

2524b

NINA Rapport

ANO-moduler for havstrand, kystlynghei og myr

Forslag til ny overvåking

Anders L. Kolstad, Joachim P. Töpper, Vegar Bakkestuen, Marianne Evju, Line Johansen, Magni Olsen Kyrkjeeide, Anders Lyngstad, Jan Ketil Rød, Lise Tingstad, Liv Guri Velle



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.

ANO-moduler for havstrand, kystlynghei og myr

Forslag til ny overvåking

Anders L. Kolstad, Joachim P. Töpper, Marianne Evju, Line Johansen, Magni Olsen Kyrkjeeide, Anders Lyngstad, Jan Ketil Rød, Lise Tingstad, Liv Guri Velle

Kolstad, A.L., Töpper, J.P., Bakkestuen, V., Evju, M., Johansen, L., Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Rød, J.K., Tingstad, L. & Velle, L.G. 2025. ANO-moduler for havstrand, kystlynghei og myr. Forslag til ny overvåking. NINA Rapport 2524b. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, februar 2025

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5386-4

Revidert utgave 14/02-25. Erstatte NINA Rapport 2524. Endret tall i kostnadsoverslagene i tabell 10.1 og noen setninger som henviste til de samme tallene.

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ida M. Mienna

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAUGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-2870|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Lars Lindsø

FORSIDEBILDE

Breiull, strandrug og purpurlyng, © A. Kolstad (breiull og strandrug); Rune Halvorsen (purpurlung). L.G. Velle (bakgrunnsbilde). Alle CC BY 4.0.

NØKKELOORD

Naturovervåking – økosystemer - økologisk tilstand – naturregnskap – myr – våtmark – kystlynghei – havstrand – kyst – Norge – vegetasjon

KEY WORDS

nature monitoring systems – ecosystems - ecosystem condition - ecosystem accounting – mire – wetlands – coastal heathlands – beaches – shores – coast – Norway – vegetation

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

Kolstad, A.L., Töpper, J.P., Bakkestuen, V., Evju, M., Johansen, L., Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Rød, J.K., Tingstad, L. & Velle, L.G. 2025. ANO-moduler for havstrand, kystlynghei og myr. Forslag til ny overvåking. NINA Rapport 2524b. Norsk institutt for naturforskning.

Naturen er i endring, og det er sterke internasjonale og nasjonale føringer på at vi må ta bedre vare på naturen. Effektiv og presis naturovervåking er sentralt for å få til et kunnskapsgrunnlag som legger til rette for dette, noe som også nevnes i naturmeldingen «Bærekraftig bruk og bevaring av natur — Norsk handlingsplan for naturmangfold». I tillegg til å vite hvilken natur vi har og omfanget av arealbruksendringer, er det helt nødvendig med kunnskap om kvalitetene i naturen og å overvåke økosystemenes tilstand, integritet, og evne til å levere sentrale økosystemtjenester. Dette er reflektert i naturavtalens første mål, og i det første nasjonale miljømålet: «Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester». Tross disse målene har vi ingen overvåking av tilstanden til flere av økosystemene i Norge.

I denne rapporten presenteres et forslag til en modulær utvidelse av det nasjonale naturovervåkingsprogrammet ANO, med konkrete forslag for overvåking av tre moduler: ANO Myr, ANO Havstrand og ANO Kystlynghei. Data fra denne overvåkingen vil gjøre det mulig å følge utviklingen i tilstand til store arealer av norsk natur, samt viktige arealer for biologisk mangfold, økosystemtjenester og andre økologiske funksjoner. Modulene er utviklet basert på en del felles metodikk og arbeidsflyt, samtidig som ulikhetene i databehov og naturens egenskaper generelt er ivarettatt med feltprotokoller og utvalgsrammer som er tilpasset modulene. Overvåkingsprogrammene som beskrives er fleksible med tanke på justering av innholdet basert på både økonomi og fremtidige databehov, både med tanke på dimensjonering og på hvilken type natur som skal overvåkes. Tilnærmingen gjør det mulig å overvåke både relativt vanlige og relativt sjeldne naturtyper innad i samme modul basert på ulik tetthet av overvåkingslokaliteter. Dette er en type stratifisering, som sammen med moderne teknikker for balanserte og romlig spredte utvalg av lokaliteter, vil sikre at utvalget av overvåkingslokaliteter blir både representativt (dekker den romlige og tematiske variasjonen i naturen) og relevant. Hovedformålet med overvåkingen er å skaffe data om den økologiske tilstanden i naturen, og dette har vært veiledende for utformingen av både utvalgsmetodikk og feltprotokoller. Samtidig vil ANO-modulene bidra med forventningsrett arealstatistikk for delvis sjelden natur (viktig blant annet i arbeidet med Norsk rødliste for naturtyper), bakkesannhetspolygoner for trening av fjernmålingsbaserte modeller, og karakteristiske artssamfunn for blant annet å kunne lage regionaliserte generaliserte artslistedatasett for naturtyper.

Rapporten gir en delvis oppsummering av annen relevant overvåking i Norge, spesielt for de tre modulene som er foreslått. Det svenske overvåkingsprogrammet NILS er studert inngående, og det er opprettet samarbeid med sentrale aktører for NILS ved Sveriges landbruksuniversitet (SLU). ANO-modulene har mange likheter med NILS, som også er et modulert overvåkingsprogram, og mange av metodene våre er hentet derfra. NILS ble kraftig revidert over en periode på flere år, og erfaringene som har blitt gjort i løpet av den relativt lange utviklingen, har vært viktige når vi nå har vurdert behovene for naturovervåking i Norge og hvilke utfordringer og potensielle fallgroper vi kan komme over. Det legges opp til store synergieffekter i overvåkingen i de to landene, både for deling av data, kunnskap og metodeutvikling.

Til slutt i rapporten beskriver vi veien videre inkludert kostnadsoverslag for de ulike oppgavene. Vi foreslår blant annet et test-år for å etablere gode og stabile feltprotokoller; etablere trygg og effektiv dataflyt og lagring av data; utføring av etterprøvbare og balanserte utvalg av overvåkingslokaliteter; gjennomføring av power analyser; og en generell dimensjonering av modulene; inkludert antall overvåkingslokaliteter. Etter teståret kan modulene operasjonaliseres.

Anders L. Kolstad (anders.kolstad@nina.no), Joachim P. Töpper (joachim.topper@nina.no), Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Magni

Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Anders Lyngstad (anders.lyngstad@nina.no), Jan Ketil Rød (jan.rod@nina.no), Lise Tingstad (lise.tingstad@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim, Liv Guri Velle (liv.guri.velle@nibio.no), Line Johansen (line.johansen@nibio.no), NIBIO – Norsk Institutt for bioøkonomi, Postboks 115, NO-1431 Ås.

Abstract

Kolstad, A.L., Töpper, J.P., Bakkestuen, V., Evju, M., Johansen, L., Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Rød, J.K., Tingstad, L. & Velle, L.G. 2025. ANO-modules for ocean shores, coastal heathlands and mires. A suggestion for new nature monitoring. NINA Rapport 2524b. Norwegian Institute for Nature Research.

Nature is changing, and there is a strong message from important international and national initiatives that we must take better care of nature. Effective and precise nature monitoring is central to creating a knowledge base that facilitates this, which is also highlighted in Norway's national biodiversity plan. In addition to knowing what kind of nature we have and the extent of current land use changes, we need knowledge about the qualities of nature, and to monitor the condition, integrity, and ability of ecosystems to deliver key ecosystem services. This is reflected in the first goal of the Kunming-Montreal GBF, and in the first of the Norwegian national environmental goals: "Ecosystems should be in good condition and deliver ecosystem services". Despite these goals, we do not have any monitoring of the condition of several of the ecosystems in Norway.

This report presents a proposal for a modular expansion of the national nature monitoring program ANO, with specific proposals for three modules: ANO Mire, ANO Ocean Shores and ANO Coastal Heathlands. Data from this monitoring will make it possible to follow the development in the condition of large areas of nature in Norway, as well as important areas for biodiversity and ecosystem services. The modules use shared many methods and workflows, while the differences in data needs and the characteristics of nature in general have been considered with field protocols and sampling frames that are adapted to the modules. The monitoring program described are flexible in terms of adjusting the content based on both future data needs and the financial situation, both in terms of scaling and on the type of nature to be monitored. The approach makes it possible to monitor both relatively common and relatively rare habitat types within the same module based on different densities of monitoring locations. This is a type of stratification, which together with modern techniques for balanced and a spatially spread selection of locations, will ensure that the selection of monitoring locations is both relevant and representative (covering the spatial and thematic variation in nature). The main purpose of the monitoring is to obtain data on ecosystem condition, and this has guided the design of both the sampling methodology and field protocols. At the same time, the ANO modules will contribute with area estimates for relatively rare nature types (important, among other things, in the work with the Norwegian Red List for habitat types), ground-truth polygons for training remote sensing-based models, and datasets for creating regional generalised species lists for habitat types.

The report provides a summary of other relevant monitoring programs in Norway, especially related to the three modules that have been proposed. The Swedish monitoring program NILS has been studied in detail, and collaboration has been established with the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). The ANO modules have many similarities with NILS, which is also a modular monitoring program, and many of our methods are taken from there. NILS was extensively revised over a period of several years, and the lessons learned during the relatively long development period have been important when we have now assessed the needs for nature monitoring in Norway and what challenges and potential pitfalls we may encounter. Major synergy effects are expected between nature monitoring in the two countries, both for sharing data, knowledge and methodological development. Finally, we describe the way forward including cost estimates for the various tasks. We propose a test year to establish good and stable field protocols; establish safe and efficient data flow and storage; carry out reproducible and balanced selections of monitoring locations; carry out power analyses; and a general scaling of the modules, including the number of monitoring locations. After the test year, the modules can be operationalised.

Anders L. Kolstad (anders.kolstad@nina.no), Joachim P. Töpper (joachim.topper@nina.no), Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Magni

Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Anders Lyngstad (anders.lyngstad@nina.no), Jan Ketil Rød (jan.rod@nina.no), Lise Tingstad (lise.tingstad@nina.no), NINA, PO Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim, Liv Guri Velle (liv.guri.velle@nibio.no), Line Johansen (line.johansen@nibio.no), NIBIO – Norwegian Institute for Bioeconomy Research, PO Box 115, NO-1431 Ås.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
1.1 Formål og føringer for de nye ANO-modulene	10
1.2 En gjennomgang av relevante metoder for valg av overvåkingslokaliteter	11
1.2.1 ANO – Arealrepresentativ naturovervåking	12
1.2.2 GRUK – Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet	13
1.2.3 ASO – Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng	14
1.2.4 NILS – Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige	14
2 Begreper og ordbok	16
2.1 Definisjon og beskrivelser av hovedøkosystemene	18
3 Hva skal vi overvåke?	24
3.1 Behov for nye feltdata	24
3.2 Behov for nye bakkesannheter	28
3.3 Hvilke naturtyper skal inkluderes i samme modul?	28
3.4 Nye ANO-moduler	32
4 Design	33
4.1 Viktige ting å tenke på ved design	33
4.1.1 Vurdering av representativitet og behov for stratifisering	33
4.1.2 Krav til utvalgsstørrelsen	34
4.1.3 Bruk av utbredelsesmodellering	34
4.1.4 Overvåking av romlig dynamisk natur	35
4.2 Helhetlig strategi for ANO-modulene	36
4.2.1 SSB500	36
4.2.2 Varierende rutetetthet	36
4.2.3 Romlig klumping og hierarkisk innsamling	38
4.2.4 Flybildetolkning	38
4.2.5 Bakkesannhetspolygon	39
4.2.6 Balansert prøvetakning	39
4.2.7 Koordinert utvalg	39
4.2.8 Dataflyt	40
5 ANO Havstrand	42
5.1 Avgrensning	42
5.2 Tidligere arbeid med overvåking	43
5.2.1 NILS Havstrand	44
5.3 Sentrale variabler og indikatorer	46
5.3.1 Påvirkningsfaktorer	47
5.4 Behov for stratifisering eller balansering	48
5.5 Forslag til utvelgelsesmetodikk	49
5.6 Feltprotokoll	50
5.6.1 Flybildeprotokoll	50
5.6.2 Feltarbeidet	51
5.7 Metode for beregning av arealrepresentative estimer	55
5.8 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov	55

5.8.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter	55
6 ANO Kystlynghei	56
6.1 Avgrensning	57
6.2 Tidligere arbeid med overvåking	58
6.3 Sentrale variabler og indikatorer	59
6.3.1 Påvirkningsfaktorer	60
6.4 Behov for stratifisering eller balansering	61
6.5 Forslag til utvelgelsesmetodikk	63
6.6 Feltprotokoll	65
6.7 Metode for beregning av arealrepresentative estimater	68
6.8 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov	68
6.8.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter	69
7 ANO Myr	70
7.1 Avgrensning	70
7.2 Tidligere arbeid med overvåking	71
7.3 Sentrale variabler og indikatorer	73
7.4 Påvirkningsfaktorer	74
7.5 Behov for stratifisering eller balansering	75
7.6 Forslag til utvelgelsesmetodikk	77
7.7 Feltprotokoll	78
7.8 Metode for beregning av arealrepresentative estimater	81
7.9 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov	81
7.9.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter	82
8 Naturtyper som kan egne seg for overvåking med fjernmålingsmetodikk.....	83
9 Veien videre.....	85
10 Kostnadsoverslag	86
11 Referanser	89

Forord

Norge har som offisielt miljømål at økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand er et viktig premiss for å vurdere om dette målet nås. Nasjonale vurderinger av økologisk tilstand er allerede gjennomført for flere økosystemer der datatilgangen har vært god nok til å tillate det. Mangel på data og systematisk kunnskap er derimot fortsatt til hinder for at slike tilstandsvurderinger skal kunne lages for semi-naturlig mark, våtmark og naturlig åpne områder under skoggrensa. En av konklusjonen fra et FoU-prosjekt som gikk i 2022-2023 for å forbedre kunnskapsgrunnlaget for disse tre hovedøkosystemene, var at det trengs ny nasjonal overvåking som dekker disse økosystemene da de ikke dekkes tilstrekkelig gjennom eksisterende overvåkingsprogrammer. Denne rapporten ble bestilt av Miljødirektoratet for å følge opp rådet om ny overvåking.

