.2.2 Naturtypens artsmangfold og tilstand

For å undersøke tilstanden til naturtypen i årets overvåking valgte vi å fokusere på både vegetasjonsrute- og polygonnivå. På grunn av få polygoner i ytre og midtre Oslofjord (se kap. 3.1) ble datasettet analysert samlet og ikke per delområde.

Som indikatorer for artsmangfold undersøkte vi totalt antall arter, antall rødlistearter og antall observasjoner av rødlistearter (heretter kalt mengde rødlistearter) på polygonnivå, mens i vegetasjonsrutene var det så få rødlistearter til stede at den eneste relevante artsmangfoldindikatoren var totalt antall arter (inkl. eventuelle fremmede karplanter). Mengde rødlistearter ble beregnet som summert antall observasjoner av rødlistede karplanter registrert med systematisk søk gjennom polygonen. Vi undersøkte først sammenhengen mellom artsmangfoldindikatorerne på polygonnivå ved hjelp av Pearson-korrelasjon. Det viste seg at antall og mengde av rødlistearter i polygonene var relativt sterkt korrelert ($r = 0,67$); vi gikk derfor videre med kun antall rødlistearter.

Vi brukte følgende tilstandsvariabler: totalt polygonareal (areal), polygonareal innenfor overvåkingslokaliteten (areal innenfor), dekning av slitasje, busksjikt, tresjikt og fremmede karplanter. På rutenivå brukte vi data fra sirklene, mens på polygonnivå brukte vi gjennomsnittsverdier over alle sirklene innenfor polygonen, i tillegg til mengde av fremmede karplanter (summert antall funn over alle fremmede karplantearter, registrert med systematisk søk). Vi analyserte ikke spor etter ferdsel med tunge kjøretøy eller menneskeskapt objekter, da disse forekom sjelden innenfor polygonene.

Vi undersøkte samvariasjon mellom tilstandsvariablene på rute- og polygonnivå med korrelasjonsanalyser. Areal og areal innenfor var sterkt korrelert (**Figur 6**), og vi valgte derfor å bare inkludere polygonens areal innenfor overvåkingslokaliteten i videre analyser. Tilsvarende var dekning og mengde av fremmede arter relativt sterkt korrelert (**Figur 6**), og vi valgte derfor å bare bruke dekning av fremmede arter i videre analyser på polygonnivå.



Figur 6. Korrelasjonsmatrise for ruter (til venstre) og polygoner (til høyre). Jo større sirkel, jo sterkere korrelasjon mellom to variabler. X7SE = dekning av slitasje, Dekn.busk = dekning av busksjikt, Dekn.tre = dekning av tresjikt, Dekn.FA = dekning av fremmede arter, Mengde.FA = mengde av fremmede arter.

For å teste om tilstandsvariablene påvirket antall arter i vegetasjonsrutene og antall arter og rødlistearter i polygonene benyttet vi miksede modeller. Separate analyser ble gjort for hver kombinasjon av respons- og forklaringsvariabler. For antall arter i vegetasjonsrutene ble polygonenøstet i lokalitet brukt som tilfeldig faktor, mens for antall arter og rødlistearter i polygonene ble lokalitet brukt som tilfeldig faktor. Modellene over antall arter var gaussiske, mens for antall rødlistearter benyttet vi poisson-fordeling. Vi testet modellene for overdispersjon. Én observasjon av antall rødlistarter i polygonene hadde uforholdsmessig innvirkning på resultatene og ble fjernet.

Til slutt benyttet vi DCA («detrended correspondence analysis») for å utforske mønstre i artssammensetning i vegetasjonsrutene. Tre vegetasjonsruter hadde svært avvikende artssammensetning og ble derfor fjernet fra datasettet. Korrelasjonen mellom DCA-aksene og tilstandsvariabler for areal av åpen grunnlendt kalkmark, slitasje, dekning av busk- og tresjikt og dekning av fremmede arter ble beregnet i form av den ikke-parametriske Kendalls tau (τ). CCA («canonical correspondence analysis») ble benyttet for å teste om artssammensetningen varierte mellom regioner (indre, midtre og ytre Oslofjord). Tilsvarende testet vi om artssammensetningen varierte mellom polygoner for hver av lokalitetene med flere polygoner.

Alle statistiske analyser ble gjennomført i R (R Core Team 2020), med pakkene corrplot (Wei & Simko 2017), lmerTest (Kuznetsova et al. 2017), blmeco (Korner-Nievergelt et al. 2015) og vegan (Oksanen et al. 2019).

2.5 Prediksjonsmodell: sannsynlighet for fremmede arter

En stor trussel mot åpen grunnlendt kalkmark er fremmede arter. I årets feltarbeid har vi kartlagt fremmede karplantearter innenfor polygoner av naturtypen. Fremmede arter i nærområdene kan imidlertid være en viktig spredningskilde, og kunnskap om slike forekomster (hvilke arter, hvor mye av dem) kan være viktig for å identifisere polygoner av åpen grunnlendt kalkmark som kan være særlig utsatt for invasjon i framtiden. Vi har forsøkt å analysere hvilke polygoner som er mest utsatt for invadering av fremmede arter fra andre relevante naturtyper ved å ta utgangspunkt i fremmedartsregistreringer i Artskart. Vi har brukt prediksjonsmodellering som metode.

For å finne antall kjente forekomster av fremmede arter gjorde vi et komplett uttrekk fra Artskart/GBIF med alle registrerte arter med status SE, HI, PH, NK og LO (Artskart 2020). Uttrekket omfattet totalt 505 797 artsregistreringer hvorav 369 861 med status SE, 20 826 med status HI, 38 656 med status PH, 15 603 med status NK og 61 031 med status LO. Vi har bare brukt de tre første kategoriene videre her.

Søket ble deretter avgrenset til de 80 lokalitetene (500 × 500 m) som inngikk i årets overvåking. I disse rutene var det totalt 2253 observasjoner av karplanter med status SE, HI og PH med høyere nøyaktighet på stedsangivelse enn 5 m presisjon. For å få en oversikt over hvilke naturtyper som har flest observasjoner av fremmede arter innenfor de 80 lokalitetene, gjorde vi en ekstrahering i GIS på alle fremmede karplantearter med presisjon 5 meter eller bedre mot arealklasser i AR5-kartet (**Tabell 1**). Dette gir oss antall funn av fremmede arter fordelt på de ulike arealklassene.

Vi brukte disse observasjonene som grunnlag for en responsvariabel (tilstedeværelse av fremmede arter) i prediksjonsmodellen. Vi brukte innsamlede feltdata over fremmede arter fra 34 polygoner og hentet sanne fraværdata fra disse polygonene. Piksler (5 × 5 m-skala) med observasjoner av fremmede arter ble silt ut fra fraværdataene. Til prediksjonsmodellen hentet vi forklaringsvariabler (prediktorvariabler) fra forskjellige datakilder: LiDAR, geologiske kart og AR5-kart (**Tabell 1**). Vi brukte 1 m oppløsning på LiDAR kartdataene og 5 m oppløsning på AR5 kartdataene. Kalkrikhet og landskapstyper er økologiske grunnkart som kommer i målestokk 1:250 000. Formålet med prediksjonsmodellen er å si noe om sannsynligheten for at fremmede arter sprer seg inn i naturtypen. Prediktorene er valgt på bakgrunn av tilgjengelighet og at de potensielt har forklaringsbidrag for utbredelsen av fremmede arter i definisjonsområdet. Vi antar at områder med høy prediksjon av fremmede arter også vil være områder hvor polygoner med åpen grunnlendt kalkmark lettere vil kunne bli invadert av fremmede arter.

Prediksjonsmodellen ble kjørt i Google Earth Engine (GEE) ved bruk av metoden Regression Trees (Liaw & Wiener 2002). Modellen gir prediksjoner på 1 × 1 m-pikselnivå på grunn av tilgang på høyoppløselige LiDAR-data og kraftig stordata prosesseringsverktøy.

For statistisk å teste prediksjonsevnen i modellen sammenlignet vi modellens sannsynlighetsberegninger og de empiriske dataene vi selv har samlet i felt. Vi summerte alle pikselverdiene (1 × 1 m piksler med 0–100 % sannsynlighet) fra prediksjonsmodellen for hver polygon. Vi undersøkte deretter sammenhengen mellom prediksjonene og våre empiriske feltdata ved å gjøre ikke-parametriske korrelasjonstester (Kendalls tau; τ). Feltdataene er uavhengige av data i prediksjonsmodellen og gir derfor et grunnlag for å vurdere modellens prediksjonsverdi. Innsamlede variabler fra felt var:

- antall fremmede arter (SE, HI og PH) per polygon
- mengde fremmede arter (summert over alle punkter med registreringer i systematiske søk) per polygon
- gjennomsnittlig dekning av fremmede arter (registrert i 5 m-sirkler rundt vegetasjonsrutene)
- gjennomsnittlig dekning av slitasje (registrert i 5-m-sirkler rundt vegetasjonsrutene, utfra en hypotese om at økt slitasje kan gi etableringsmuligheter for fremmede arter).

Tabell 1. Ulike datakilder og avledede prediktorvariabler som er brukt i en prediksjonsmodell for fremmede arter i studieområdet.