Prosjektet har løpt sommer og høst 2024 og vært ledet av Anders Kolstad ved NINA, og samarbeidspartnere har kommet fra NINA, NIBIO og SLU. Arbeidsgruppene for de tre ANO-modulene ANO Myr, ANO Kystlynghei og ANO Havstrand har vært ledet av hhv. Anders Lyngstad (NINA), Liv Guri Velle (NIBIO) og Marianne Evju (NINA). Evju har av personlige grunner ikke kunne kvalitetssikre innholdet i rapporten.

Vi uttrykker en stor takk til Hans Gardfjell, Åsa Ranlund, Henrik Hedenås, Åsa Hagner, Sven Adle, alle ved SLU. De møtte oss i starten av september, og delte hjertelig delte av sine erfaringer fra naturovervåking i Sverige. De hjalp oss også videre i prosjektet med både tekst og informasjon om NILS-programmet. Vi håper på videre godt samarbeid i framtiden.

Takk også til Matthew Grainger for innledende samtaler om overvåkingsdesign og poweranalyser og til Jens Åström for hjelp med opprettelse av database og opplæring i bruk av denne

Vi takker Miljødirektoratet for godt samarbeid underveis. Tross noen omveltninger i personer og roller innad i direktoratet, har vi hele tiden hatt god kommunikasjon og oppfatter Miljødirektoratet som en samvittighetsfull og profesjonell oppdragsgiver. Kontaktperson i direktoratet har vært Gunnar Carl Skotte, deretter Lars Lindsø, mens Eirin Bjørkvoll var sentral i starten.

27.11.2024, Anders Kolstad

1 Innledning

Natur- og klimakrise fører til tap av natur og dårlig tilstand med stadig forverring i store deler av gjenværende økosystemer verden over (IPBES 2019; Lee mfl. 2024; Richardson mfl. 2023; Maes mfl. 2021). Norge har skrevet under på naturavtalen (CBD 2022) som tar sikte på å opprettholde, restaurere eller forbedre økosystemenes tilstand mot år 2050. Naturmeldingen er Norges svar på hvordan det skal jobbes nasjonalt mot dette målet, og den kommuniserer et stort behov for kunnskapsinnhenting om tilstanden til norske økosystemer (Klima- og miljødepartementet 2024). Overvåking er nødvendig for å dokumentere og kvantifisere økologisk tilstand og endring i tilstand over tid. Denne kunnskapen er viktig, ikke bare for rapportering til naturavtalen, men for praktisk arealforvaltning og nasjonal politikktutforming. Viktigheten av effektiv overvåking av naturen er reflektert i hvor mange ganger dette nevnes i naturmeldingen. Der nevnes blant annet det generelle og nasjonale overvåkingsprogrammet Arealrepresentativ Naturovervåking (ANO), som sammen med flere økosystemspesifikke eller geografisk avgrensede overvåkingsprogrammer utgjør viktige data- og kunnskapsgrunnlag for å vurdere økologisk tilstand i norske økosystemer. ANO er tilpasset datainnsamling fra et arealrepresentativt utvalg av norsk natur, og gir dermed mest data på den mest vanlige naturen. ANO fanger i liten eller svært liten grad opp de mer sjeldne naturtypene. Dermed er det flere økosystemer hvor vi har lite eller ingen systematisk datainnsamling som kan brukes til vurdering av økologisk tilstand. Naturmeldingen (s. 196) henviser til arbeidet med å utvide ANO-programmet til i større grad å kunne inkludere naturtyper innen våtmark, semi-naturlig mark, og åpent lavland, og det er det arbeidet som presenteres her.

I 2022-2023 gikk det et prosjekt som utviklet indikatorer og forbedret kunnskapsgrunnlaget for økologisk tilstand innen hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa (Evju mfl. 2023; Nybø mfl. 2023). En av grunnene til at akkurat disse økosystemene ble valgt, var at det var gjort relativt lite utviklingsarbeid på disse i forhold til for eksempel skog, fjell og arktisk tundra, hvor det allerede har blitt gjennomført nasjonale vurderinger av økologisk tilstand (Framstad mfl. 2021; Framstad, Eide, mfl. 2022; Pedersen mfl. 2021) med bruk av rammeverket i fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø og Evju (*red.*) 2017). Selv om arbeidet i 2023 ledet fram til flere nye indikatorer i de tre hovedøkosystemene, var allikevel en av konklusjonene at det finnes for lite data for at det skal kunne gjennomføres nasjonale tilstandsvurderinger for de (Nybø mfl. 2023). Dette gjelder både mangel på typiske felldata, ting som er vanskelig eller umulig å overvåke med fjernmåling, men også kunnskap og kart over hvor hovedøkosystemene, og de ulike naturtypene innad i hovedøkosystemene, finnes (Jakobsson mfl. 2020). Uten slike kart er det heller ikke mulig å utvikle indikatorer basert på fjernmåling (Bakkestuen og Venter 2021). Nybø mfl. (2023) anbefalte derfor en ny eller utvidet naturovervåking, med både feltarbeid og feltvalidering av bakkessannheter, som ett av de viktigste tiltakene for å bedre kunnskapsgrunnlaget om økologisk tilstand i de tre hovedøkosystemene, og det er disse anbefalingene som følges opp her. Det ble pekt mot Arealrepresentativ Naturovervåking (ANO) som en relevant overvåkingsmetodikk. Siden ANO allerede har en etablert overvåkingsprotokoll, og siden data fra ANO er et viktig grunnlag for flere indikatorer for økologisk tilstand i andre hovedøkosystemer allerede, så ble det tenkt at det ville være en fordel å utvide ANO til å dekke også de mer sjeldne økosystemene, heller enn å lage helt nye overvåkingsprotokoller. Den nye overvåkingen må allikevel trolig tilpasses en del til de ulike økosystemene, og det ble tidlig tenkt at de skulle måtte utvikles som *moduler*, med mest mulig til felles. De hypotetiske overvåkingsprogrammene ble derfor referert til som ANO-modulene.

1.1 Formål og føringer for de nye ANO-modulene

Hovedformålet med overvåkingsmodulene som beskrives i denne rapporten, er å gi data på økologisk tilstand i hovedøkosystemer og naturtyper (eksempelvis hovedtyper etter NiN) som fanges lite opp i ANO. Modulene skal gi data som er representative for de naturtypene som inngår og det området som dekkes.

ANO er *direkte* arealrepresentativt på den måten at overvåkingslokalitetene er valgt helt tilfeldig, og inkluderingssannsynligheten til en naturtype er direkte proporsjonal med den naturtypens areal i Norge. Det er derimot ikke formålet til ANO-modulene å være direkte arealrepresentativt. Hvilke naturtyper man i hver modul velger å ha fokus på kan begrunnes på flere måter, som arealmessig dominans (som i ANO), men også forvaltningsrelevans, kunnskapsmangel, naturtyper med spesielt viktig økosystemfunksjoner, og spesielt artsrike eller spesielt truede naturtyper. Basert på denne typen målrettet overvåking, skal det allikevel være mulig å beregne forventningsrette og arealvektede estimater. Naturavtalen spesifiserer det at det ikke bare er de mest vanlige naturtypene som er viktige å ta hensyn til, men at landene har et ansvar for å sørge for god tilstand, vern og restaurering av alle naturtyper, også de sjeldnere, og spesielt for naturtyper som nasjonalt sett er særlig viktige ifm. høyt artsmangfold (CBD 2022).

Det er som sagt over, ønskelig å i så stor grad som mulig videreføre ANO-metodikken til ANO-modulene. ANO, som baserer seg på 1000 tilfeldig valgte ruter fordelt over Norge (se kap. 1.2.1) klarer kun å levere tilstrekkelig data for de mest vanlige naturtypene. Formålene i de overvåkingsmodulene som beskrives i denne rapporten, skiller seg derfor betydelig fra de i ANO. Basert på tydelige råd i litteraturen, tilsier dette at man skal være forsiktig med å overføre metodikken ukritisk fra ANO til de nye modulene (Lindenmayer mfl. 2022). Vi har allikevel forsøkt å videreføre så mye av ANO-protokollen som mulig, så lenge det ikke har gått på bekostning av relevans innenfor hver modul, siden dette kan gi synergieffekter, for eksempel om man kan kombinere de to datasettene i et senere analysesteg. I tillegg kan det være en fordel i fremtiden å holde ANO og ANO-modulene under samme forvaltningsregime når det gjelder videre utvikling og oppdateringer i protokoller osv. Vi velger derfor å beholde arbeidstittelen *ANO-moduler* for å beskrive de nye overvåkingsprotokollene.

De nye overvåkingsmodulene utvikles med en lang tidshorisont, der man forsøker å se for seg hvilke data man vil trenge i fremtiden (10-50 år frem i tid). Dette betyr blant annet at utvelgelsen av overvåkingslokaliteter må skje på en slik måte at representativiteten kan bevares på lang sikt i lys av at utbredelsen til naturtypene kan endre seg, eksempelvis grunnet klimaendringene. Overvåkingsmodulene som beskrives, skal kunne gi data til relevante økologiske karakteristikk til naturtypene, samtidig som at de skal være mest mulig fleksible med tanke på fremtidig innovasjon innenfor indikatorutvikling.

Vi har lagt opp til at de nye forslagene til ANO-moduler skal kunne gi data til flere formål, så lenge det ikke har gått utover hovedformålet. Et nasjonalt overvåkingsprogram for natur vil kunne tjene mange flere formål enn det som er det offisielle hovedformålet. Blant annet kan ny overvåking bidra med bakkesannheter til å trene fjernmålingsbaserte modeller som kan gi høyoppløselige data på natur, inkludert indikatorer på økologisk tilstand, som kan brukes i mer lokale sammenhenger, eksempelvis i kommunene eller i utbyggingsprosjekter. Ny overvåking kan også gi oss mer presis kunnskap om tilstand, forekomst og utvikling hos naturtyper og de artene som lever der, og gjennom det gi et bedre datagrunnlag for arbeid med rødlistor og fremmedartslistor. Den nye overvåkingen kan også gi oss mer kunnskap om de viktigste påvirkningsfaktorene i norsk natur, og med hjelp av endringsanalyser kan vi mulig evaluere effekten av tiltak. Flere synergieffekter er beskrevet i egne underkapitler etter hver modul.

1.2 En gjennomgang av relevante metoder for valg av overvåkingslokaliteter

Siden ANO hovedsakelig gir data på mer vanlige naturtyper er det nødvendig å se til andre tilnærminger enn de beskrevet der for å velge overvåkingslokaliteter i ANO-modulene. I tillegg til ANO så har Norge også to beslektete overvåkingsprogrammer på naturtyper av nasjonal forvaltningsrelevans: 'Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng' (ASO) og 'Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet' (GRUK). Begge overvåkingsprogrammer dekker naturtyper med høyt naturmangfold og viktige økosystemtjenester som er for sjeldne til at de

dekkes tilstrekkelig gjennom ANO. Både ASO og GRUK har en annerledes utvelgelsesmetodikk enn i ANO for å effektivt fange opp et representativt utvalg av nettopp de arealene overvåkingsprogrammene er siktet inn mot. I tillegg finnes det et svensk overvåkingsopplegg som ble utviklet fra å dekke 'vanlig' natur til å fange opp også mer sjeldne naturtyper i ulike moduler: 'Nationella inventeringar av landskapet i Sverige' (NILS). I dette delkapittelet gir vi en forenklet oversikt over hvordan overvåkingslokaliteter velges i ANO, ASO, GRUK og NILS, både som inspirasjon og et historisk bakteppe til valg av utvelgelsestilnærminger for ANO-modulene. Utvelgelsesmetodikken i ulike ANO-moduler vil kunne variere ettersom ulike naturtyper kan kreve ulike tilnærminger. Samtidig etterstreber vi sammenlignbare og overførbare prinsipper siden det generelt er en fordel om metodikk kan gjenbrukes i ulike overvåkingsprogrammer da dette øker sannsynligheten for at data kan integreres og brukes i felles analyser senere.

Der er flere overvåkingsprogrammer enn de som beskrives her som kan være relevante å hente inspirasjon fra. For eksempel landsskogstakseringen eller LUKAS-programmet til EU. Vi tror allikevel de som omtales under er de mest aktuelle å samkjøre en eventuell ny overvåking med.

1.2.1 ANO – Arealrepresentativ naturovervåking

ANO er en fortsettelse av AKO (Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge (Strand mfl. 2016)), hvor det opprinnelige formålet var å samle data på utbredelsen og arealet av naturtyper i Norge, og dermed gi en helhetlig beskrivelse av status og utvikling av naturtypene. ANO har også som mål å innhente data til fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø og Evju (red) 2017), og det ble derfor foretatt justeringer av det opprinnelige AKO-oppsettet, både i utvalgsmetodikk og innsamling av data i felt, i utviklingen av landsdekkende ANO (Tingstad mfl. 2019).

I ANO opereres det med 500 × 500 m flater (heretter kalt ANO-flater), som er tilfeldig trukket fra SSBs rutenettverk med samme gridoppløsning (SSB500). Totalpopulasjonen av arealenheter på 500 × 500 meter ble hentet fra SSBs rutenett for statistikk for hele Norge (Strand & Bloch 2009), og deretter ble et tilfeldig utvalg på 10 000 flater trukket ved å tilordne alle flater et tilfeldig tall og sortere flatene etter dette tilfeldige tallet (simple random sampling). Deretter ble flatene tilordnet et ID-nummer («ANO-id» fra 1 til 10 000). De 1000 første ble valgt ut som kandidatruiter for landsdekkende, arealrepresentativ naturovervåking. Videre ble det etablert forkastningskriterier, som sørget for at vi forkastet uegnede flater som ligger i vann, på is, i sjø, i urbane strøk osv. For hver forkastede flate ble en ny flate tatt inn fra listen over 10 000 flater (den neste i den sorterte rekkefølgen). Dette ble repetert inntil 1000 egnede kandidatruiter var valgt ut.

I hver ANO-flate er det lagt ut 18 punkter i et regulært forband, jamfør Strand mfl. (2016). På hvert punkt innhentes data på to romlige skalaer; 1 m² rute og 250 m² i en sirkel rundt kvadratmeterrutens midtpunkt. Gjennom simuleringseksperimenter basert på det første teståret av ANO ble det undersøkt hvor mange punkter og flater som ville gi robuste nok estimater for indikatorene for økologisk tilstand i hvert av de ulike hovedøkosystemene fjell, våtmark, skog og semi-naturlig mark. Resultatet tilsa at en fornuftig løsning ville være 1000 flater på landsbasis, med 18 punkter pr flate. For detaljer, se Tingstad mfl. (2019).

ANO kategoriseres dermed som *simple random sampling* i Jeliaskov mfl. (2022) og er egnet for vanlige naturtyper dersom innsamlingstettheten er høy nok. ANO regnes som arealrepresentativt innenfor hele det definerte overvåkingsuniverset (fastlands-Norge), og egner seg derfor godt til å fange opp og kvantifisere endringer på stor skala, hovedsakelig i vanlige naturtyper og hovedøkosystemer. For mindre vanlige naturtyper, og for hovedøkosystemet semi-naturlig mark, vil forekomstene være så sjeldent i et tilfeldig utvalg av flater at det ikke vil kunne lages presise estimater for enhetenes areal, utbredelse og tilstand (se bl.a. diskusjoner i Evju mfl. (2023), Nybø mfl. (2023), og Evju mfl. (2018)).

Utvelgelsen av overvåkingslokaliteter i ANO krever ingen forkunnskaper om hvilken nature som finnes hvor. Slik sett skiller ANO seg fra det som er målet med de nye modulene, hvor det ønskes en målrettet overvåking, noe som krever mer forkunnskap om den naturen man skal overvåke.

1.2.2 GRUK – Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

GRUK-programmet bygger på erfaringer fra ARKO-prosjektet (Wollan mfl. 2011), som resulterte i et forslag til overvåking (Bakkestuen mfl. 2014). Programmet startet opp i 2020, samme år som naturtypen ble lagt til listen over *utvalgte naturtyper* etter naturmangfoldloven (Evju mfl. 2020). I denne sammenhengen er en utvalgt naturtype én av åtte naturtyper som nevnes spesifikt i Naturmangfoldloven, og som dermed har en spesiell juridisk beskyttelse¹.

Utvalgsprosessen for å finne et tilfeldig og representativt utvalg av naturtypeforekomster ble gjennomført på følgende måte. Først ble *universet* definert som det området hvor man med en viss sannsynlighet kunne finne naturtypen. I dette tilfellet var det arealer < 500 m fra kysten langs Oslofjorden (indre, midtre og ytre), på marine avsetningsbergarter under marin grense. Overvåkingsenhetene er definert ut fra SSB500-rutenettet. For å identifisere aktuelle overvåkingslokaliteter ble det laget en buffer på 500 m langs Oslofjordens kystlinje, for deretter å identifisere hvilke ruter i SSB500 som overlappet med denne bufferen. Dette settet med ruter inneholdt der ved minst ett punkt som er < 500 m fra havet. Noe av arealet var dekket av berggrunnskart i målestokk 1:50 000 (indre og ytre Oslofjord), mens i andre deler har berggrunnskartet målestokk 1:250 000. Vi gjorde overlappsanalyser og manuell gjennomgang for å hente ut de rutene som inneholdt kalkrik berggrunn. Berggrunnskartet har en grov romlig oppløsning, og det betyr at små flekker med kalkrik berggrunn, for eksempel i forkastningssoner, ikke lar seg fange opp i kartet. Derfor ble også ruter uten kalkrik berggrunn i berggrunnskartet beholdt i overvåkingsuniverset, dersom de inneholdt allerede avgrensede naturtypepolygoner med grunnlendt kalkmark.

Avgrensningen av definisjonsområdet mot avstand til kystlinje og i forhold til berggrunn ga totalt ca. 900 overvåkingsenheter, hver med en unik identitet definert etter SSB500 (SSBID). Vi beregnet landareal innenfor hver rute og fjernet ruter med < 250 m² landareal, da minstestørrelse for avgrensning av polygoner av åpen grunnlendt kalkmark i oppdragsbeskrivelsen var definert til 250 m².

Med disse begrensningene utgjorde universet 833 ruter i SSB500, altså ruter med minst ett punkt < 500 m fra fjorden, som inneholder et landareal på minst 250 m², og som forventes å inneholde kalkførende bergarter. Vi genererte en tilfeldig tallverdi til hver rute i dette utvalget, og rangerte deretter rutene etter størrelsen på denne tilfeldige verdien. Rangverdien lå til grunn for utvalget av ruter som skal undersøkes.

I alt 400 ruter ble inkludert i første omløp av overvåkingen, som ble gjennomført i perioden 2020 til 2024. Alle de 400 500 × 500 m-rutene ble undersøkt i en GIS-applikasjon med flyfoto, eksisterende polygoner av grunnlendt kalkmark fra Naturbase 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. 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 tvilstilfeller tegnet en polygon selv om vi vurderte sjansen for å finne naturtypen der ikke var veldig stor. Deretter ble rutene kategorisert i:

- ja-ruter: stor sannsynlighet for forekomst av naturtypen.
- nei-ruter: liten sannsynlighet for forekomst av naturtypen.

Alle ja-ruter ble besøkt i felt og alle forekomster (≥ 250 m²) av den aktuelle naturtypen (T2-C7|C8) ble avgrenset på kart, selv om forekomsten strakk seg utenfor grensen til ruten. Naturtypeforekomstene ble kartlagt etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2024). Forekomst og

¹ <https://lovdata.no/forskrift/2011-05-13-512>

mengde av alle karplanter ble registrert i et utvalg vegetasjonsruter ($0,5 \times 0,5$ m) innenfor polygonen, og det ble gått systematiske transekter i polygonen der rødlistede og fremmede karplanter (kategori SE, HI og PH) ble registrert hver 10. meter. I tillegg ble artsforekomster og andre utvalgte variabler registrert i en sirkel med 5 m radius ($78,5 \text{ m}^2$) rundt vegetasjonsrutene.

1.2.3 ASO – Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng

Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO) startet opp i 2021 med det formål å skaffe bedre kunnskap om tilstanden i en relativt sjelden naturtype (Johansen mfl. 2017; Bär mfl. 2021; 2021b). Utvelgelsen av ASO-enger, de elementære overvåkingsenhetene, følger en tre-trinnsprosedyre. Det første steget består i å velge ut 100 ASO-områder, som er 10×10 km ruter fra SSBs rutenett (SSB10km). Utvelgelsen er basert på en prediksjonsmodell for semi-naturlig eng, og metoden kan kategoriseres som *Sampling with probabilities proportional to size* (Bruce 2023), sannsynlighetsbasert datainnsamling (Halvorsen 2011) eller *SDM-guided sampling* (Jeliakov mfl. 2022). Modellen er basert på observasjonsdata av indikatorarter for semi-naturlig eng. Av de 100 ASO-områdene skal i snitt 20 undersøkes hvert år i et 5-årig omdrev. Første omdrev fullføres etter planen i 2025. I hvert ASO-område velges 10 ASO-flater à 500×500 m tilfeldig. Inne i disse igjen avgrenses alle semi-naturlige enger (T32 i NiN 2). Avgrensningen skjer først med hjelp av flyfoto, før alle potensielle enger oppsøkes i felt og valideres.

I alle engene registreres et utvalg NiN-variabler og variabler definert i Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2024), som en gjennomsnittsverdi for hele polygonet. Deretter velges opp til tre ASO-enger der man blant annet også samler inn dekningsklasser av karplanter langs et transekt med en bredde på 2 meter og varierende lengde opp til 100 m. Det er alltid bare ett transekt per ASO-eng (selv om transektet kan deles i flere deler), og abundansen til artene registreres som et gjennomsnitt for hele transektet. Transektet legges subjektivt over enga (med noen regler knyttet til å unngå kantsoner) for å inkludere mest mulig variasjon i form av endringer langs miljøgradienter og NiN-kartleggingsenheter.

Antallet ASO-områder er begrenset til 100, og antall ASO-flater til 1000. Det totale antall ASO-enger er ikke kjent før det første omdrevet er ferdig. I det første året ble det funnet 147 enger, som betyr at 30 % av ASO-flatene hadde forekomst av enger. På grunn av begrensningen som sier at maksimalt tre enger skal underlegges full overvåking per ASO-flate er det registrert karplanter langs transekter i 100 av disse 147 ASO-engene.

1.2.4 NILS – Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige

Overvåkingsprogrammet NILS startet i 2003, og er i utgangspunktet utviklet for å omfatte all natur, også det de kaller hverdagsnaturen, eller *vanlig* natur (Adler mfl. 2020; SLU 2024). Slik sett lignet NILS på ANO, og den vanligste kritikken til NILS på oppstartstidspunktet var at det fanget hovedsakelig opp endringer og tilstand i naturtyper som skog, hvor det finnes god data fra før, eksempelvis gjennom den svenske Riksskogstaxeringen. I en overgangsperiode ble omfanget innskrenket til kun å gjelde fjellregionen, før en ny stikkprøvedesign ble utviklet for å brukes i fire nye inventeringer: løvskog (2020-), gressmarker (2020-), havstrand (og tilstøtende natur) (2021-) og fjell (2021-).