Navn	Datakilde	Skala	Merknad
Høyde over havet	LiDAR	1x1 meter	Målt i meter
Helning	LiDAR	1x1 meter	0 – 90 grader
Helningsretning	LiDAR	1x1 meter	0 – 360 grader
Vestvendthet	LiDAR	1x1 meter	225 – 315 grader
Sørvendthet	LiDAR	1x1 meter	135 – 225 grader
Plankurvatur	LiDAR	1x1 meter	Derivert av helning, kan skille rygger fra forsenkninger i terrenget
Profilkurvatur	LiDAR	1x1 meter	Derivert av helningsretning, kan også skille rygger fra forsenkninger
Bakketoppindeks	LiDAR	1x1 meter	Terrengindeks fra GIS
Trekronereareal >2m	LiDAR	1x1 meter	LiDAR tremålinger
Kalkrikhet	Geologisk kart	1:250 000	Økologisk grunnkart fra NGU
Landskapstyper	Landskapskart	1:250 000	Økologisk grunnkart fra NINA
Bygninger	FKB-kart 1:5000	2 x 2 meter	Alle typer bygninger
Bebyggelse	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Samferdsel	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Jordbruk	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Fulldyrka	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Overflatedyrka	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Innmarksbeite	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Skog	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Åpen fastmark	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Myr	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Ferskvann	AR5	5 x 5 meter	0/1 data
Hav	AR5	5 x 5 meter	0/1 data

Deretter kjørte vi modellen for hele definisjonsområdet, dvs. alle 833 ruter på 500 × 500 m som omfattes av avgrensingen, jf. kap. 2.1.1. For å vurdere hvilke variabler som i størst grad predikerer hvor fremmede arter finnes innenfor definisjonsområdet brukte vi modellens «out-of-bag»-feil (OOB)¹. OOB brukes til å finne de ulike prediktorenes bidrag i modellen (Janitzka & Hornung 2018). Videre beregnet vi sannsynligheten for fremmede arter innenfor alle eksisterende (Naturbase, NiN-kartlagte mv., se kap. 2.2) og potensielle polygoner innenfor alle 400 overvåkingslokaliteter. Dette gjorde vi ved å summere alle pikselverdiene (0–100 % sannsynlighet) fra prediksjonsmodellen for hver polygon.

¹ Out-of-bag-feil er en metode for å måle prediksjonsfeilen i beslutningstrær og andre maskinlæringsmodeller som bruker bootstrap-aggregering («bagging» på engelsk) på observasjonsdata. OOB representerer en gjennomsnittlig prediksjonsfeil i hvert treningspunkt x_i , og bruker bare de regresjonstrærne som ikke hadde x_i i bootstrap-aggregeringen. Disse treningspunktene tillater da at man kan definere et estimat for forbedring av prediksjonens ytelse ved å evaluere prediksjonene på observasjonene som ikke ble brukt i bygningen til andre regresjonstrær.

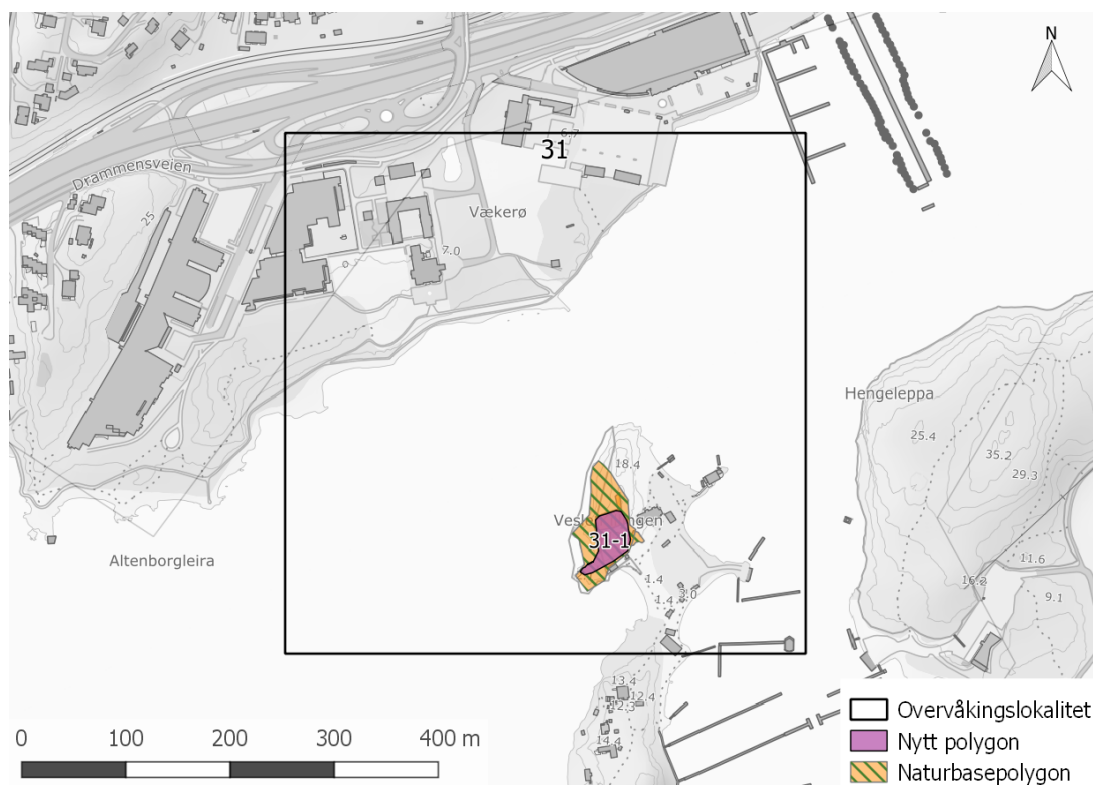
3 Resultater

3.1 Antall forekomster og areal av naturtypen

Av de 80 lokalitetene lå 38 i indre Oslofjord, 18 i midtre og 24 i ytre Oslofjord. Eksisterende naturtypeforekomster var registrert i 31 lokaliteter (20, 4 og 7 i hhv. indre, midtre og ytre), og ved flyfototolkninger avgrenset vi i tillegg 72 potensielle polygoner i 35 lokaliteter (hhv. 21, 6 og 8), slik at totalt 48 lokaliteter ved skrivebordet ble avgrenset som ja-lokaliteter. På grunn av tidsbegrensninger i felt ble i alt 11 ja-lokaliteter ikke feltinventert, og to ja-lokaliteter ble ikke fullstendig kartlagt. I alt 69 av 80 lokaliteter inngår derfor i 2020-datasettet.

Totalt var det registrert 85 eksisterende naturtypeforekomster (basert på Naturbase, innsynsløsning, ARKO-data, heretter kalt Naturbase) fordelt på 31 av de 80 overvåkingslokalitetene, men en del overlappet, slik at antallet unike forekomster var 70.

Vi feltundersøkte 52 av de 70 eksisterende forekomstene. Vi avgrenset 29 unike polygoner med åpen grunnlendt kalkmark hvorav fire eksisterende Naturbase-polygoner ble splittet i to. Med andre ord ble 27 eksisterende Naturbase-polygoner forkastet, mens de øvrige 25 ble beholdt (sannsynlighet for avgrensning: 0,48). I gjennomsnitt dekket den avgrensede polygonen 95,6 % av eksisterende Naturbaseareal (31,7–167,5 %). Med andre ord ble en polygonene i gjennomsnitt avgrenset omtrent likt, men en del polygoner avgrenset større enn tidligere, mens mange også ble avgrenset mindre (**Figur 7**).



Figur 7. Eksempel på avgrensning av polygon i et eksisterende Naturbasepolygon. Her fra Killingen i Indre Oslofjord.

De 27 eksisterende Naturbase-forekomster som ikke ble avgrenset som åpen grunnlendt kalkmark, ble forkastet av ulike årsaker, som ikke var gjensidig utelukkende:

- feil naturtype: i Grenland var det ofte kalkberg innenfor naturtypeforekomstene, mens i indre og midtre Oslofjord varierte det noe (skogsmark, strandberg, kalkberg mv.), (se f.eks. **Figur 8**), og/eller
- for lite areal av åpen grunnlendt kalkmark: i disse tilfellene var eksisterende naturtypeforekomster avgrenset så vidt at de i hovedsak dekket andre naturtyper, mens arealet av åpen grunnlendt kalkmark var for lite til å bli avgrenset som egen polygon, og/eller
- arealet av åpen grunnlendt kalkmark var utenfor overvåkingslokaliteten: dette er polygoner der eventuelt areal med åpen grunnlendt kalkmark ligger utenfor den gitte overvåkingslokaliteten.



Figur 8. Her var det registrert en forekomst av åpen grunnlendt kalkmark i Naturbase. Brønnøya, Asker. Foto: M. Evju.

Vi feltundersøkte 45 av de 72 potensielle forekomstene og avgrenset totalt fem polygoner (sannsynlighet for avgrensing: 0,11). I gjennomsnitt dekket den avgrensede polygonen 146,5 % av potensielt avgrenset areal (65,2–316,9 %). To av disse nye polygonene var innenfor overvåkingslokaliteter med eksisterende Naturbase-forekomster (Lindøya og Hovedøya i Oslo), mens de tre øvrige var i lokaliteter uten allerede kartlagte forekomster (Langøya i Bamble, og Langøya i Re, begge innenfor verneområder). Det var ulike årsaker til at potensielle polygoner ikke ble avgrenset:

- feil naturtype: en del av de oppsøkte forekomstene viste seg å være f.eks. skrotemark, hogstflater eller åpen grunnlendt mark, men på kalkfattig eller intermediær berggrunn.
- for lite areal av åpen grunnlendt kalkmark: i en del tilfeller var det åpen grunnlendt kalkmark til stede, men med så lite areal at minstekravet til polygonstørrelse ikke var oppfylt.

Datasettet for 2020 består av 34 polygoner innenfor 18 av de 69 undersøkte lokalitetene, hvorav 22 polygoner (i 11 lokaliteter) i indre Oslofjord, åtte polygoner (i fire lokaliteter) i midtre Oslofjord og fire polygoner (i tre lokaliteter) i ytre Oslofjord.

I gjennomsnitt var det 0,56 polygoner per lokalitet (95 % konfidensintervall: 0,35–0,79). Forventet antall polygoner av naturtypen i definisjonsområdet er med andre ord 469 (95 % konfidensintervall: 292–666).

I gjennomsnitt var det 1263 m² av naturtypen innenfor hver overvåkingslokalitet (95 % konfidensintervall: 649–1999 m²). Forventet totalt areal av naturtypen i definisjonsområdet er med andre ord 1,05 km² (95 % konfidensintervall: 0,52–1,65 km²).

Basert på de estimerte dataene var det 24 lokaliteter med polygoner av åpen grunnlendt kalkmark i årets 80 lokaliteter (prevalens: 0,3). Vi kan derfor forvente at forekomstene av åpen grunnlendt kalkmark befinner seg innenfor totalt 249 lokaliteter i definisjonsområdet (95 % konfidensintervall: 167–333).

3.2 Artsmangfold og tilstand

Totalt registrerte vi forekomster av 256 arter av karplanter i de 34 polygonene i årets feltarbeid, hvorav 48 habitatspesialister (**Vedlegg 1**), 24 rødlistearter (én sterkt truet (EN), 11 sårbare (VU) og 12 nær truede (NT)) og 36 arter med stor økologisk risiko (22 svært høy risiko (SE), ni høy risiko (HI) og fem potensielt høy risiko (PH); **Figur 9**). I gjennomsnitt var det 23 funn av 4,3 rødlistede arter og 20 funn av 5,2 fremmede arter per polygon (**Tabell 2**). De vanligste rødlisteartene var ask *Fraxinus excelsior* (28 polygoner), nikkesmelle *Silene nutans* (19), knollmjørdurt *Filipendula vulgaris* (18) og aksveronika *Veronika spicata* (15). De vanligste fremmede artene var blankmispel *Cotoneaster lucidus* (21 polygoner), sprikemispel *C. divaricatus* (18), gravbergknapp *Phedimus spurius* (18) og vårpengeurt *Noccaea caerulea* (15).

I alt 214 ulike karplantearter ble registrert i vegetasjonsrutene, og 97 arter ble registrert med systematiske søk (inkl. krysslister). Av de 24 rødlisteartene og 36 fremmede artene ble hhv. 13 og 17 arter bare registrert med systematiske søk (altså ikke i vegetasjonsrutene). Med andre ord ble 54 % av de rødlistede karplantene og 47 % av de fremmede artene kun registrert med systematisk søk i polygonene.



Figur 9. Russesvalerot *Vincetoxicum rossicum* er en av de fremmede artene med svært høy risiko (SE) som ble registrert i årets feltarbeid.

Polygonene varierte med hensyn på artsrikdom og dekning av karplanter, og med hensyn på ulike variabler knyttet til tilstand og påvirkninger (**Tabell 2**). For eksempel varierte gjennomsnittlig dekning av fremmede arter i 5-m-sirkler rundt vegetasjonsrutene fra 0 til 47 % mellom de ulike polygonene.

Tabell 2. Artsmangfolds- og tilstandsvariabler fra overvåkingslokalitetene, beregnet per polygon, enten fra vegetasjonsrutene (0,5 × 0,5 m) eller fra sirklene rundt (5 m-radius), eller på polygonnivå.

Variabel	Gjennomsnitt	Standardavvik	Minimum	Maksimum
Ruter				
Antall arter	9,6	2,4	4,6	12,6
Feltsjikt (%)	39,1	16,1	9,0	71,0
Sirkler				
Tresjikt (%)	7,4	6,2	0,1	21,6
Busksjikt (%)	11,6	9,1	0,8	33,0
Vedplanter i feltsjikt (%)	5,0	5,5	0,0	21,2
Fremmede arter (%)	8,6	11,6	0,0	47,4
Nakent berg (%)	11,9	15,1	0,0	68,2
Slitasje (%)	7,9	13,0	0,0	45,3
Polygon				
Areal (m ²)	1179	1143	255	5551
Areal innenfor (m ²)	866	709	255	3571
Antall rødlistearter	4,3	2,0	0	10
Mengde rødlistearter ¹	22,6	23,1	0	101
Antall fremmede arter	5,2	3,2	0	11
Mengde fremmede arter ¹	20,2	18,4	0	88

¹ Summert antall observasjoner av alle hhv. rødlistede og fremmede karplantearter (med stor økologisk risiko; SE, HI og PH) registrert med systematisk søk gjennom polygonen.

Antall arter i vegetasjonsrutene (0,5 × 0,5 m) var signifikant lavere der dekningen av fremmede arter var høy (**Tabell 3**). Det var ingen effekt av slitasje, dekning av busk- og tresjikt eller polygonareal på antall arter i rutene. Videre var det en tendens til at antall arter i polygonene var lavere der dekningen av fremmede arter var høy (**Tabell 3**), men det var ingen sammenheng mellom antall arter i polygonene og slitasje, dekning av busk- og tresjikt eller polygonareal. Det var heller ingen sammenheng mellom antall rødlistearter i polygonene og de ulike tilstandsvariablene.

Ordinasjonsanalysen viste at artssammensetningen i vegetasjonsrutene (0,5 × 0,5 m) var signifikant forskjellig i de tre regionene ($F = 2,629$, $p = 0,001$) (**Figur 10A**). Ordinasjonsakse 1 var signifikant korrelert med areal av åpen grunnlendt kalkmark (areal innenfor lokalitet), og begge aksene var signifikant korrelert med slitasje og dekning av fremmede arter, men ikke dekning av busk- og tresjikt (**Tabell 4**, **Figur 10B**). Artene så ut til å fordele seg langs en gradient i jorddybde fra grunn jord til dypere jord (ordinasjonsakse 1) og med en biogeografisk komponent (fra indre til midtre/ytre) langs ordinasjonsakse 2 (**Figur 10C**).

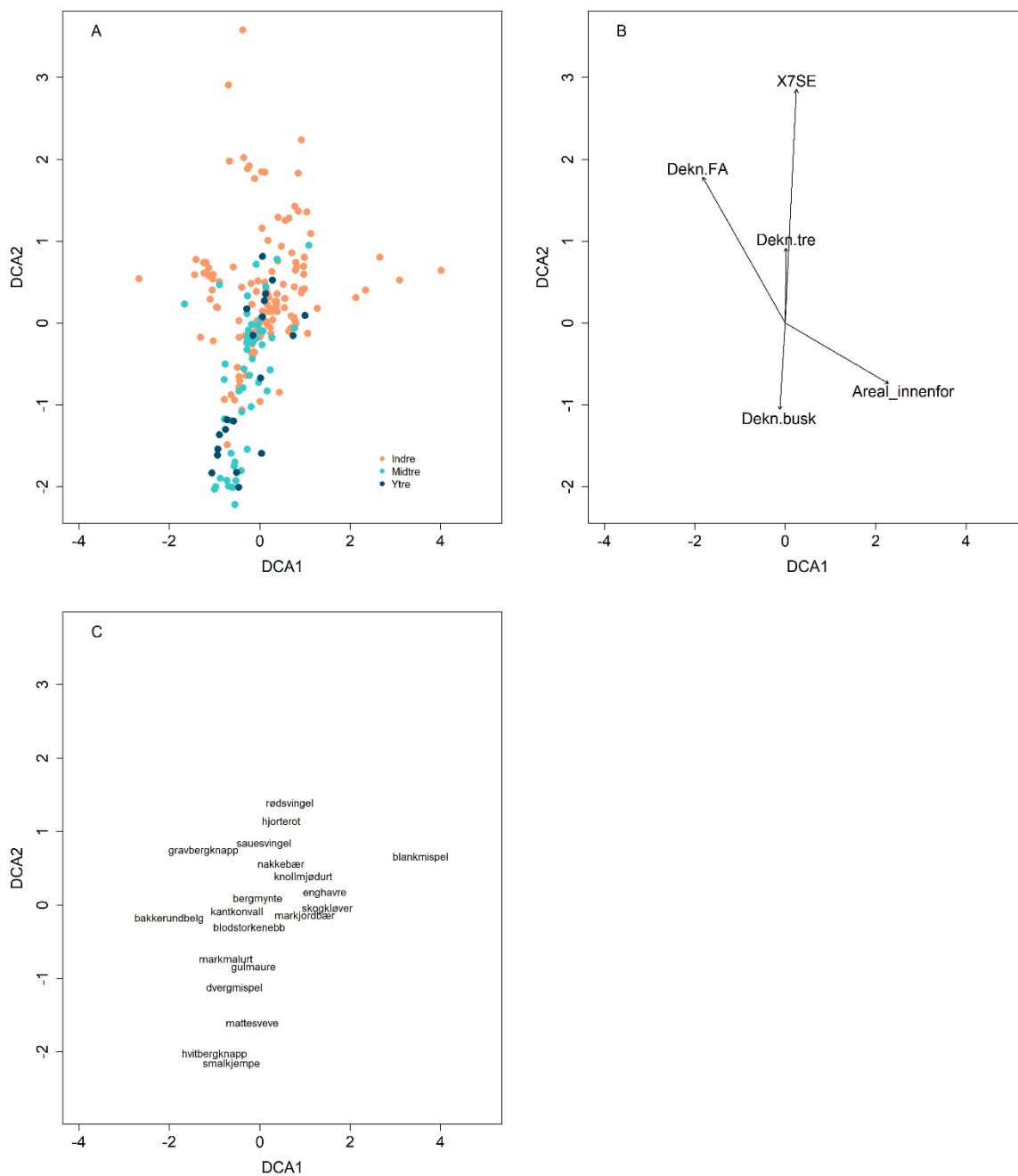
For lokalitetene med flere polygoner var det signifikant forskjell i artssammensetning mellom polygoner innad på lokaliteten for fem av ni lokaliteter ($p < 0,05$ for alle analyser), og en tilsvarende tendens ($p = 0,06$) på én lokalitet.

Tabell 3. Estimat, standardfeil og signifikans for antall arter i vegetasjonsruter, antall arter i polygoner og antall rødlistearter i polygoner som funksjon av areal, slitasje, dekning av busk- og tresjikt og dekning av fremmede arter, gitt ved miksede modeller. $\cdot p < 0,1$, $*p < 0,05$, $**p < 0,01$, $***p < 0,001$.

Variabel	Estimat	Standardfeil	Sign.
Antall arter i ruter			
Areal innenfor (m ²)	0,279	0,550	
Slitasje (%)	-0,002	0,016	
Busksjikt (%)	-0,005	0,018	
Tresjikt (%)	-0,014	0,024	
Fremmede arter (%)	-0,051	0,018	**
Antall arter i polygoner			
Areal innenfor (m ²)	0,271	0,598	
Slitasje (%)	0,053	0,031	
Busksjikt (%)	0,006	0,047	
Tresjikt (%)	-0,071	0,068	
Fremmede arter (%)	-0,066	0,037	.
Antall rødlistearter i polygoner			
Areal innenfor (m ²)	0,066	0,129	
Slitasje (%)	0,009	0,006	
Busksjikt (%)	-0,014	0,010	
Tresjikt (%)	-0,006	0,015	
Fremmede arter (%)	0,005	0,007	

Tabell 4. Korrelasjonskoeffisient (Kendalls τ) og signifikans for sammenhengen mellom areal, slitasje, dekning av busk- og tresjikt og dekning av fremmede arter og de to ordinasjonsaksene. $\cdot p < 0,1$, $*p < 0,05$, $**p < 0,01$, $***p < 0,001$.