Grunnprinsippet for det nye stikkprøvedesignet var å kunne overvåke både relativt vanlig natur og relativt sjelden natur innenfor samme program for å gi data som kan integreres i analyser. Løsningen på problemet å kunne overvåke både vanlige og uvanlige fenomen (natur) innenfor samme stikkprøvedesign ble et design der felteinventering skjer over flere steg slik at mer uvanlige fenomen oppsøkes i større utstrekning enn de forekommer, samtidig som vanlige fenomen oppsøkes i tilstrekkelig antall, men med lavere tetthet. Dette gjøres på to måter. Delvis brukes hierarkiske stikkprøver, dvs. glisne stikkprøver tas som delmengder av tettere stikkprøver. Mer

vanlige fenomener overvåkes kun i de glisne stikkprøvene, mens mer uvanlige fenomen overvåkes i tettere stikkprøver. Delvis brukes stor-ruter (*trakter*) på 1 × 1 km med mange prøveflater (*provvytor*) eller transekter der hver prøveflate (fjell, gressmarker, løvskoger) eller transekt (havsstrand) har ett tilfeldig indekstall, og klassifiseres via fjernanalyse. Klassifiseringen gjøres enten via fjernmålingsbaserte modeller (fjell) eller flybildetolkning (gressmark, havsstrand, løvskog). I dette siste steget kan prøveflater eller transekter plukkes for feltinventering avhengig av hvilken klasse de har fått, slik at for eksempel flere feltbesøk kan gjøres for uvanlige fenomen og færre kan gjøres for vanlige fenomen. Prøveflatene eller prøvetransektene med lavest indekstall i hver klasse er de som besøkes i felt. Klassene, som i NILS kallas for utvalgsklasser, er en type stratifisering som gjøres innenfor stor-rutene.

Det nye stikkprøvedesignet brukes på litt ulike måter i de ulike inventeringene i NILS. For fjellovervåkingen, med overvåking i åpne områder, brukes flere prøveflater per stor-rute (1600) og klassifiseringen av dem gjøres med hjelp av modeller basert på fjernmåling. Ulike typer av fjellnatur forekommer ofte i nærheten av hverandre, men det er noen som dominerer rent arealmessig. Fjellovervåkingen i NILS bruker derfor bare én stikkprøvetetthet, men styrer feltinventeringen innenfor en stor-rute slik at alle fenomener inventeres. For gressmark- og løvskogsinventeringene brukes færre prøveflater per stor-rute (196) og klassifiseringen gjøres via flybildetolkning, med støtte fra fjernmålingsdata og andre kartgrunnlag som finnes for naturtyper, da hovedsakelig i verneområder. For både gressmarker og løvskoger er det stor forskjell på hvor vanlige og uvanlige fenomen finnes, og derfor brukes både hierarkiske stikkprøver der mer uvanlige fenomen overvåkes i tettere stikkprøver, og en styring av feltinventeringen innenfor hver stor-rute med hjelp av prøveflatenes utvalgsklasser.

For både gressmarker og løvskoger er det vanskelig å gjøre en korrekt identifisering av naturtyper via flybildetolkning og fjernmålingsdata. Det er derfor veldig verdifullt – egentlig helt nødvendig – å overvåke både det vanlige og det uvanlige, samtidig. Skulle bare det uvanlige oppsøkes, risikerer man at de delene sett ovenfra som ligner på de vanlige fenomenene, ikke fanges opp. Havsstrandovervåkingen bruker et lignende opplegg som for gressmarks- og løvskogsovervåkingene, med den forskjellen at havstrand overvåkes med transekter og ikke ruter. Et heksagonalt linjemønster legges ut i stor-rutene og via flybildetolkningen registreres og klassifiseres alle tilfeller der de heksagonale linjene krysser vannlinjen (**Figur 5.1**).

NILS' nye overvåkingsprogrammer har per 2024 pågått mellom fire og fem feltsesonger. De har resultert i betydelig sikrere arealberegninger (lavere relativ målefeil) for flesteparten av naturtyper som ettersøkes. Samtidig har mye utvikling pågått under overvåkingens første år, spesielt for gressmarks- og løvskogsprogrammene der ingen lignende metodikk har blitt brukt tidligere. For havsstrand- og fjellprogrammene hadde det nye stikkprøvedesignet blitt innledet med flere år med utviklingsprosjekter og lignende overvåking tidligere, noe som gjorde at forutsetningene var relativt sett bedre for å umiddelbart dimensjonere den nye overvåkingen på en balansert måte med hensyn til både budsjett og databehov. En erfaring fra NILS-overvåkingen er derfor at det trengs både simuleringer og tester av kostnader og databehov i forhold til det overvåkingsdesignet som velges, før for eksempel en konkret stikkprøvestørrelse velges.

Erfaringene som er gjort gjennom revisjonen av NILS og innføringen av det nye stikkprøvedesignet er delvis nedskrevet i en bok om naturovervåking (Ranlund mfl. 2023), delvis i ulike artikler og nettsider.

2 Begreper og ordbok

Tabell 2.1 inneholder definisjoner av noen viktige begreper, slik de er brukt i denne rapporten.

Tabell 2.1. Liste over begreper og definisjon av hvordan disse er brukt i denne rapporten.

Begrep	Definisjon
Areal-representativitet	En egenskap ved et utvalg som tilsier at utvalget har samme fordeling av naturtyper, miljøforhold og egenskaper som hele det definerte undersøkelsesuniverset (se definisjon av 'universet' lenger nede i ordboken). Overgangen fra skeivfordelt (<i>biased</i>) til arealrepresentativt er gradvis. Begrepet brukes i dag relativt ukritisk, og det som sies å være arealrepresentativt trenger i realiteten ikke å være det. Et tilfeldig utvalg, for eksempel, vil kun være <i>forventet</i> å være arealrepresentativt, i motsetning til et balansert utvalg som beviselig er representativt, eller hvor graden av representativitet kan tallfestes, med tanke på de utvalgte hjelpevariablene brukt i balanseringen.
Balansert innsamling	Refererer til metoden som sikrer representativitet innenfor universet (se lenger nede i tabellen). Utvalget blir balansert basert på såkalte hjelpevariabler. For eksempel, hvis man bruker hjelpevariabelen gjennomsnittlig sommertemperatur for å gi et balansert utvalg av skoglokaliteter i Norge, vil man måtte ha data på hvordan all skog i Norge fordeler seg langs denne variabelen. Deretter brukes ulike algoritmer, eksempelvis <i>cube</i> -metoden, til å velge ut lokaliteter basert på denne informasjonen slik at gjennomsnittet (eller summen) av hjelpevariablene i utvalget er lik eller tilnærmet lik gjennomsnittet (eller summen) i hele den kjente populasjon. Dette vil gi flere prøver fra en del av gradienten der det finnes mye skog. For å få samme presisjon i estimatet av en populasjonsvariabel fra et tilfeldig utvalg kan det komme til å kreves omtrent tre ganger så høy n (antall lokaliteter) sammenlignet med et balansert utvalg (fig. 9.4 i Bruce 2023). Denne effekten påvirkes blant annet av antallet og relevansen av de hjelpevariablene som brukes. En metode som ofte omtales samtidig er geografisk spredt innsamling der geografiske koordinater brukes som hjelpevariabler for å sikre god romlig spredning av utvalget (Grafström og Tillé 2013). Uten en slik metode kan utvalget bli fortettet rundt gjennomsnittsverdiene av de andre hjelpevariablene. Flere metoder finnes for å sikre romlig spredning i utvalget, inkludert geografisk stratifisering og mer avanserte metoder som <i>local pivotal method</i> (Grafström mfl. 2012).
Elementære overvåkingsenheter	Refererer til enhetene i utvalgsrammen som man velger blant for å representere hele populasjonen i et utvalg. Det kan for eksempel være en endelig liste av diskrete forekomster av en naturtype, eller en endelig liste over gridceller (som i ANO).
Enhetsstøtten (sample support)	Refererer til metoden man bruker for å innhente informasjon om de elementære overvåkingsenheter. Vanligvis er man ikke i stand til å kvantifisere en verdi basert på hele arealet i den elementære overvåkingsenheten, og man er i stedet avhengig av et utvalg. For eksempel, ANO benytter 18 systematisk plasserte punkter (med assosierte kvadrater og sirkler).
Geografisk avgrensning	Den geografiske avgrensningen definerer ytterammene for overvåkingen (det geografiske universet), og skilles fra stratifisering som er en inndeling <i>innenfor</i> universet. ANO dekker hele fastlands-Norge, og i denne sammenhengen sier vi derfor at ANO har ingen geografisk

	avgrensning. ANO-modulene kan ha ulike geografiske avgrensninger, for eksempel om de definerer universet til å kun gjelde kyst eller lavlandet.
Hjelpevariabler	Romlig eksplisitte variabler som brukes for å gjennomføre et balansert utvalg
Koordinert utvalg	Et koordinert utvalg av overvåkingslokaliteter betyr at man oppdaterer utvalget, eller at det legges opp til å oppdatere utvalget over tid basert på ny kunnskap. Dette resulterer i et system som kombinerer permanente og midlertidige overvåkingslokaliteter. Bruken av koordinert utvalg øker muligheten for at et overvåkingsprogram vil holde seg relevant lengre siden det vil motvirke den naturlige degenereringen av utvalget (dvs. at utvalget blir mindre representativt for overvåkingsuniverset over tid). Et eksempel kan være skjøtselsavhengige naturtyper i gjengroing. I slike tilfeller vil vi forvente at overvåkingslokalitetene over tid går over til en annen naturtype, og ikke lenger er representative for den semi-naturlige naturtypen som var målet. På andre siden gir permanente lokaliteter høyere statistisk kraft for å detektere endringer over tid.
Naturtype	En hvilken som helst definisjon på en type natur som skiller seg fra en annen type. Vi følger her definisjonen av begrepet i Naturmangfoldsloven: «[En] ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster». Begrepet har ingen direkte parallell i NiN-systemet.
Populasjonenheter	Diskrete elementer som til sammen utgjør populasjonen som skal representeres i utvalget, eksempelvis forekomster av gitte naturtyper eller ikke-overlappende gridceller. Populasjonsenhetene, hvis de er kjente, kan brukes som de elementære overvåkingsenhetene.
Representativitet	Peker på hvilken grad et utvalg dekker den variasjonen som finnes i populasjonen. Det må da defineres hvilken variasjon man ønsker representasjon for. Det kan for eksempel være areal (se <i>arealrepresentativitet</i>), naturtyper, miljøforhold, eller viktige funksjonsområder. Vi tolker det slik at representativitet ikke bare betyr at utvalget skal representere vanlighetsforholdet i populasjonen, men at det også kan bety at alle grupper eller typer i populasjonen skal med i utvalget, også de sjeldne.
Sjeldenhetsklasser	Rabinowitz (1988, in Jeliakov m.fl. 2022) beskrev 7 klasser av sjeldenhetsklasse, i tillegg til klassen <i>vanlig</i> . Disse 7 klassene er en faktorial inndeling etter variablene <i>utbredelsesstørrelse</i> , fordelingen innenfor utbredelsesområdet (jevnt eller klumpete fordelt), og lokal tetthet i områder der fenomenet (arten, naturtypen osv.) finnes. Eksempelvis, sjeldenhetsklasse 4 gjelder for sjeldne naturtyper som finnes spredt rundt i hele Norge, men aldri i store mengder. Sjeldenhetsklasse 3 derimot kan gjelde for en naturtype som er begrenset til en del av landet (f.eks. Sør-Norge), hvor den er sjelden, men når den først finnes, er det mye av den.
Stratifisert utvalg	Refererer til en metode for oppdeling av en populasjon til flere subpopulasjoner (strata), ofte med tanke på å sikre representativitet innenfor ulike strata (for eksempel regioner i Norge). Utvalg kan så gjøres fra hvert stratum, enten med lik eller ulik n per strata, og med lik eller ulik utvelgelsessannsynlighet for de elementære overvåkingsenhetene. Utvelgelsessannsynlighet må være kjent om man i etterkant skal kunne beregne forventningsrette estimater for hele universet.
Universet	Synonymt med definisjonsområde, og er den geografiske og tematiske rammen for et overvåkingsprogram. Eksempel: hele det norske

	fastlandet (ANO) eller grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, på spesiell berggrunn langs Oslofjorden < 500 m fra kysten og under marin grense (GRUK). Universet kan beskrives som omfanget til overvåkingsprogrammet. Merk at stratifiseringslag ikke inngår i definisjonen av universet.
Utvalgsrammen	Sampling frame på engelsk. Dette er et regneark der hver rad er en diskret populasjonseenhet. Brukes til å velge overvåkingslokaliteter fra.

2.1 Definisjon og beskrivelser av hovedøkosystemene

De tre hovedøkosystemene som omtales i denne rapporten avgrenses basert på NiN versjon 3. Vi er kjent med anbefalingene for inndeling av hovedøkosystemer i Framstad mfl. (2022), men vi har i dette arbeidet ikke sett oss nødt til å gjøre like mange pragmatiske avveininger med tanke på hvordan hovedøkosystemene defineres. Disse avveiningene kommer mer til syne senere når man skal avgjøre hvilken natur som skal overvåkes innenfor hvert hovedøkosystem. Naturtyper som kan defineres til to ulike hovedøkosystemer bør da vurderes ekstra nøye. Skal for eksempel tresatt myr (eller noen typer tresatt myr) inngå i overvåking av hovedøkosystemet skog i stedet for våtmark? NiN-hovedtypene er også oversatt til Eurostat-klasser (Eurostat 2022), mye basert på Framstad mfl. (2022).

Våtmark

Vi definerer hovedøkosystemet våtmark i **Tabell 2.2**. Våtmark er et begrep som defineres ulikt i ulike sammenhenger. I samband med naturforvaltning og i internasjonale avtaler (eks. RAMSAR) er det behov for en juridisk definisjon, mens det for forskningsformål er behov for en økologisk definisjon. Dette er omtalt av Lyngstad mfl. (2017), og vi viser til dette arbeidet for en grundigere diskusjon av våtmarksbegrepet. For vårt formål er det våtmark slik det defineres og brukes i NiN 3.0 som er mest relevant:

NA-V Våtmarkssystemer omfatter permanent vannmettet mark på land, først og fremst myrer og kilder, med en artssammensetning som er tilpasset liv i et substrat med konstant, høy fuktighet. De fleste hovedtypene er torvproduserende systemer, men også ikke torvproduserende (grunn) våtmark inngår i hovedtypegruppa. Hovedtypegruppa glir gradvis over i ferskvannsbunnsystemer (NA-L Innsjøbunnsystemer og NA-O Elvebunnsystemer), der bunnen er dekt av vann det meste av vekstsesongen (<https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-NA-V>).

I NiN 3.0 finner vi våtmark i to ulike deler av systemet. Under natursystem ligger hovedtypegruppe Våtmarkssystemer (med 22 hovedtyper), og under landformer ligger Torvmassiv (med 22 torvmassivenheter). I korte trekk er skillet her at natursystem er en klassifisering på bakgrunn av gradienter i vegetasjon, mens torvmassiv er en hydromorfologisk klassifisering som skiller enheter ut fra utseende (morfologi) samt framvekst og utvikling av myra slik dette er diktert av hydrologien (vannhusholdninga).

Tabell 2.2. Liste over NiN 3.0 hovedtyper i hovedøkosystemet våtmark, med oversettelse til NiN 2.3 og Eurostat-typer. Naturtyper kjent bare fra Svalbard er utelatt. Oversettelsen mellom NiN 2.3 og 3 er basert på informasjon fra Artsdatabankens nettsider. I kolonnen 'NiN 2.3' representerer en asterisk (*) at NiN 3.0 typen kun delvis overlapper med definisjonen til NiN 2.3 typen, og dette avviket kommenteres i kolonnen *Kommentar. Siste kolonnen peker på mulig overlapp med andre hovedøkosystemer.

NiN 3.0	NiN 2.3	Eurostat	*Kommentar	Mulig overlapp
NA-VA01 Åpen jordvannsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr*	7 Inland wetlands	Inneholder også deler av beitepreget V9 Semi-naturlig myr med moderat tråkkpåvirkning	
NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark	V2 Myr- og sumsskogsmark	4 Forest and woodland		Skog
NA-VC01 Åpen nedbørsmyr	V3 Nedbørsmyr*	7 Inland wetlands	V3-6 (ombrotrof myrkant) inngår ikke	
NA-VF01 Nedbørsmyr-skogsmark	V3 Nedbørsmyr*	4 Forest and woodland	Skogsatte deler av V3	Skog
NA-VC02 Torvmarkskilde	V4 Kaldkilde*	7 Inland wetlands	Omfatter den torvproduserende delen av V4	
NA-VC03 Grunnkilde	V4 Kaldkilde*	7 Inland wetlands	Omfatter den ikke-torvproduserende delen av V4	
NA-VK01 Slåttemyr	V9 Semi-naturlig myr*	7 Inland wetlands	Inneholder V9 med slåttemarkspreg	Semi-naturlig mark
NA-VO01 Sterkt tråkkpreget våtmark	-	7 Inland wetlands	Omfatter areal som kan ha tilhørt hvilken som helst annen våtmarkskategori før tråkkpåvirkningen	
NA-VK02 Semi-naturlig våteng	V10 Semi-naturlig våteng	3 Grassland		Semi-naturlig mark
NA-VM01 Sterkt endret torvmark	V11 Torvtak* V12 Grøftet torvmark*	7 Inland wetlands	Inneholder den torvproduserende delen av V11 og den åpne delen av V12	
NA-VM04 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark	V11 Torvtak* V12 Grøftet torvmark*	7 Inland wetlands	Omfatter deler fra både V11 og V12	
NA-VI01 Klart endret våtmarksskogsmark	V12 Grøftet torvmark*	7 Inland wetlands	Inneholder den skogsatte delen av V12	
NA-VM02 Ny torvmark på tidligere ferskvannsbunn	V13 Ny våtmark*	7 Inland wetlands	Omfatter V13-8	
NA-VM05 Ny grunnvåtmark på tidligere ferskvannsbunn	V13 Ny våtmark*	7 Inland wetlands	Omfatter V13-7	
NA-VM03 Ny torvmark på menneskebetinget forsumpet fastmark	V13 Ny våtmark*	7 Inland wetlands	Omfatter tre grunntyper fra V13	
NA-VM06 Ny grunnvåtmark på menneskebetinget forsumpet fastmark	V13 Ny våtmark*	7 Inland wetlands	Omfatter tre grunntyper fra V13	

NiN 3.0	NiN 2.3	Eurostat	*Kommentar	Mulig overlapp
NA-VE01 Oppfry- singsvåtmark	-	7 Inland wet- lands		Fjell
NA-VG01 Ny natur- gitt våtmark	-	7 Inland wet- lands		
NA-VG02 Ny natur- gitt våtmark	-	7 Inland wet- lands		
NA-VF02 Strand- sumpskogsmark	V8 Strand- sumpskogs- mark	4 Forest and woodland		Skog
NA-VC04 Våt- og kil- desnøleie	V6 Våtsnøleie og snøleiekilde	6 Sparesly ve- getated ecosystems		Fjell

Naturlig åpne områder under skoggrensa

Naturlig åpne områder under skoggrensa er definert og beskrevet slik i Evju mfl. (2023):

Naturlig åpne områder under skoggrensa omfatter [...] 20 hovedtyper av natursystemer i NiN-systemet [...]. De fleste av disse forekommer i sin helhet under skoggrensa, mens enkelte også forekommer i fjellet. Felles for dem er at kronedekningen er mindre enn 10 %, noe som skiller åpen mark fra skog i NiN (og andre skogdefinisjoner). Naturtypene er ikke betinget av menneskelig bruk, noe som skiller naturlig åpne områder fra semi-naturlig mark. De forekommer videre på fastmark, noe som skiller dem fra naturlig åpne våtmarkstyper. De naturlig åpne områdene under skoggrensa er i hovedsak formet ved ulike naturlige forstyrrelser, som ras/skred eller vann/saltpåvirkning, tynt jordsmonn eller andre miljø-forhold som begrenser vekst av trær.

Definisjonen av hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa i **Tabell 2.3** er den samme som anbefales i Evju mfl. (2023). I Framstad mfl. (2022) foreligger følgende definisjon (etter Eurostat typologien) av et kyst-økosystem bestående av slike naturlig åpne terrestriske naturtyper langs kysten (etter NiN 2.3): T6 strandberg, T8 fuglefjelleng og fugletopp, T11 saltanrikingsmark i fjæresonen, T12 strandeng, T21 sanddynemark, T24 driftvoll, T29 grus- og steindominert strand og strandlinje, T33 semi-naturlig strandeng, og M8 helofytt-saltvannssump. I Norge må også T1 nakent berg og T2 åpen grunnlendt mark langs kysten ses i sammenheng med kyst-økosystem definisjonen.

Semi-naturlig mark

Artsdatabanken definerer semi-naturlig mark slik:

Semi-naturlige naturtyper er forma av langvarig, ekstensiv hevd som beite, slått eller lyngbrenning. Områda kan også vere rydda for stein og skog, men jordsmonn og vegetasjon er lite påverka av regelmessig pløying eller endra ved bruk av plantevernmidlar, kunstgjødsel eller innsåing av nye artar²

Vi definerer dette hovedøkosystemet med ni hovedtyper fra NiN 3.0 (**Tabell 2.4**). I Nybø og Evju (red) (2017) ble det til sammenligning kun brukt fire hovedtyper innen fastmark etter NiN 2.3. Vi har derimot valgt, på dette steget i prosessen, å inkludere flere sterkt endrede typer som kan utvikle et semi-naturlig preg hvis den menneskelige påvirkningen har vært ekstensiv over lengre tid, samt semi-naturlige våtmarkstyper. Vi har også inkludert NA-TH04 Avskoget hei og eng, selv om dette ikke lengre omtales som en semi-naturlig type i NiN 3.0.

² <https://artsdatabanken.no/Pages/259194/Semi-naturlig>

Tabell 2.3. Liste over NiN 3.0 hovedtyper i hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skog-grensa, med oversettelse til NiN 2.3- og Eurostat -typer. Naturtyper kjent bare fra Svalbard er utelatt. Oversettelsen mellom NiN 2.3 og 3 er basert på informasjon fra Artsdatabankens nettsider. I kolonnen 'NiN 2.3' representerer en asterisk (*) at NiN 3.0 typen kun delvis overlapper med definisjonen til NiN 2.3 typen, og dette avviket kommenteres i kolonnen *Kommentar.

NiN 3.0	NiN 2.3	Eurostat	*Kommentar
NA-TA01 Nakent berg	T1 Nakent berg	3 Grassland	
NA-TA02 Åpen grunnlendt mark	T2 Åpen grunnlendt mark	5 Heathland and shrub 6 Sparsely vegetated ecosystems	
NA-TC01 Strandberg	T6 Strandberg	6 Sparsely vegetated ecosystems / 11 Coastal beaches, dunes and wetlands	
NA-TC03 Løsmassestrand	T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje*	11 Coastal beaches, dunes and wetlands	Kun deler av T29 inngår
NA-TC04 Saltanrikingsmark	T11 Saltanrikingsmark	11 Coastal beaches, dunes and wetlands	
NA-TC05 Strandeng	T12 Strandeng	3 Grassland 11 Coastal beaches, dunes and wetlands	
NA-TC06 Fuglefjelleng	T8 Fuglefjelleng og fugletopp*	3 Grassland	Kun deler av T8 inngår
NA-TC07 Fugletopp	T8 Fuglefjelleng og fugletopp*	3 Grassland	Kun deler av T8 inngår
NA-TD01 Rasmark	T13 Rasmark	6 Sparsely vegetated ecosystems	
NA-TD03 Rasmarkeng	T16 Rasmarkhei og -eng	3 Grassland 5 Heathland and shrub	
NA-TD04 Fosse-eng	T15 Fosse-eng	3 Grassland	
NA-TD05 Naturlig beitebetinget eng	-	3 Grassland	Ny, inkluderer strandenger beitet av gås, men også innlandsenger beitet av reinsdyr
NA-TE01 Sanddynemark	T21 Sanddynemark	11 Coastal beaches, dunes and wetlands 6 Sparsely vegetated ecosystems	
NA-TE02 Aktiv skredmark	T17 Aktiv skredmark	6 Sparsely vegetated ecosystems	T17-1 Jordskred inngår ikke
NA-TE03 Åpen flomfastmark	T18 Åpen flomfastmark	6 Sparsely vegetated ecosystems	
NA-TE04 Langvarig oversvømt flommark	T18 Åpen flomfastmark*	6 Sparsely vegetated ecosystems	Inneholder kun en grunntype fra T18 (T18-6)
NA-TE06 Marin driftvoll	T24 Driftvoll	11 Coastal beaches, dunes and wetlands	
NA-TE07 Ferskvannndriftvoll	T23 Ferskvannndriftvoll	3 Grassland	
NA-TE08 Flommarkseng	T18 Åpen flomfastmark	3 Grassland	T18 med mark med nakent mineralsubstrat er utelatt
NA-TE09 Isinnfrysingsmark	T20 Isinnfrysingsmark	3 Grassland 5 Heathland and shrub	
NA-TG01 Nakne løsmasser	T17 Aktiv skredmark (en grunntype), T25 Historisk skredmark, T26 Breforland og sneavsmeltingsområde, T27 Blokkmark, T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje (fossile strandlinjer i innlandet)	3 Grassland 5 Heathland and shrub 6 Sparsely vegetated ecosystems	Ny hovedtype som går på tvers av mange typer i NiN 2.3

Tabell 2.4. Liste over NiN 3.0 hovedtyper i hovedøkosystemet semi-naturlig mark, med oversettelse til NiN 2.3 og Eurostat-typer. Naturtyper kjent bare fra Svalbard er utelatt. Oversettelsen mellom NiN 2.3 og 3 er basert på informasjon fra Artsdatabankens nettsider. I kolonnen 'NiN 2.3' representerer en asterisk (*) at NiN 3.0 typen kun delvis overlapper med definisjonen til NiN 2.3 typen, og dette avviket kommenteres i kolonnen *Kommentar. Siste kolonnen peker på mulig overlapp med andre hovedøkosystemer.