Variabel	DCA1	Sign.	DCA2	Sign.
Areal innenfor	0,117	*	0,006	
Slitasje (%)	0,230	***	0,376	***
Busksjikt (%)	-0,049		-0,041	
Tresjikt (%)	-0,035		-0,024	
Fremmede arter (%)	-0,127	**	0,153	**

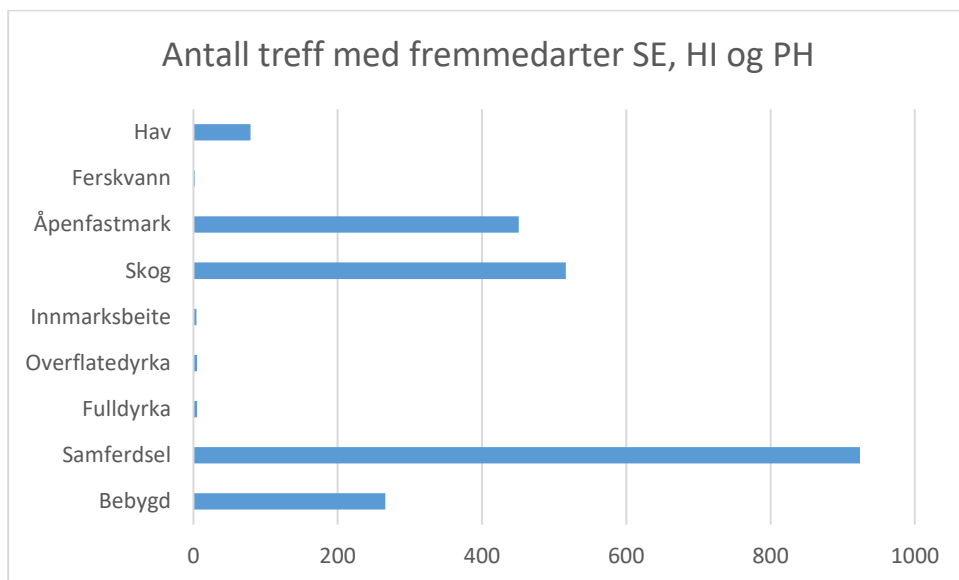


Figur 10. DCA («detrended correspondence analysis») ordinasjon av artssammensetning i rutene. Figuren viser rutenes plassering langs ordinasjonsaksene, fordelt på vegetasjonsruter i indre (oransje), midtre (lyseblå) og ytre (mørkeblå) Oslofjord (A), sammenhengen mellom ordinasjonsaksene og tilstandsvariablene (B) og artenes optimaspunkt i den samme ordinasjonen (her representert ved de vanligste artene) (C). Plasseringen av noen artsnavn er litt justert for å unngå overlapp og øke lesbarheten. Dekn.FA = dekning fremmede arter, Dekn.tre = dekning tresjikt, Dekn.busk = dekning busksjikt, X7SE = dekning av slitasje, Areal_innenfor = areal av polygonen innenfor overvåkingslokaliteten.

3.3 Sannsynlighet for invasjon av fremmede arter

3.3.1 Fremmede karplantearter i ulike arealklasser

Analysen av registreringer av fremmede arter i Artskart/GBIF i det undersøkte området viser at arealer med samferdsel inneholder mest fremmede arter, etterfulgt av skog, åpen fastmark og bebygde områder (**Figur 11**).



Figur 11. Sammenheng mellom AR5-klasser og fremmedartsregistreringer fra Artskart/GBIF (presisjon ≤ 5 m) i de 80 overvåkingslokalitetene for 2020.

3.3.2 Resultater fra prediksjonsmodellen

De tre variablene som bidro mest til å predikere mengde fremmede arter i hele definisjonsområdet var avtagende trekroneareal, økende vestvendthet og økende helning (**Tabell 5**). Dette virker fornuftig ut fra at de fleste fremmede karplantearter er lyselskende og unngår skog og trær. De nest viktigste prediktorene var økende verdier av kurvaturindekser (knyttet til flere små forsenkninger og forhøyninger i terrenget) og avtagende høyde over havet. Dette må ses i sammenheng med hvordan definisjonsområdet er avgrenset i utgangspunktet. For eksempel vil alle de predikerte arealene ligge langs kysten og ikke ha så stor variasjon i høyde over havet. Det at så mange terrengvariabler slår ut som viktige i modellen, kan tolkes som at terrengvariasjon skaper flere habitater for fremmede karplanter. Økende areal med sørvendthet bidrar også signifikant til modellen, i tillegg til økende arealer med vestvendthet, og kan tolkes dithen at mange av de fremmede artene ser ut til å trives i varme skråninger.

Tabell 5. Variabler som bidrar mest i prediksjonsmodellen. Disse er «out-of-bag» (OOB) verdier, se (Janitza & Hornung 2018). Om variablene øker eller avtar med høyere prediksjon av fremmede arter er beskrevet i parentes

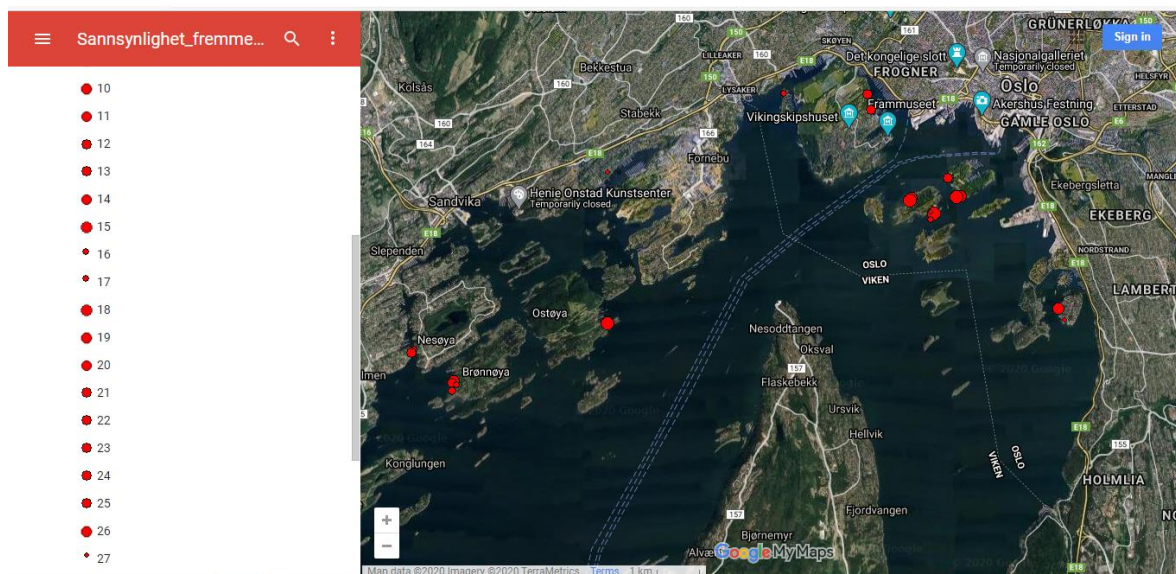
Navn	Variabel viktighet - OOB
Trekronereareal >2m	4,433 (avtagende)
Vestvendthet	4,338 (økende)
Helning	4,263 (økende)
Profilkurvatur	3,727 (økende)
Plankurvatur	3,374 (økende)
Bygninger	3,079 (økende)
Sørvendthet	2,916 (økende)
Bakketoppindeks	2,332 (økende)
Høyde over havet	1,595 (avtagende)
Samferdsel	0,740 (økende)
Skog	0,451 (avtagende)
Kalkrikhet	0,405 (økende)
Åpen fastmark	0,102 (økende)
Helningsretning	0
Landskapstyper	0
Bebyggelse	0
Jordbruk	0
Fulldyrka	0
Overflatedyrka	0
Innmarksbeite	0
Myr	0
Ferskvann	0
Hav	0

Prediksjonsmodellen predikerer sannsynlighet for forekomst av fremmede arter for hver 1 × 1 m-piksel innenfor hver overvåkingslokalitet. For hver polygon beregnet vi sannsynligheten for forekomst av fremmede arter som summen av prediksjonsverdiene for alle 1 × 1 m-piksler i hver polygon. Sannsynligheten varierte mellom polygonene kartlagt i 2020 (**Figur 12**). De summerte prediksjonsverdiene for hver polygon vises i innsynsløsningen:

<https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1pYh8f0Pq9mY7oyipRC2pn2pHfalXM3qr&usp=sharing>

Legenden viser løpenummer for hver polygon, og trykker en på sirkelen, får en informasjon om summert prediksjonsverdi (over hele polygonens areal; sum) og arealkorrigert prediksjonsverdi (summert prediksjonsverdi delt på areal; Korrigert). Jo større sirkel, jo større sannsynlighet for invasjon av fremmede arter i disse polygonene (se eksempel i **Figur 12**). Resultatet viser en viss geografisk forskjell mellom indre, midtre og ytre Oslofjord, der invasjonsfaren er størst i indre Oslofjord. Prediksjonsmodellen viser også nokså store lokale forskjeller.

Validering mot feltinnsamlede data viste en signifikant sammenheng mellom prediksjonsmodellens predikerte verdier og mengde fremmede karplantearter ($\tau = 0,314$, $p = 0,010$) og antall fremmede arter ($\tau = 0,285$, $p = 0,024$) registrert med systematisk søk i felt. Det var også en signifikant sammenheng med antallet arter registrert i felt og predikerte verdier. Dekning av slitasje viste også signifikant sammenheng med prediksjonsmodellen ($\tau = 0,273$, $p = 0,023$). Indikatoren «dekning fremmede arter» registrert i 5-m-sirkelene rundt vegetasjonsrutene viste ingen signifikant korrelasjon med modellen, selv om det innenfor polygonene var en signifikant sammenheng mellom dekning av fremmede arter i vegetasjonssirkelene og mengde fremmede arter registrert med systematisk søk ($\tau = 0,361$, $p = 0,004$).