NiN 3.0	NiN 2.3	Eurostat	*Kommentar	Mulig overlapp
NA-TH01 Avskoget hei og eng	T31 Boreal hei	3 Grassland 5 Heathland and shrub		Skog
NA-TK01 Semi-naturlig eng	T32 Semi-naturlig eng	3 Grassland		
NA-TK02 Semi-naturlig strandeng	T33 Semi-naturlig strandeng	11 Coastal beaches, dunes and wetlands		
NA-TK03 Kystlynghei	T34 Kystlynghei	5 Heathland and shrub		
NA-TN02 Blomsterenger, usprøytete vegkanter og liknende med semi-naturlig hevdpreg	T40 Sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng	3 Grassland		Byer og tettsteder
NA-TO02 Oppdyrket mark med semi-naturlig engpreg	T41 Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng	3 Grassland		Dyrka mark
NA-VK01 Slåttemyr	V9 Semi-naturlig myr*	7 Inland wetlands	Inneholder V9 med slåttemarkspreg	Våtmark
NA-VK02 Semi-naturlig våteng	V10 Semi-naturlig våteng	3 Grassland		Våtmark
NA-TL01 Ny eng med semi-naturlig preg	-	3 Grasslands		

3 Hva skal vi overvåke?

I dette kapittelet skal vi se på hvordan vi har kommet fram til hvilken natur vi ønsker skal prioriteres for fremtidig overvåking, og hvilken natur som bør overvåkes med samme protokoll, dvs. i samme modul.

3.1 Behov for nye feltdata

Kunnskapsmangel for naturtypene som diskuteres i denne rapporten er varierte og inkluderer faktiske feltdata (datamangel), men også manglene kunnskap om avgrensing, sentrale karakteristikk ved de ulike typene, og om hvor og hvor ofte de forekommer i naturen. I dette kapittelet vil vi fokusere på manglende feltdata for indikatorer på økologisk tilstand.

I Nybø mfl. (2023) og Evju mfl. (2023) pekes det på flere kunnskapsmangler som vanskeliggjør en helhetlig vurdering av økologisk tilstand i de tre hovedøkosystemene. I Tabell 2.1 listes NiN 2.0 hovedtyper og antall flater i ANO som har ett eller flere punkter med disse typene. Tabellen er basert på fire av totalt fem år med overvåking som er planlagt i første omdrev av programmet. Fastmarksskogsmark (T4) er den vanligste hovedtypen i ANO med 572 flater. Åpen jordvannsmyr har 501. Vi har valgt å kun vise antall flater, siden punkter (opptil 18 punkter) innenfor en flate vil være romlig korrelerte, men merk at skog har betraktelig høyere gjennomsnittlig antall punkter per flate (10) kontra åpen jordvannsmyr (4). Utfyllende informasjon om resultater fra ANO-programmet er hentet inn via Miljødirektoratets sider³.

Fra Tabell 3.1 ser vi at det er relativt god dekning med flater som inneholder for eksempel åpen jordvannsmyr og nakent berg, mens det er lite av aktiv skredmark. Disse tallene er ikke direkte proporsjonalt med kunnskapsmangelen. Innen jordvannsmyr er det hovedsakelig fattigmyr som påtreffes i ANO, og vi har ikke det samme datagrunnlaget for å si noe om tilstanden i rikmyr. For nakent berg tror vi at flere av punktene ligger over skoggrensa, og dermed ikke vil påvirke indikatorverdiene i hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa. Aktiv skredmark har få punkter, men vi anser heller ikke denne naturtypen som like sentral som enkelte andre naturtyper for å kunne si noe om tilstanden til hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa, siden vi tror dette er en betraktelig mer homogen type med mindre menneskelig påvirkning, sammenlignet med flere andre typer. Tabell 3.1 gir allikevel en pekepinn på hvor vi har lite, og muligens trenger mer, feltbaserte data.

For naturtypene i hovedøkosystem naturlig åpne områder under skoggrensa varierer kunnskapsgrunnlaget betydelig (Evju mfl. 2023). For noen av naturtypene har vi god kunnskap om definisjon/avgrensning, hvor og hvor ofte de forekommer, om hvilke påvirkninger som er viktige, og om hvordan tilstanden endres som følge av påvirkninger. For andre naturtyper er kunnskapen mer sprikende, og særlig om hva som kjennetegner forekomster i god tilstand og hvordan dette kan variere regionalt. Naturtypene er i svært liten grad fanget opp i ANO (**Tabell 3.1**) og er representert i varierende grad i datasettet Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks⁴. Naturtypene er dessuten vanskelig å avgrense ved hjelp av fjernmåling og økosystemkart (jf. Framstad mfl. (2022)). Feltbasert overvåking vil bidra med bakkesannheter til fjernmålingsvariabler (Nybø mfl. 2023).

Det finnes ikke et enkelt svar på hvor mange flater eller datapunkter som er nok for å gi statistisk robuste estimater på tilstandsindikatorer da dette vil bero på den naturlige variasjonen, eller stokastisiteten i variabelen, samt den romlige variasjonen som finnes mellom flatene. Grovt sett, og i lys av at indikatorverdier skal kunne beregnes for hver av fem regioner i Norge, så tror vi at det

³ <https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/datavisualisering/arealrepresentativ-naturovervakning/>

⁴ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvakning-arealplanlegging/naturkartlegging/naturtyper/>

kun er for (fattig) jordvannsmyr og nakent berg at det muligens er tilstrekkelig med felldata, og at ingen av hovedøkosystemene er godt nok dekt i sin helhet.

Tabell 3.1. Oversikt over antall ANO-flater med forekomster av ulike NiN 2.3 hovedtyper. Data etter fire av fem år av første omdrev (år 2019 t.o.m. 2023). Hovedtyper som ikke har noen forekomster i ANO er ikke nevnt i tabellen, inkludert nye hovedtyper i NiN 3.0. Variablene er definert i **Tabell 3.2**.

Hovedtype		Inneholder rødlistete naturtyper i lavlandet?	Antall flater	Utbredelse	Klumping	Lokal tetthet	Suksjonsbetinget	Romlig dynamisk	Kystnært
Våtmark									
V1	Åpen jordvannsmyr	CR, EN	501	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
V2	Myr- og sumpskogsmark	EN, VU	139	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
V3	Nedbørsmyr	NT	100	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
V4	Kaldkilde	VU	18	vidt	ja	lav	nei	nei	nei
V6	Våtsnøleie og snøleiekilde	VU	30	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
V8	Strandsumpskogsmark	VU, NT	3	vidt	ja	høy	nei	nei	nei
V9	Semi-naturlig myr	CR, EN	10	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
V10	Semi-naturlig våteng	DD	8	vidt	nei	lav	nei	nei	nei
Semi-naturlig mark									
T31	Boreal hei	VU	74	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T32	Semi-naturlig eng	CR, VU	86	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T33	Semi-naturlig strandeng	EN	1	begrenset	nei	lav	nei	nei	ja
T34	Kystlynghei	EN	12	begrenset	nei	høy	nei	nei	ja
T41	Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng		22	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
Naturlig åpne områder under skoggrensa									
T1	Nakent berg	EN, VU, NT	226	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T2	Grunnendt åpen mark	EN/VU*	113	vidt	ja	høy	nei	nei	nei
T6	Strandberg		3	begrenset	nei	høy	nei	nei	ja
T12	Strandeng	VU	4	begrenset	nei	lav	nei	nei	ja
T13	Rasmark		76	vidt	nei	høy	ja	ja	nei
T16	Rasmarkeng og -hei		15	vidt	nei	lav	ja	ja	nei
T17	Aktiv skredmark	EN, DD	2	vidt	nei	lav	ja	ja	nei

Hovedtype		Inneholder rødlistete naturtyper i lavlandet?	Antall flater	Utbredelse	Klumping	Lokal tetthet	Suksjonsbetinget	Romlig dynamisk	Kystnært
T18	Åpen flomfastmark	NT	8	vidt	ja	høy	nei	ja	nei
T21	Sanddynemark	EN, VU	1	vidt	ja	høy	ja	ja	nei [#]
T24	Driftvoll		1	begrenset	ja	lav	nei	ja	ja
T25	Historisk skredmark		1	vidt	ja	høy	nei	nei	nei
T27	Blokkmark		119	vidt	ja	høy	nei	nei	nei
T29	Grus- og steindominert strand og strandlinje	DD	2	vidt	ja	lav	nei	nei	ja
Skog (utover typer allerede nevnt, som V2)									
T4	Fastmarksskogsmark	EN, VU, NT	572	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
Fjell (utover typer allerede nevnt, som T1 og T27)									
T3	Fjellhei, leside og tundra	NT	386	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T7	Snøleie	VU	173	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T14	Rabbe	NT	103	vidt	nei	høy	nei	nei	nei
T22	Fjellgrashei og grastundra		33	vidt	nei	høy	nei	nei	nei

* NT i boreonemoral sone og VU i sørboreal sone for T2-C7 og T2-C8

[#] det meste av hovedtypen er knyttet til kysten

3.2 Behov for nye bakkesannheter

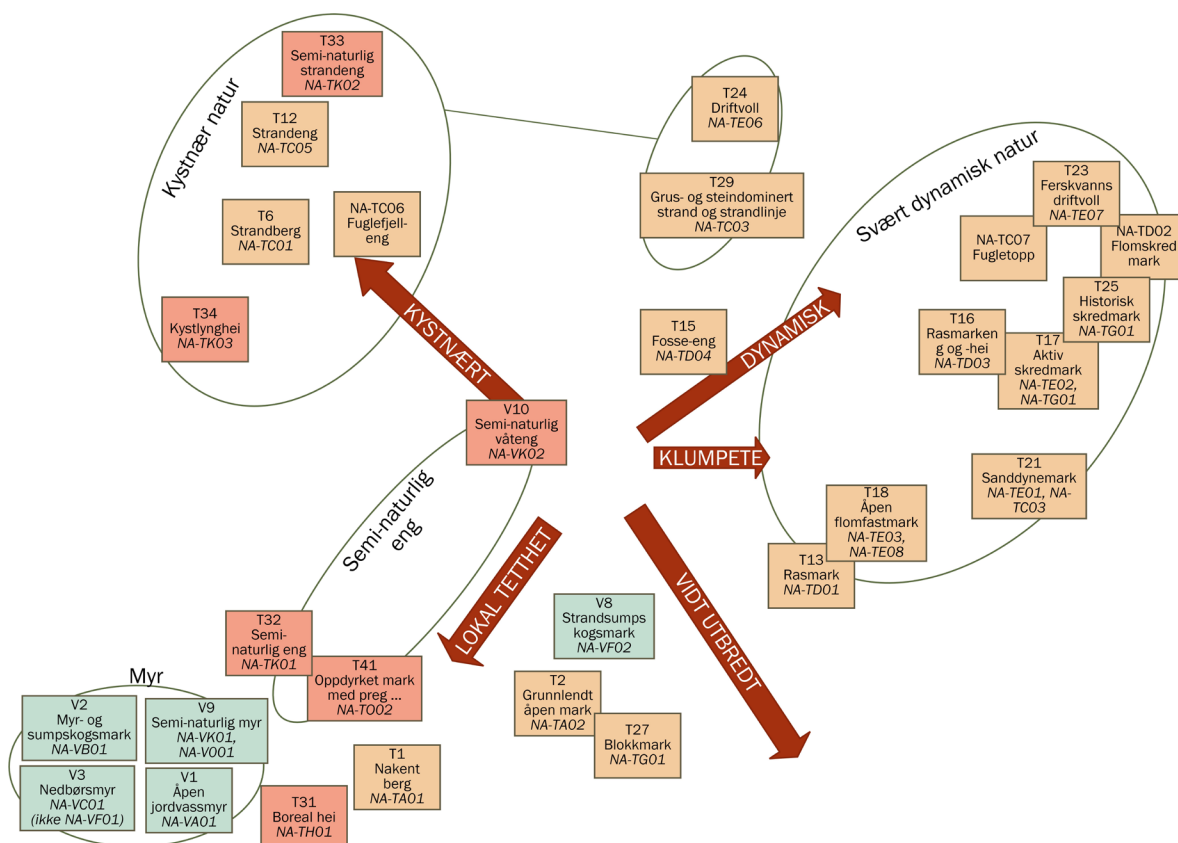
Å lage bakkesannheter for å trene modeller som baserer seg på fjernmålingsdata er en viktig motivasjon for ny overvåking. Blant annet kan slike modeller brukes til å gjenkjenne naturtyper, strukturelle elementer, eller andre kvaliteter i naturen. Disse prediksjonskartene får en oppløsning som gjør at de kan være nyttige i flere sammenhenger der utvalgskartlegging ikke er like nyttig, slik som i lokal arealforvaltning eller lokale naturregnskap. Videre gir de mulighet for en heldekkende vurdering av arealtilstand, noe som er vanskelig å oppnå med tradisjonelle feltbaserte metoder. Det er en generell mangel på bakkesannheter, spesielt for visse naturtyper og miljøer, som begrenser muligheten til å trene robuste modeller og teste nøyaktigheten til prediksjonene (Bakkestuen og Venter 2021).

I dette prosjektet har mangel på bakkesannheter ikke vært en sterk motivasjon for utvelgelsen og avgrensningen av modulene, men vi har inkludert innhenting av bakkesannheter i alle protokollene, og vurderer også videreutvikling av modulene for økt stratifisert innsamling av bakkesannheter.

3.3 Hvilke naturtyper skal inkluderes i samme modul?

Nye moduler for overvåking av de tre hovedøkosystemene semi-naturlig mark, våtmark og naturlig åpne områder under skoggrensa kan basere seg på utvalgte områder som gir et statistisk representativt bilde av hovedøkosystemene i sin helhet. Allikevel, siden hovedøkosystemene er såpass heterogene, så vil dette ikke løse problemet med å skaffe balanserte utvalg for mer sjeldne naturtyper. En annen tilnærming er å basere overvåkingsprogrammene på grupperinger av NiN-hovedtyper, eller en enda finere oppdeling, eksempelvis på gitte kalktrinn innenfor en hovedtype. Vi har tatt utgangspunkt i en gruppering basert på NiN-hovedtyper, for så å vurdere videre inndelinger innenfor disse etterpå. Vi har i hovedsak basert oss på NiN 2, siden det er disse typene som registreres i dagens ANO-program, noe som gjør at vi kan basere oss på kunnskap fra ANO-overvåkingen når det gjelder utbredelse av hovedtypene (**Tabell 3.1**) Vi har allikevel valgt å inkludere nye hovedtyper fra NiN 3 som ikke har paralleller i NiN 2.3. I tillegg har vi valgt å dele T8 Fuglefjell-eng og fugletopp inn i de to nye hovedtypene fra NiN 3.0, hhv. NA-TD06 Fuglefjell-eng og NA-TC07 Fugletopp, siden disse har helt ulik utbredelse.

For hver hovedtype skåret vi flere variabler som vi mener er relevante for å vurdere hvordan en hovedtype eventuelt bør overvåkes og hvordan lokalitetsutvelgelsen bør foregå (**Tabell 3.2**). Variablene *utbredelse*, *grad av klumping* og *lokal tetthet* er de samme tre variablene som definerer Rabinowitz' sjeldenhetsklasser (Rabinowitz and Synge (red.) 1981 i Jeliakov mfl. 2022). I tillegg noterte vi en subjektiv vurdering av om en hovedtype var å regne som svært marginal eller ikke. Disse marginale hovedtypene er: V4 kaldkilde, V5 varm kilde, NA-TG01 ny naturgitt torvmark, NA-TG02 ny naturgitt grunn torvmark, T40 sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng, NA-TL01 ny eng med semi-naturlig preg, NA-TD05 naturlig beitebetinget eng, NA-TC02 grotte og overheng og NA-TE04 langvarig oversvømt flommark. Basert på variablene i Tabell 3.2 gjennomførte vi en ordinasjonsanalyse (*principal component analyses*, PCA) for å se etter mønstre i dataene for å lage en ramme til fornuftig gruppering av hovedtypene Figur 3.1.



Figur 3.1. En multivariat gruppering av NiN-hovedtyper, løst basert på en principal component analysis. Vektorene (pilene) er forklart i Tabell 3.2. Ellipsene er subjektivt tegnet for å omslutte hovedtyper som har tydelige likheter. Fargene henviser til hovedøkosystemet (blå = våtmark, brun = naturlig åpne områder under skoggrensa, rød = semi-naturlig mark). Typer som hadde samme ordinasjonsscore (som altså lå samme sted i den originale ordinasjonen) er vist ved siden av hverandre for å øke leseligheten; dette er for eksempel tilfellet for myrtyperne nederst til venstre.

Tabell 3.2. Variabler registrert for hver NiN-hovedtype.

Variabel	Verdier	Betydning
Flater	Antall flater i ANO 2019-2023) som inneholder denne hovedtypen (se Tabell 3.1)	Sier noe om vanligheten til hovedtypen
Utbredelse	Vidt utbredt; begrenset geografisk utbredelse	Sier om naturtypen finnes i hele landet eller ikke
Grad av klumping	Klumpet; ikke klumpet	Sier noe om naturtypeforekomstene opptrer i tette grupper, eller om de er mer spredt innenfor utbredelsesområdet
Lokal tetthet	Høy; lav	Sier noe om hvor vanlig en hovedtype er gitt at den finnes et sted. Høy lokal tetthet kan bety både store enkeltforekomster og høy frekvens av forekomster.
Suksesjonsbetinget	Ja; nei	Suksesjonsbetingete hovedtyper representerer mer eller mindre midlertidige stadier i en naturlig suksesjon og er slik sett naturlig dynamiske i tid.
Romlig dynamisk	Ja; nei	Romlig dynamiske hovedtyper er typer som oppstår nye steder, enten på grunn av naturlige forstyrrelser eller på grunn av endringer i utbredelse grunnet klimaendringer. Tap av lokaliteter regnes ikke med i denne variabelen. Variabelen er tenkt å være parallell til prosesskategori D og E i NiN 3.0.
Kystnært	Ja; nei	Er hovedtypen betinget av kystnær beliggenhet?

Det er noen tydelige motsetninger i Figur 3.1, dvs. visse karakteristikker som vanligvis ikke oppfylles samtidig hos naturtypene. For eksempel er typer knyttet til kysten i motsatt ende av typer som har en vid utbredelse i hele landet. På en annen side finnes også samvariasjoner. En gruppe svært dynamiske naturtyper bemerker seg ved å utgjøre mer eller mindre midlertidige stadier i en naturlig suksesjon. Disse typene er ofte også svært romlig dynamiske og kan flytte seg i landskapet. I tillegg er de ofte klumpete fordelt i landskapet. Eksempler på dette er NA-TD02 flomskredmark og NA-TD21 sanddynemark. Disse romlige og temporært dynamiske typene legger seg til høyre i Figur 3.1 og står i en slags kontrast til naturtyper med høy lokal tetthet, dvs. at der naturtypen forekommer kan man regne med å finne store eller tette forekomster. Et eksempel på en naturtype med høy lokal tetthet er V1 Åpen jordvannsmyr.

Gruppen med kystnær natur (**Figur 3.1**) er variabel med tanke på utforming og artssammensetning i naturtypene, men deler allikevel viktige naturlige forstyrrelsesprosesser og dynamikk og har en del felles påvirkningsfaktorer (Evju mfl. 2023). En kystnær beliggenhet gjør også at gruppen krever en annen utvalgsstrategi enn naturtyper som finnes overalt i landet. Naturtypene i gruppen er likevel ikke jevnt fordelt langs kysten, som gjør at én felles utvalgsstrategi ikke vil fange opp et representativt utvalg av alle naturtypene. For eksempel vil en utvalgsstrategi for å fange opp strandeng (se f.eks. Evju mfl. 2015) ikke fange opp et representativt utvalg av kystlynghei, fordi kystlyngheiene kan strekke seg mye lengre inn fra kystlinjen enn det strandengene gjør. Heller ikke fuglefjell-eng vil fanges opp, fordi de er såpass små i utstrekning at målrettet søk vil kreves for å finne dem, kanskje basert på en prediksjonsmodell. Kystnær natur vil inkludere både naturtyper fra naturlig åpne områder under skoggrensa og semi-naturlige naturtyper, i hovedsak semi-naturlige strandenger, som utgjør de største strandengarealene, særlig i Sør-Norge. Naturlige, stabilt åpne strandenger forekommer i sør, men er mer utbredt mot nord, særlig fra og med Nordland. Semi-naturlige og naturlige strandenger grenser dessuten ofte mot hverandre, da bare naturlige strandenger forekommer i den nedre delen av landstranda. De to strandengtypene bør derfor kunne overvåkes basert på det samme utvalget.

Gruppen med svært dynamisk natur i Figur 3.1 inneholder naturtyper som utgjør et mer eller mindre flyktig stadium i et naturlig suksesjonsløp. Slik natur kan forventes å endre seg relativt mye over korte tidsrom på 10-100 år, samtidig som nye forekomster av naturtypene oppstår jevnlig eller sporadisk andre steder, ofte grunnet naturlige forstyrrelser. Se også kap. 4.1.4 om overvåking av romlig dynamisk natur. To kystnære hovedtyper, T24 driftvoll, og T29 grus- og steindominert strand og strandlinje, er også preget av mye dynamikk og deres plassering i Figur 3.1 er derfor halvveis mellom plasseringene til gruppen 'Kystnær natur' og 'Dynamisk natur'. Sanddynemark er også i hovedsak knyttet til kysten, selv om den i Figur 3.1 havner sammen med 'Dynamisk natur'.

Myrtypene grupperes sammen nede til venstre i Figur 3.1. Merk at flere myrtyper er utelatt fra figuren siden de må regnes som for marginale, dvs. at de dekker svært lite areal. NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark og NA-VF01 Nedbørsmyr-skogsmark er i NiN 3.0 en del av hovedtypegruppe NA-V Våtmarkssystemer, og skilles fra annen myr gjennom at definisjonen av skogsmark⁵ er oppfylt. Skogsmark innen våtmark og fastmark har en del økologiske fellestrekk som gjør at det i noen tilfeller kan være hensiktsmessig å se slike arealer under ett. Dette gjøres blant annet med formål om å kunne anvende fjernmålingsdata i overvåking i Framstad mfl. (2022) og Eurostat (2022). Vi mener det er mest naturlig å følge NiN 3.0 og å prinsipielt holde alle de torvproduserende naturtypene innenfor våtmark, men anerkjenner at det er praktiske grunner til at man ikke klarer å skille arealer med tresatt fastmark fra arealer med tresatt våtmark. NA-VA01 Åpen jordvannsmyr har relativt god dekning gjennom det eksisterende ANO-programmet, med forekomst i nesten 2000 punkter fordelt på 501 flater. Åpen jordvannsmyr vurderes derfor

⁵ Skogsmark defineres i NiN 3.0 som «mark med sterkt preg av langvarig innflytelse fra trær og som ved et gitt tidspunkt er tresatt eller som i nær fortid har vært og i nær fremtid forventes igjen å være tresatt» (Edwardsen mfl. 2024: 272).

å være godt nok dekt for utvikling og beregning av indikatorer for økologisk tilstand, men vi presiserer at ANO trolig ikke vil gi nok datapunkter til å beregne unike referanseverdier for NiN-underenheter innen V1 eller ulike regioner basert på fjernmåling. V1 dominerer hovedøkosystemet våtmark rent arealmessig. V3 nedbørsmyr er nest størst i areal, men for denne typen finnes kun 100 flater i ANO (etter fire av fem år med datainnsamling).

Naturtyper som er eller ligner semi-naturlig eng inkluderer tre hovedtyper fra Figur 3.1 samt to marginale hovedtyper som er utelatt fra figuren. ASO-programmet er utviklet for å overvåke den økologiske tilstanden i semi-naturlig eng, spesielt T32 (Johansen mfl. 2017).

Flere hovedtyper i Figur 3.1 er ikke tilskrevet noen gruppe, og må diskuteres og vurderes hver for seg. Arealmessig er T27 blokkmark, T1 nakent berg og T33 boreal hei de mest utbredte. Blokkmark er i hovedsak knyttet til høyfjellet og er sådan ikke relevant med tanke på de tre hovedøkosystemene som behandles i denne rapporten. Nakent berg har også mye areal i fjellet, men finnes også i naturlig åpne områder under skoggrensa, spesielt ved kysten.