Figur 12. Skjermdump fra innsynsløsning over invasjonspotensial for fremmede arter i polygoner av åpen grunnlendt kalkmark, her i indre Oslofjord. Størrelsen på prikkene viser invasjonspotensial fra fremmede arter inn i de kartlagte polygonene ifølge prediksjonsmodellen. Mer informasjon gis hvis man trykker på prikkene i kartet.

Vi har benyttet denne modellen for å predikere verdier for mengden av fremmede arter i andre polygoner med åpen grunnlendt kalkmark enn de vi analyserte i 2020. Polygonene vi brukte, er eksisterende polygoner i Naturbase og fra NiN-kartleggingen 2018 og 2019 innenfor definisjonsområdet vårt. I tillegg kommer 208 polygoner som har potensial for å inneholde åpen grunnlendt kalkmark ut fra en vurdering av detaljerte flyfoto. Resultatet er vist i https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1cwfQi2uSn_RgyJh6szDI5nZ5OmuBG-lb&usp=sharing. Størrelsen på prikkene reflekterer predikerte mengder fremmede arter (korrigert for areal). Verdiene for polygonene viser ingen tydelige geografiske mønstre, men stor variasjon i henhold til polygonenes terrengmessige posisjon, jf. hvilke prediktorer som tillegges stor vekt i modellen (jf. Tabell 5).

I hvilken grad modellen faktisk predikerer mengde fremmedarter på en god måte, kan valideres ut fra feltbasert datainnsamling fra flere polygoner. Det er også mulig å styrke modellen ved å innføre flere prediktorvariabler. Variabler som beskriver avstanden til ulike fenomener som hager, bymessig bebyggelse, industri og andre former for menneskelig aktivitet som kan bidra til å skape spredningssentra for fremmede arter, kan være interessante. De ulike fremmede artene som opptrer i åpen grunnlendt kalkmark viser imidlertid ulike tilpasninger til spredning, og ulike faktorer kan derfor påvirke enkeltartene ulikt.

Hensikten med å prøve prediksjonsmodellering var å søke å finne hvilke faktorer man bør registrere for å forstå i hvilken grad en gitt forekomst av åpen grunnlendt kalkmark er truet av invasjon av fremmede arter. I denne versjonen gir modellen kanskje ikke klare resultater som kan anvendes forvaltningsmessig. Sammenhengen med kronedekke indikerer at økende mengde av fremmedarter ikke er knyttet til gjenvoksning av tidligere åpne kalkområder, men at det tvert imot er de åpne områdene som er mest utsatt. Dette er samtidig ofte de mest verdifulle forekomstene av åpen grunnlendt kalkmark. Responsen på terrengvariable (sørvendte, vestvendte og relativt bratte områder mest utsatt) kan gi en pekepinn om i hvilke typer områder det er viktigst å bekjempe fremmede arter. En videre utvikling av modellen er imidlertid nødvendig for ytterligere å belyse dette.

4 Diskusjon

4.1 Resultater 2020

Dersom overvåkingen av åpen grunnlendt kalkmark etableres, utgjør disse resultatene første år i første omløp av denne overvåkingen. Resultatene av årets kartlegging tilsier at åpen grunnlendt kalkmark forekommer i ca. 30 % av alle overvåkingslokalitetene i definisjonsområdet, med i overkant av 450 polygoner totalt (290–665) og et samlet areal på bare rett over 1 km² (95 % konfidensintervall: 0,56–1,66 km²). Dette samsvarer godt med tidligere beregninger (Bakkestuen et al. 2014), men er noe lavere enn arealestimatene i siste rødliste for naturtyper 2018 (Evju et al. 2018a). Estimaten er usikre da de både bygger på beregninger i ikke-kartlagte ja-lokaliteter og er basert på et lavt antall lokaliteter med funn.

Resultatene viser at artsrikdom på rutenivå samvarierer negativt med dekningen av fremmede arter – der det er mange fremmede arter, er artsrikdom lavere (**Figur 13**). Dette understreker den store påvirkningen som fremmede arter har på naturtypen. I de enkle analysene av årets data fant vi ingen andre sammenhenger mellom andre tilstandsvariabler og artsmangfold, men relativt stor variasjon i både tilstandsvariablene og artsmangfoldet både mellom vegetasjonsruter innen en polygon og mellom polygoner. Dekningen av busker og trær var generelt lav i de avgrensede polygonene (**Tabell 2**), men med noen mer gjengrodde polygoner. Resultatene tyder på at gjengroing per nå ikke påvirker artsmangfoldet i de undersøkte polygonene – som også kan skyldes at svært gjengrodde arealer ikke har blitt avgrenset i årets feltarbeid. Imidlertid er det høy grad av samvariasjon mellom dekning av fremmede arter og dekning av busksjikt (**Figur 6**), som skyldes at mange av de fremmede artene er busker, særlig mispelarter *Cotoneaster* spp. Dette betyr at en del av gjengroingseffekten kan fanges opp av fremmedartsdekning. Polygonareal samvarierte heller ikke med artsrikdom på rutenivå. Tidligere analyser av data fra åpen grunnlendt kalkmark har vist at artsrikdom av habitatspesialister på rutenivå øker med økende polygonstørrelse (Evju & Sverdrup-Thygeson 2016).

Det ble registrert rødlistede karplanter i alle unntatt én polygon, i gjennomsnitt litt over fire arter per polygon (**Figur 14**). En del funn var av arter som ikke hører spesifikt til i naturtypen, som alm og ask, men for mange av de registrerte rødlisteartene utgjør åpen grunnlendt kalkmark et viktig, om ikke kritisk, leveområde for arten i Norge (Framstad et al. 2020).



Figur 13. Filtarve *Cerastium tomentosum* (svært høy risiko; SE) er en av de fremmede artene som kan danne store bestander i åpen grunnlendt kalkmark og bidra til lavere artsrikdom. Bygdøy, Oslo. Foto: M. Evju.



Figur 14. Knollmjørdurt *Filipendula vulgaris* (nær truet, øverst til venstre), aksveronika *Veronica spicata* (sårbar, øverst til høyre), smaltimotei *Phleum phleoides* (sårbar, nederst til venstre) og stjerne-tistel *Carlina vulgaris* (nær truet, nederst til høyre) er noen av de rødlistede habitatspesifikke karplantene som finnes i åpen grunnlendt kalkmark. Foto: S.L. Olsen.

Arealtypene med flest fremmede karplantearter med stor økologisk risiko (SE-, HI- og PH-arter) innenfor de 80 overvåkingslokalitetene er samferdsel, skog og åpen fastmark. Dette stemmer godt overens med fremmede arters preferanse for områder preget av menneskelig aktivitet (Olsen et al. 2017). Prediksjonsmodellen viser en viss geografisk variasjon i sannsynlighet for forekomst av fremmede arter, men også stor lokal variasjon (**Figur 12**).

4.2 Anbefalinger for videre overvåking

4.2.1 Avgrensning av polygoner: eksisterende og potensielle polygoner

Erfaringen fra årets feltarbeid viste at eksisterende Naturbase-forekomster ikke nødvendigvis gir et godt grunnlag for å predikere forekomst av åpen grunnlendt kalkmark etter kriteriene i dette overvåkingsopplegget. Vi sjekket ut et stort antall Naturbase-forekomster som ikke tilfredsstilte kriteriene for avgrensning av åpen grunnlendt kalkmark. Samtidig viser våre resultater at ukartlagte forekomster finnes – også i umiddelbar nærhet til eksisterende forekomster.

Vi avgrenset 72 potensielle polygoner gjennom analyser med flyfoto, berggrunnskart og topografiske kart i GIS før feltarbeidet, hvorav 33 polygoner lå i lokaliteter uten eksisterende naturtypeforekomster (18 ulike lokaliteter). Av de feltundersøkte potensielle polygonene viste kun fem seg å være reelle; to i lokaliteter med eksisterende forekomster og tre i lokaliteter uten. Totalt utgjør ikke-kjente polygoner 15 % av årets datasett. Selv om det er en avveining hvor mye tid en skal bruke på å oppsøke potensielle polygoner, viser årets feltarbeid det er mørketall også for åpen grunnlendt kalkmark, og vi mener potensielle polygoner bør oppsøkes også videre i omløpet. Årets arbeid har gitt erfaringer med flybildetolkning. Et grundigere forarbeid, der en bruker artsdata fra GBIF, erfaring fra kjentfolk og supplerende flybildetolkninger, kan bidra til å at avgrensningen av potensielle polygoner i GIS blir mindre inkluderende i de resterende 320 overvåkingslokalitetene. I en del verneområder er naturtypekartleggingen mangelfull, og slike områder kan være særlig aktuelle å være oppmerksomme på når potensielle polygoner avtegnes.

Uansett vil det kreves feltbesøk av et stort antall overvåkingslokaliteter i overvåkingens første omløp. Avgrensning av polygoner er til tider svært tidkrevende (**Vedlegg 3**). Det er en faglig utfordring å sette skillene mellom to naturtyper i natur med glidende overganger. I store, topografisk varierte og komplekse polygoner er det også en logistisk utfordring. I årets feltarbeid har vi brukt ekstra tid på å kalibrere feltpersonell, slik at vi sikrer at en polygon vil bli avgrenset mest mulig likt uavhengig av hvem som gjør jobben. Det er viktig å gjøre så grundig grunnarbeid som mulig nå, slik at grunnlaget for neste omløp er godt.

Vi forventer mindre arbeid med avgrensning av polygoner i overvåkingens andre omløp, dvs. når de 400 overvåkingslokalitetene oppsøkes for andre gang. For videre omløp må det registreres endringer av polygonenes størrelse, da i hovedsak knyttet til arealinngrep, og i noen tilfeller knyttet til gjengroing til skog.

4.2.2 Planlegging av feltlogistikk

På grunn av sen oppstart av prosjektet i forhold til feltsesongen ble logistikken for årets feltarbeid planlagt parallelt med gjennomføringen, noe som førte til unødvendig mye tidsbruk på tilpasning av apper til feltarbeid, vi fikk ikke kontaktet grunneiere på alle lokaliteter der det var nødvendig. I tillegg utnyttet vi ikke mulighet til å f.eks. å feltinventere nabolokaliteter som hører til ulike år i omløpet.

Ved å tilrettelegge hele datasettet for overvåking (400 overvåkingsruter, kategorisert i ja- og nei-ruter og fordelt på årene i omløpet) kan feltlogistikken planlegges på en måte som kan spare tid. Dette inkluderer:

- noen «clustere» av lokaliteter som tilhører ulike år i omløpet kan oppsøkes samtidig uten at det undergraver muligheten til å lage forventningsrette estimer for hvert år i omløpet. Dette sparer reisetid, særlig for lokaliteter med lang reisetid og komplisert logistikk (eksempelvis øyer som krever båttransport).
- kontakt med grunneiere med brev og oppfølgende telefonsamtaler, gjerne med avtale om tidspunkt for feltarbeid. Dette er tidkrevende og må starte i god tid før feltarbeidet, senest i april.

- mange øyer har ferdselsforbud til og med 15. juli, og feltplanen må ta høyde for dette. Leie av båt, samt logistikken som følger med feltarbeid fra båt (båt plass, -slipp, sikkerhet i felt) må planlegges i god tid, og det bør undersøkes mulighet for overnatting på øyene for å spare reisetid.
- tilrettelegging av datasett for apper (Survey123 eller lignende for vegetasjonsrutedata, Collector eller lignende for avgrensning av polygoner og innhenting av artsforekomstdata) må gjøres i god tid før feltarbeidet, og appene må testes ut før feltarbeid for å unngå feil og dobbeltarbeid i felt.

Vi anbefaler å starte feltplanlegging senest i april, se også kap. 4.2.3. Estimater for tidsbruk finnes i **Vedlegg 3**.

4.2.3 Feltprotokoll og overvåkingsindikatorer

Feltprotokollen for innsamling av data fra polygonene er svært omfattende, men gir et godt grunnlag for å vurdere artsmangfold og økologisk tilstand på lokalitetene (se også kap. 4.3). Vegetasjonsruter gir en god kobling mellom overvåkingen, Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) og Fagsystem for økologisk tilstand. Overvåkingsdesignen og indikatorene er også godt egnet til å vurdere effekten av forvaltningstiltak på naturtypen. Det er imidlertid slik at naturtypen inneholder et betydelig våraspekt (mange arter som kun forekommer tidlig i vekstsesongen). Ideelt sett burde hver polygon oppsøkes to ganger i løpet av vekstsesongen, men av logistiske årsaker vil dette være vanskelig, og tidlig feltinventering, dvs. mai-juni, bør prioriteres. For øyer med ferdselsforbud bør feltinventering gjennomføres så raskt som mulig etter 15. juli.

Selv om dekning av fremmede arter i sirklene samvarierer med mengde fremmede arter registrert med systematisk søk, ser vi at det systematiske søket etter rødlistede og fremmede arter er et nødvendig supplement til ruteanalyser for å få et godt bilde av forekomsten av slike arter innenfor polygonene. Om lag halvparten av de rødlistede og fremmede karplantearter ble bare registrert ved systematiske søk (ikke i ruteanalysene). Spesielt for å planlegge tiltak som fjerning av fremmede arter, er det viktig med en god oversikt over hvilke fremmede arter som dominerer i naturtypepolygonene. Da er dekningsvariabelen ikke tilstrekkelig.

Selv om man får informasjon om alle arter i vegetasjonsrutene, så vil supplerende dataregistrering være nødvendig for å fange opp lavfrekvente arter. Vi ser imidlertid noen ulemper med å registrere kun fremmede arter med økologisk risiko i de supplerende registreringene. Vi mister informasjon om andre arter som potensielt kan utgjøre et problem i naturtypen. Dette kan være arter som ikke er risikovurdert i Fremmedartslista, som syrin *Syringia vulgaris*, eller arter som er vurdert å ha lav økologisk risiko, som takløk *Sempervivum tectorum* (lav økologisk risiko; LO), som opptrer i naturtypen og som kan ha potensielt negativ effekt på habitatspesifikke arter. Datasettet fra overvåkingen i 2020 bør brukes for å lage en liste over slike problemarter som bør registreres særskilt i framtidig overvåking.

Gjennom å registrere flere enn bare høyrisikoarter vil overvåkingen av naturtypen bidra med verdifull informasjon til revisjoner av risikovurderinger av fremmede arter. Å skulle registrere alle arter med systematisk gange vil imidlertid være tidkrevende. Vi foreslår derfor at problemarter registreres enten med

- kryssliste per polygon (jf. kryssliste for habitatspesialister)
- dekning av problemarter og notering av artsidentitet innenfor 5-m-radius rundt vegetasjonsrutene, jf. feltprotokoll for f.eks. semi-naturlige naturtyper i ANO (Tingstad et al. 2019)

Hvis variasjonen innenfor lokaliteter er mindre enn variasjonen mellom lokaliteter, kunne en tenke seg at man ikke trenger å feltinventere alle polygoner innenfor en lokalitet med

vegetasjonsruter. De foreløpige analysene av vegetasjonssammensetning tyder imidlertid på at den romlige likheten i vegetasjonssammensetning mellom polygoner innenfor en overvåkingslokalitet i mange tilfeller ikke er mindre enn mellom polygoner i ulike overvåkingslokaliteter (jf. kap. 3.2). Vi anbefaler derfor å gjennomføre vegetasjonsruteanalyser i alle polygoner også de neste årene.

Vi anbefaler også at det settes av noe tid i 2021 til å undersøke hvor godt ruter som kun er merket med høypresisjons-GPS lar seg gjenfinne i felt (se **Vedlegg 3**).

4.2.4 Oppsummering

For videre overvåking av åpen grunnlendt kalkmark anbefaler vi:

- Klargjøring av datasettet for hele første omdrev, inkludert vurdering av potensielle polygoner, for å optimalisere feltplanlegging og -gjennomføring
- Oppstart av feltplanlegging senest i april
- Tilrettelegging for all datainnsamling via appene Survey123 og Collector, i god tid før felt-sesongen
- Videreføring av registrering etter årets metodikk
- Utvikling av en variabel for dekning av problemarter, med en forhåndsdefinert liste over problemarter i naturtypen, som er åpen for videreutvikling etter hvert som man samler seg erfaring med naturtypen
- Øremerking av tid til å undersøke hvor godt høypresisjons-GPS-merking fungerer ved å gjenfinne et sett 2020-vegetasjonsruter i 2021.

4.3 Indikatorer for vurdering av økologisk tilstand

Den norske handlingsplanen for naturmangfold (Meld. St. 14 (2015-2016)) har som et hovedmål at økosystemene skal ha god tilstand for å kunne bevare biologisk mangfold og levere økosystemtjenester. I arbeidet med utviklingen av Fagsystemet for økologisk tilstand ble det ikke prioritert å utvikle indikatorer for «Naturlig åpne områder under skoggrensa» (Nybø & Evju 2017). Dette hovedøkosystemet består av en rekke ulike – og ganske forskjellige – naturtyper, inkludert åpen grunnlendt mark (T2).

I dette prosjektet er vi bedt om å vurdere hvordan overvåkingen kan levere data til mulige indikatorer for økologisk tilstand og foreslå egnede indikatorer. Oppdraget omfatter ikke å fastsette referanse- og grenseverdier for indikatorene eller å forsøke å beregne økologisk tilstand for åpen grunnlendt kalkmark innenfor definisjonsområdet for overvåking. For en full gjennomgang av fagsystemet, kriterier for valg av indikatorer og fastsetting av referanse- og grenseverdier henviser vi til andre rapporter (Nybø & Evju 2017, Evju et al. 2018b, Nybø et al. 2018, 2019, Tøpper et al. 2018).

Metodikken for datainnsamling på polygonnivå i denne overvåkingen av åpen grunnlendt kalkmark tilsvarer i hovedsak metodikken som brukes for ANO-punkter i den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO; Tingstad et al. 2019), selv om vegetasjonsrutene og sirklene rundt rutene er mindre enn i ANO, for å ta høyde for små polygoner og småskala variasjon innenfor polygonene i åpen grunnlendt kalkmark. Data innsamlet i vegetasjonsruter og sirklene gir imidlertid grunnlag for indikatorer på samme måte som i ANO (**Tabell 6**) og kan også slås sammen med ANO-data for økologisk tilstandsvurderinger basert på et samlet datasett.

Sammensatte karplanteindekser (Tøpper et al. 2018) er enkle å beregne fra data fra vegetasjonsrutene (videre kalt GRUK-vegetasjonsruter). En foreløpig gjennomgang av Ellenbergverdier (M. Evju, upubl. data) viser at habitatspesialister i åpen grunnlendt kalkmark har generelt

høyere Ellenbergverdier for lys og pH og lavere for nitrogen og fuktighet enn generalistarter (arter som forekommer i naturtypen, men som har videre habitatkrav). Ulike påvirkningsfaktorer kan bidra til å endre artssammensetningen i retning av endrede veide gjennomsnittsverdier for en vegetasjonsrute (eller en polygon):

- Nitrogenpåvirkning, enten i form av langtransportert forurensning eller som gjødsling fra fugl (eks. gås eller måker), kan gi seg utslag i en mer nitrogenelskende og høyere vegetasjon (høyere verdier for Ellenberg N, lavere verdier for Ellenberg L)
- Fremmede arter er ofte busker og bidrar til en gjengroing av naturtypen (lavere verdier for Ellenberg L), selv om også stedegne, habitatspesifikke busker forekommer
- Klimaendringer, spesielt i form av økt nedbør i vekstsesongen, kan forventes å bidra til økt gjengroing (lavere verdier for Ellenberg L) og legge til rette for en vegetasjon som er mindre tørketålende (høyere verdier for Ellenberg F)

Presisjonen til de sammensatte karplanteindeksene vil avhenge av kvaliteten til de generaliserte artslistene i NiN. Det er foreløpig ikke utarbeidet generaliserte artsdatalister for T2 Åpen grunnlendt mark i NiN, slik at data fra overvåkingen vil være verdifulle innspill til utarbeiding av slike.

Påvirkningsfaktorene kan også representeres av indikatorer basert på dekningsmål i sirkelen rundt vegetasjonsruten (se **Tabell 6**).

Datainnsamlingen gir også grunnlag for å utvikle indikatorer for artsriktom/-sammensetning for egenskapen Biologisk mangfold, f.eks. basert på antall og mengde av habitatspesialister, eventuelt også rødlistede habitatspesifikke arter, innenfor vegetasjonsrutene. Tidligere analyser har vist at antall habitatspesifikke karplanter per polygon er større i store polygoner og i polygoner som er godt forbundet med andre polygoner (ikke-isolerte; Evju et al. 2015b). Antall arter per vegetasjonsrute er også større i store polygoner, og habitatmengde i landskapet har positiv effekt på artsrikdommen (Evju & Sverdrup-Thygeson 2016, Olsen et al. 2018). Andre påvirkninger, som slitasje og fremmede arter, samt naturlig variasjon i miljøforhold innen og mellom lokaliteter, kan også bidra til å forklare forskjeller i artsriktom og -sammensetning mellom ruter og polygoner. I henhold til Miljødirektoratets instruks for kartlegging av naturtyper (Miljødirektoratet 2020) er terskelverdiene for stort og moderat arts mangfold i en lokalitet hhv. > 11 og $6-11$ habitatspesifikke karplanter i polygonen. Tilsvarende er terskelverdiene for rødlistede habitatspesifikke karplanter « ≥ 4 NT eller ≥ 1 VU/EN/CR» og « $2-3$ NT».

Med bedre data på naturtypens forekomst og mengde i definisjonsområdet (etter første omløp av overvåkingen) bør en også kunne utvikle en indikator for habitatmengde i landskapet. I tidligere arbeid har vi brukt ulike indekser, en konnektivitetsindeks (Evju et al. 2015b) som tar utgangspunkt i antall polygoner, deres størrelse og nærhet til fokuspolygonen, innenfor en radius på 1 km, men også habitatmengde innenfor en 3 km-radius for en fokuspolygon (Evju & Sverdrup-Thygeson 2016).

I henhold til Miljødirektoratets instruks for kartlegging av naturtyper (Miljødirektoratet 2020) skal følgende variabler registreres for å vurdere en lokalitets tilstand: slitasje (7SE), kjørespor (7TK), fremmedartsinnslag (7FA), busksjiktdekning (1AG-B) og menneskeskapt objekter. Slitasje og kjørespor er påvirkningsfaktorer, og vi har ikke foreslått indikatorer for disse påvirkningsfaktorene. Det kan være aktuelt å sette grenseverdier for indikatorer i tråd med denne instruksen (jf. Nybø et al. 2018); f.eks. vil busksjiktdekning > 25 % endre en lokalitets kvalitet fra god til moderat i hht. Miljødirektoratets instruks, og 25 % kan således være en potensiell grenseverdi for god økologisk tilstand.

Tabell 6. Forslag til indikatorer for økologisk tilstand avledet fra data samlet inn gjennom overvåking av åpen grunnlendt kalkmark. Datasett: GRUK-karplanter = artsidentitet og -mengde i vegetasjonsruter, GRUK-dekningsgrad = dekning i sirkler rundt vegetasjonsruter, GRUK-krysslister = krysslister over habitatspesialister, GRUK-rødlistedata = artsidentitet og -mengde i strukturert søk etter rødlistearter, Polygoner i def.området = shapefil over registrerte naturtypeforekomster.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkning	Datasett	Referanse- og grenseverdier
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen	Nitrogentilførsel Klimaendring	GRUK -karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys	Nitrogentilførsel Klimaendring Fremmede arter	GRUK-karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	-		-	
Funksjonelle grupper innen trofiske nivå	Areal uten dekning av tresjikt	Klimaendring	GRUK-dekningsgrad	Må vurderes spesifikt for naturtypen
	Areal uten dekning av busksjikt	Klimaendring Fremmede arter	GRUK-dekningsgrad	Må vurderes spesifikt for naturtypen
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	-		-	
Landskaps-økologiske mønstre	Konnektivitet	Arealendringer	Polygoner i def.området	Må vurderes spesifikt for naturtypen
Biologisk mangfold	Areal uten fremmede plantearter med stor økologisk risiko	Fremmede arter med stor økologisk risiko (SE, HI, PH) ¹	GRUK-dekningsgrad	Ref: 100 % Grense: 90 %, jf. andre HØS
	Artsrikdom og/eller artssammensetning av habitatspesifikke karplanter	Arealendringer Slitasje Klimaendringer Fremmede arter	GRUK-karplanter, GRUK krysslister	Må vurderes spesifikt for naturtypen
	Areal uten problemarter	Klimaendring Slitasje Arealendringer	GRUK-dekningsgrad, dersom det utvikles en liste over problemarter	Må vurderes spesifikt for naturtypen
	Artsrikdom og/eller artssammensetning av habitatspesifikke	Arealendringer Slitasje Klimaendringer Fremmede arter	GRUK-karplanter, GRUK-rødlistedata	Må vurderes spesifikt for naturtypen

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkning	Datsett	Referanse- og grenseverdier
	rødlistede karplanter			
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for pH	Sur nedbør Klimaendring	GRUK-karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*
	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen	Nitrogentilførsel Klimaendring	GRUK-karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys	Nitrogentilførsel Klimaendring	GRUK-karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*
	Vegetasjonens indikator for fuktighet	Klimaendring	GRUK-karplanter	Må beregnes på bakgrunn av generaliserte artslisteter*

* Det er foreløpig ikke utarbeidet generaliserte artsdatalister for T2 Åpen grunnlendt mark i NiN, slik at data fra overvåkingen vil være verdifulle innspill til utarbeiding av slike.

¹ SE = svært høy risiko, HI = høy risiko, PH = potensielt høy risiko

4.4 Andre anbefalinger

Årets felldata gir muligheter for å kalibrere fjernmålingsdata mot bakkesannheter for å vurdere potensialet for fjernmålingsdata i overvåking. Dette er særlig relevant for:

- dekning av tresjikt
- dekning av busksjikt
- spor etter slitasje
- spor etter tunge kjøretøyer
- menneskelige spor/installasjoner

Selv om denne uttestingen ikke nødvendigvis er umiddelbart nyttig for overvåkingsopplegget, da registreringen av variablene i felt ikke er særlig tidkrevende, så kan det gi viktige synergier i annen overvåking, f.eks. effektovervåking av tiltak i naturtypen (krattrydding mv., Evju et al. 2020). En slik uttesting vil være et viktig metodegrunnlag for ekstensiv overvåking av denne og andre naturtyper.

5 Referanser

- Artsdatabanken 2018. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Artskart 2020. www.artskart.artsdatabanken.no. Funndata fra en rekke dataleverandører. Nedlasta fra Artskart 07.10.2020.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1102. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O.E. 2015. Kalkberg - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1171. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2019. Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN (2.2.0). Utgave 1, kartleggingsveileder nr. 4, Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).
- Direktoratet for naturforvaltning. 2006. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave. Oppdatert 2007
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015a. Oaser for arts mangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. NINA Temahefte 61. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Blumentrath, S., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2015b. Plant species occurrence in a fragmented landscape: the importance of species traits. *Biodiversity and Conservation* 24: 547-561. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0835-y>.
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Høitomt, T., Ihlen, P. G., Aarrestad, P. A. & Grytnes, J.-A. 2018a. Åpen grunnlendt sterkt kalkrik mark i boreonemoral sone, Fjell og berg. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (21.9.20) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/266>
- Evju, M., Nybø, S., Framstad, E., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018b. Arealrepresentativ overvåking av terrestriske naturtyper. Indikatorer for økologisk tilstand. NINA Rapport 1478. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2016. Spatial configuration matters: a test of the habitat amount hypothesis for plants in calcareous grasslands. *Landscape Ecology* 31: 1891-1902. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0405-7>.
- Evju M, Vang R (2020). Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Norwegian Institute for Nature Research. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/dsexku> accessed via GBIF.org on 2020-11-30.
- Framstad, E., Blom, H., Brandrud, T.E., Bär, A., Johansen, L., Olsen, S.L., Stabbetorp, O. & Øien, D.-I. 2020. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Dokumentasjon av sentral økosystem-funksjon. NINA Rapport 1781. Norsk institutt for naturforskning.
- GBIF 2020. GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.4tr8jn>. Nedlastet 15.05.2020.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2019. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. - Natur i Norge, Systemdokumentasjon 3 (versjon 2.1.0): 1-
- Henriksen, S. & Hilmo, O., (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015: Artsdatabanken, Trondheim.
- Janitza, S. & Hornung, R. 2018. On the overestimation of random forest's out-of-bag error. *PLOS ONE*. 13. e0201904. <https://doi/10.1371/journal.pone.0201904>.
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guelat, J., Almasi, B. & Korner-Nievergelt, P. 2015. Bayesian Data Analysis in Ecology using Linear Models with R, BUGS and Stan. Elsevier.

- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. 2017. "lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. Journal of Statistical Software 82: 1-26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>.
- Kyrkjoeide, 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.
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. R News 2(3), 18-22.
- Meld. St. 14 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Miljødirektoratet 2020. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2020. Veileder M1621|2020. Miljødirektoratet.
- Nybø, S. & Evju, M., (red.). 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd, <https://regjeringen.no/no/dokument/rapporatar-og-planar/id438817/>.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olsen, S.L., Evju, M. & Endrestøl, A. 2018. Fragmentation in calcareous grasslands: species specialization matters. Biodiversity and Conservation 27: 2329-2361. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1540-z>.
- Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaaid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. NINA Rapport 1393. Norsk institutt for naturforskning.
- R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Strand, G.-H. & Holst Bloch, V.V. 2009. Statistical grids for Norway Documentation of national grids for analysis and visualisation of spatial data in Norway. Statistics Norway 2009-9. https://www.ssb.no/english/subjects/01/90/doc_200909_en/doc_200909_en.pdf
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. NINA Rapport 317. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J.B. & Ødegaard, F. 2011. Hotspots - naturtyper med mange truete arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Skarpaas, O., Jacobsen, R.M. & Birkemoe, T. 2018. Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring. MINA Fagrapport 50. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.

- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). . NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Venter, Z., Stabbetorp, O.E., Garnåsjordet, P.A., & Aslaksen, I. 2019. Naturindeks for Norge: Åpent lavland. Metoder for utarbeiding av kart og beregning av areal. NINA Rapport 1715. Norsk institutt for naturforskning.
- Wei, T. & Simko, V. 2017. R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O.E., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 713. Norsk institutt for naturforskning.
- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeeide, M.O., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hegre, H., Jokerud, M., Vange, V., Westergaard, K.B., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Hanssen, O., Hassel, K., Järnegren, J., Endrestøl, A., Lyngstad, A., Nordén, J., Dervo, B., Evju, M., Mjelde, M., Nordén, B., Christie, H., Gjershaug, J.O., Pedersen, B., Austrheim, G., Mattisson, J., Ødegaard, F., Handberg, Ø.N., Magnussen, K., Dombu, S.V., Ruano, M., Daverdin, M., Jackson, C.R., Hanssen, F., Dervo, B. & Singsaas, F.T. 2019. Tiltak for å ta vare på truet natur. Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 1 Habitatspesifikke karplanter i naturtypen

Forhåndsdefinert liste over habitatspesifikke karplanter i naturtypen, med rødlistestatus etter norsk rødliste 2015 (RL2015; Henriksen & Hilmo 2015) og antall polygoner med forekomst i 2020.

Latinsk navn	Norsk navn	RL 2015	Ant. forekomster
<i>Acinos arvensis</i>	Bakkemynte		29
<i>Alchemilla glaucescens</i>	Fløyelsmarikåpe		10
<i>Androsace septentrionalis</i>	Smånøkkkel	NT	3
<i>Arabis hirsuta</i>	Bergskrinneblom		27
<i>Arabis wahlenbergii</i>	Snau bergskrinneblom	VU	12
<i>Artemisia campestris</i>	Markmalurt		29
<i>Asperula tinctoria</i>	Fargemyske	CR	-
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	Murburkne		4
<i>Carex caryophyllea</i>	Vårstarr		8
<i>Carex hartmanii</i>	Hartmansstarr	VU	-
<i>Carlina vulgaris</i>	Stjernetistel	NT	4
<i>Centaurea scabiosa</i>	Fagerknoppurt		14
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Vårarve		-
<i>Cirsium acaulon</i>	Dvergtistel	CR	-
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	Dvergmispel		28
<i>Cotoneaster niger</i>	Svartmispel	VU	3
<i>Cynoglossum officinale</i>	Hundetunge		-
<i>Draba verna</i>	Vårubloom		2
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	Dragehode	VU	5
<i>Drymocallis rupestris</i>	Hvitmure	EN	-
<i>Echium vulgare</i>	Ormehode		1
<i>Epipactis atrorubens</i>	Rødflangre		2
<i>Erigeron acris droebachiensis</i>	Drøbakbakkestjerne	NT	-
<i>Erysimum virgatum</i>	Berggull		10
<i>Euphrasia aff. salisburgensis</i>	Osloøyentrøst		1
<i>Filipendula vulgaris</i>	Knollmjørdurt	NT	19
<i>Fragaria viridis</i>	Nakkebær		19
<i>Geranium sanguineum</i>	Blodstorkenebb		26
<i>Helianthemum nummularium</i>	Solrose	CR	-
<i>Helictotrichon pratense</i>	Enghavre		17
<i>Hypochaeris maculata</i>	Flekkgrisøre		9
<i>Inula salicina</i>	Krattalant		3
<i>Lappula squarrosa</i>	Sprikepiggfrø	EN	-
<i>Lepidium campestre</i>	Markkarse		2
<i>Ligustrum vulgare</i>	Liguster		9
<i>Linum catharticum</i>	Vill-lin		15
<i>Lithospermum officinale</i>	Legesteinfrø	NT	-
<i>Myosotis ramosissima</i>	Bakkeforglemmegei		1
<i>Myosotis stricta</i>	Dvergforglemmegei	NT	-
<i>Myosurus minimus</i>	Muserumpe	VU	-
<i>Odontites litoralis</i>	Strandrødtopp	NT	1
<i>Phleum phleoides</i>	Smaltimotei	VU	8
<i>Pilosella dimorphoides</i>	Grenmarsveve	EN	-
<i>Poa alpina var. alpina</i>	Frøfjellrapp		11
<i>Poa compressa</i>	Flatrapp		32
<i>Polygonatum odoratum</i>	Kantkonvall		28

<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure		3
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	Vårmure	NT	-
<i>Pulsatilla pratensis</i>	Kubjelle	NT	-
<i>Rhamnus cathartica</i>	Geitved		29
<i>Rosa majalis</i> var. <i>globosa</i>	Kanelrose		13
<i>Saxifraga granulata</i>	Nyresildre		2
<i>Saxifraga osloënsis</i>	Oslosildre	NT	-
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Trefingersildre		3
<i>Scabiosa columbaria</i>	Bakkeknapp	EN	-
<i>Scleranthus perennis</i>	Flerårsknavel		9
<i>Seseli libanotis</i>	Hjorterot		12
<i>Silene nutans</i>	Nikkesmelle	NT	20
<i>Sorbus aria</i>	Sølvasal	NT	5
<i>Thymus pulegioides</i>	Bakketimian		12
<i>Thymus serpyllum serpyllum</i>	Smaltimian	CR	-
<i>Turritis glabra</i>	Tårnurt		6
<i>Veronica arvensis</i>	Bakkeveronika		6
<i>Veronica spicata</i>	Aksveronika	VU	15
<i>Vicia hirsuta</i>	Tofrøvikke		1
<i>Woodsia alpina</i>	Fjell-lodnebregne		1
Totalt			529

Vedlegg 2 Feltskjema for vegetasjonsruter

Overvåkingslokalitet		
Kommune		
PolygonID		
Inventeringsdato		
Inventør		

VegetasjonsrutelD		
Bilder		
Merking (GPS alltid, eventuelt spiker)		

	Dekning (%)	Kommentar
Feltsjikt		
Moser		
Lav		
Nakent berg		
Karplanter:		
SirkelID		
	Dekning (%)	Kommentar (eks. arter, type slitasje)
Tresjikt		
Busksjikt		
Vedplanter i feltsjikt		
Fremmede arter		
Nakent berg		
Slitasje		
Kjørespor		
Menneskelige spor		

Vedlegg 3 Budsjettoverslag videre overvåking

Dette vedlegget inneholder et budsjett for gjennomføring av ett år i første omløp av overvåking av åpen grunnlendt kalkberg, med estimert tidsbruk for ulike deler av overvåkingsopplegget. I tillegg har vi spesifisert poster for å undersøke gjenfinning av ruter merket med høypresisjons-GPS og innhenting av etterslep i feltarbeid fra 2020

Prosjektdeel	Kommentar	Estimert timebruk
Forarbeid (tilrettelegging av filer i GIS) tilrettelegging av datainnsamlingsapper kontakt med grunneiere evt. kontakt med verneområdeforvaltere utarbeiding av feltplan kalibrering av feltpersonell opplæring i utstyr og apper	Tilrettelegging av filer i GIS er allerede gjennomført og er ikke regnet med. Vi anbefaler bruk av Survey123 og Collector og obligatorisk datainnsamling i disse appene. De må tilrettelegges og klargjøres for formålet, inkl. tilrettelegge artslistene, shapefiler mm. Kalibrering og opplæring er sentralt for å få høy kvalitet på data.	100
Feltarbeid reise til lokaliteter/polygoner avgrensning av polygon utlegging/merking av vegetasjonsruter analyse av vegetasjonsruter (inkl. sirkler og bilder) registrering av rødlistede arter, fremmede arter, habitatspesialister	Tidsbruken vil avhenge av reisevei, størrelse og kompleksitet på polygonene. Vi anslår ca. 8 arbeidstimer (inkl. reise) per polygon, det vil si at to personer vil klare to polygoner på en feltdag i gjennomsnitt. I tillegg vil det gå med reise- og felttid til å undersøke lokaliteter der det ikke avgrenses polygoner. Vi anslår ca. 4 arbeidstimer per lokalitet uten polygoner. Hvis vi antar at 50 av 80 lokaliteter bør oppsøkes i felt, og at i alt 40 polygoner i 20 lokaliteter avgrenses, så innebærer det: 4 timer x 30 lokaliteter uten polygon 16 timer x 20 lokaliteter med polygon Disse estimatene er usikre, og vi anbefaler å runde opp til 500 t.	500
Etterarbeid backup av data eksport og kvalitetssikring av data fra datainnsamlingsapper tilrettelegging av data for analyser og leveranser til GBIF	Estimatene her forutsetter velfungerende datainnsamlingsapper, som vil lette arbeidet med backup, kvalitetssikring og tilrettelegging betraktelig. Selv med slike forutsetninger kreves korrektur og tilrettelegging.	100
Rapportering analyser av data skrivning av rapport kvalitetssikring	Årets erfaring tilsier at de 50 timene som ble allokert til dette, var for knappe. Estimatet som er gitt her er mer realistisk. dersom årsrapporter som denne rapporten, skal skrives.	100
SUM		800
Kr-sum	Gjennomsnittlig timepris: 1350 kr	1 080 000
Driftsmidler	Reise og diett. Avhenger av utvalg av lokaliteter og logistikk knyttet til feltarbeidet, men utgifter i 2020 er ikke representative for et vanlig omløpsår.	100 000
Forventet årlig kostnad		ca. 1 200 000 eks. mva
Tillegg		
Etterslep etter 2020	Det er 13 lokaliteter og estimert antall polygoner innenfor disse (se kap. 3.1) er 11 – med andre ord kan vi forvente	120 t á 1350 kr/t → 160 000

	minimum 88 timers feltarbeid, men sannsynligvis mer, da lokalitetene ligger tungt tilgjengelig (båttransport nødvendig). Dette må komme i tillegg til 2021-bevilgning, som ikke har tatt høyde for dette.	
Sjekk av ruter merket med høypresisjons-GPS	En dag til forberedelse, en dag med to personer til feltundersøkelse, en dag med etterarbeid, totalt 4 dagsverk	22,5 t á 1350 kr/t → 30 000

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: 978-82-426-4685-9

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