Boreal hei var en semi-naturlig enhet i NiN 2.3, men regnes ikke som semi-naturlig i NiN 3.0 med begrunnelse at dette er en hovedtype som ikke er betinga av hevd. Den har nå byttet navn til NA-TH01 avskoget hei og eng. Naturtypen har oppstått som følge av avskoging i fastmarks-skogsmark, og opprettholdes gjennom en kombinasjon av klimatiske faktorer og beitepåvirkning som til sammen forhindrer reetablering av skog. Hvis klimaet blir mer gunstig for trær eller beitepresset avtar, vil boreal hei etter hvert gå over til skogsmark, og hvis beitepresset øker, vil semi-naturlig eng bli resultatet. Denne naturtypen kan sies å stå i en særstilling siden den verken kan sies å være semi-naturlig eller naturlig slik disse begrepene brukes i fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø og Evju (red) 2017). Der defineres god økologisk tilstand ved at struktur, funksjon og produktivitet ikke skiller seg vesentlig fra referansetilstanden, og dette vil også være gyldig for boreal hei. Da vil god økologisk tilstand bety at den boreale heia verken ender som skog eller eng over tid. Det kan imidlertid være ulike syn på hva som bør definere god økologisk tilstand for boreal hei. I mangel på enighet vurderer vi at det vil være for prematurlig å opprette et overvåkingsprogram for økologisk tilstand i boreal hei.

De mest kalkrike delene av T2 åpen grunnlendt mark overvåkes i et eget program i deler av Norge (GRUK, Oslofjordområdet), mens det finnes både kalkfattig og kalkrik åpen grunnlendt mark spredt som mindre forekomster rundt om i landet. V8 strandsumpskogsmark kan inngå i hovedøkosystemet skog og dekkes i alle tilfeller, i hvert fall til en viss grad, av landsskogstakseringen. Strandsumpskogsmark langs kysten kan vurderes inkludert i en overvåking av havstrandsnatur siden denne naturtypen vil forekomme i tilknytning til andre kystbundne naturtyper.

T15 fosse-eng er en distinkt naturtype betinget av høy luftfuktighet rundt fossefall og en spesiell type regulerende forstyrrelse forårsaket av innkapsling av vegetasjon i is om vinteren. Fosse-enger har vegetasjon dominert av urter og gress som samtidig tåler til dels sterk forstyrrelse fra fossesprut. De fleste artene er flerårige, lyselskende og tåler høy jordfuktighet, særlig i flompeperioder (Bratli mfl. 2021). Nye forekomster oppstår sjeldent, mens eksisterende forekomster i hovedsak er truet av vassdragsregulering, og naturtypen er vurdert som sårbar (VU; (Ihlen mfl. 2018)). Et overvåkingsprogram for fosse-eng krever en unik og målrettet utvelgelsesprosess basert på eksisterende kunnskap om hvor naturtypen finnes, eksempelvis bruk av prediksjonsmodeller. For forslag til indikatorer, se Evju mfl. (2023).

T18 åpen flomfastmark i NiN 2.3 er i NiN 3.0 delt i NA-TE03 åpen flomfastmark, NA-TE04 langvarig oversvømt flommark og NA-TE08 flommarkseng basert på om det er hovedsakelig uvegetert mark eller en sluttet engaktig vegetasjon. Alle hovedtypene er naturlig åpne områder, som kan opptre både over og under skoggrensa, og er betinget av destabiliserende forstyrrelse i form av erosjon og sedimentasjon fra elvenes varierende vannføring. Vassdragsregulering er derfor den viktigste trusselen mot disse naturtypene, men også flomsikringstiltak, inngrep og arealbruksendringer er viktige påvirkninger (Evju mfl. 2023). Flomfastmark utgjør relativt store arealer i Norge innenfor hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa, og er representert

med åtte flater i ANO etter fire av fem år med overvåking (**Tabell 3.1**). For en vurdering av mulighetene ved å overvåke flomfastmark med fjernmåling, se kap. 8.

3.4 Nye ANO-moduler

Basert på gjennomgangen over, ønsker vi å foreslå tre nye ANO-moduler: ANO Havstrand, ANO Kystlynghei og ANO Myr. Disse tre modulene er likestilt, og alle tre modulene er viktige for å møte målsettingen med dette prosjektet. Resultatene fra ordinasjonsanalysen (**Figur 3.1**) er kun brukt som veiledende informasjon, og modulene er valgt på bakgrunn av følgende tre utvalgs-kriterier:

- Generell og prekær kunnskapsmangel om tilstanden i de naturtypene som inngår
- Spesielt viktige arealer innenfor hvert sitt respektive hovedøkosystem
- Naturtypene i den enkelte modulen kan identifiseres og overvåkes med den samme, eller svært lik, metode

Kunnskapsmangelen som det henvises til i det første utvalgs-kriteriet betyr at naturtypene ikke er godt nok representert i ANO eller noen annen nasjonalt dekkende overvåking. Dette punktet gjør for eksempel at semi-naturlig eng ikke foreslås som en ANO-modul, siden denne naturtypen allerede overvåkes gjennom ASO.

Andre utvalgs-kriterium viser til at de tre modulene dekker viktige naturtyper innenfor hvert sitt hovedøkosystem. De er viktige, enten arealmessig, eller av andre grunner. ANO Myr vil omfatte store arealer innenfor hovedøkosystemet våtmark. ANO Kystlynghei vil dekke en stor andel av arealet med semi-naturlig mark, særlig hvis boreal hei utelates (jf. NiN 3). ANO Havstrand omfatter artsrike og viktige funksjonsområder innenfor hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa.

ANO-modulene omfatter ikke hele hovedøkosystemer; til å gjøre det er hovedøkosystemene for bredt definert, og en felles overvåking for alle naturtypene som inngår i hovedøkosystemene ville brutt med det tredje utvalgs-kriteriet. At naturtypene *kan identifiseres og overvåkes med den samme, eller svært lik, metode* er grunnen til at semi-naturlig strandeng inkluderes i ANO Havstrand, og ikke for eksempel sammen med kystlynghei; strandenger, både naturlige og semi-naturlige, finnes langs kysten (samme utvalgs-ramme som ANO Havstrand) og overvåkes best med en transektbasert metode (samme feltprotokoll som ANO Havstrand). Det tredje utvalgs-kriteriet er også en av grunnene til at for eksempel fosse-eng eller flomfastmark ikke er foreslått å inngå i en modul, nettopp fordi naturtypene har såpass unikt utbredelsesmønster at det bør gjøres mer spesifikke romlige utvalg for å finne de ute i naturen (dvs. egne utvalgs-rammer, hjelpevariabler, stratifiseringslag osv.).

De tre utvalgte modulene blir beskrevet i detalj senere i rapporten.

4 Design

I dette kapitlet vil vi gå gjennom noen generelle betraktninger om hvordan vi bør overvåke naturen i de ulike modulene. Generell bakgrunnsinformasjon til kapitlet er hentet fra litteraturen (Lindenmayer mfl. 2022; Lindenmayer og Likens 2010; Bruce 2023; Jeliaskov mfl. 2022) eller fra erfaringer med andre nordiske overvåkingsprogrammer (se kap. 1.2) Til slutt gjennomgår vi gir vi noen fellesmetoder for alle ANO-modulene (se kap. 4.2).

4.1 Viktige ting å tenke på ved design

4.1.1 Vurdering av representativitet og behov for stratifisering

Det kan her være greit med en presisering av sentrale begreper, slik som representativitet og stratifisering, og hvordan dette henger sammen med de ulike formålene til den nye overvåkingen og bruksområdet til dataene som innhentes. Den tematiske avgrensingen til modulen sier noe om i hvor stor grad overvåkingen vil kunne representere hovedøkosystemet som helhet. Om man inkluderer hele hovedøkosystemet i modulen, uten videre stratifisering, så vil modulen kunne bli en ganske direkte forlengelse av ANO, men med fortetting av punkter for det hovedøkosystemet. Dette løser derimot ikke flere av de viktigste kunnskapsbehovene vi har. For våtmark for eksempel, så har vi kanskje nok punkter for å kunne gi estimer på økologisk tilstand for hovedøkosystemet, og disse verdiene vil representere *gjennomsnittsarealet* i dette hovedøkosystemet, som forenklet kan sies å være fattigmyr. Det vi derimot mangler av kunnskap for våtmarksøkosystemet, og om myr spesielt, er hvordan tilstanden er i mer spesifikke myrtyper, slik som rikmyr, nedbørsmyr, ulike torvmassivtyper og slåttemyr. Disse typene vil ikke bli fanget opp uten en ytterligere stratifisering, og hvor man kanskje velger å ikke inkludere den mest vanlige fattigmyra i overvåkingen. En tilstandsvurdering av hovedøkosystemet våtmark basert på data fra ANO vil gi indikatorer som er arealrepresentative for hovedøkosystemet, men det er andre typer, eller grader, av representativitet som også bør vektlegges i en slik tilstandsvurdering. For eksempel at viktige naturtyper eller miljøforhold er representert i dataene. Hva som er en viktig naturtype er ikke kun bestemt av dens totale areal eller utstrekning, men også dens økologiske funksjoner og dens potensielle biologiske mangfold. Denne typen representativitet er allerede vektlagt i de publiserte nasjonale tilstandsvurderingene, slik som for fjell og skog (Framstad mfl. 2022), der indikatorer er valgt, i hvert fall delvis, basert på relevans, og de er ikke vektet basert den relative arealmengden til naturtypene som indikatorene gjelder for. Også i naturavtalen spesifiseres det for eksempel i forbindelse med mål 3 (30% vern) at målet må sees i sammenheng med *arealer av særskilt betydning for naturmangfold og økosystemfunksjon og- tjenester* i hvert enkelt medlemsland i naturkonvensjonen og ikke bare opp mot landets areal (CBD 2022).

Å stratifisere betyr å dele opp modulen i ulike strata, eksempelvis i ulike naturtyper eller i ulike grupper basert på gradienter i sentrale miljøvariabler, slik som pH, høyde over havet eller lignende (se definisjon i **Tabell 2.1**). Deretter kan man ta et (balansert) utvalg av lokaliteter innenfor hvert stratum, og sørge for at det blir tilnærmet likt antall lokaliteter i hver strata. Dette tilsier en større feltinnsats pga. et økt antall elementære overvåkingsenheter. Det betyr også at unike indikatorer (og, i noen tilfeller, referanse- og grenseverdier) for økologisk tilstand kan beregnes for de ulike strataene. Stratifisering kan også gi flere synergier i forhold til andre forvaltnings- og databehov (jf. kap. 7.8), blant annet ved å sørge for at tilfanget av bakkesannheter for fjernmålingsbaserte modeller blir bedre.

Representativitet blir også tema når man skal velge hvilke variabler som skal samles inn gjennom overvåkingen. I FN-standarden for naturregnskap (United Nations 2021) er det tydeliggjort at valget av variabler/indikatorer skal begrunnes gjennom en kobling til sentrale økosystemkarakteristikker som er unike for hvert økosystem og som definerer hvordan de ser ut når de er i god økologisk tilstand. Dette gjør i praksis at indikatorsettet blir balansert rundt indikatorer som kan vise dårlig tilstand, og indikatorer som sjeldent viser noe annet enn god tilstand. Det er et

kriterium at indikatorene skal være følsomme for menneskelig påvirkning (Nybø og Evju (*red.*) 2017), men som eksempel, en indikator på fremmedarter i fjellet kan godt være følsom på endring i antall fremmedarter i fjellet, men dette er ikke (enda) ett problem for dette hovedøkosystemet, spesielt i de sentrale arealene av dens utbredelse. Indikatoren på *areal uten fremmede arter* kan da oppfattes som triviell og meningsløs, men selve datainnsamlingen er fortsatt nødvendig for å kunne fange opp når fremmedarter blir et problem i hovedøkosystemet fjell. Man bør derfor i forkant av en overvåking ha gjort seg opp en mening om hva som er relevant å samle inn data på for å kunne (i) gi et representativt bilde av den økologiske tilstanden for et areal og (ii) fange opp endringer i påvirkningseffekter over tid.

4.1.2 Krav til utvalgsstørrelsen

For at et nytt overvåkingsprogram skal kunne gi grunnlag for å beregne indikatorer for økologisk tilstand stilles det krav til dataenes oppløsning, dvs. tetthet av datapunkter, eller utvalgsstørrelsen. Utvalgsstørrelsen må i første rekke være stor nok til å kunne gi estimerer på nasjonale indikatorverdier, der usikkerheten i estimatet er mindre enn den forventet mulige endringen til indikatoren over tid. Videre er det ønskelig med en utvalgsstørrelse som gir muligheten til å beregne indikatorverdier for regioner, fylker, biogeografiske inndelinger, eller andre relevante arealer. Hvor stort utvalg en må ha for en gitt indikator, kan beregnes ved hjelp av en power-analyse. Det krever derimot at man gjør flere antagelser om den antatte romlige variasjonen i variabelen. Data fra ANO kan kanskje i noen tilfeller brukes til å beregne denne romlige variasjonen mellom naturtypeforekomster, der treffsikkerheten vil være direkte proporsjonal til forekomsten av den enkelte naturtypen i ANO.

Det andre kravet til utvalgsstørrelsen handler om relevans. Selv om det overordnede formålet med de nye overvåkingsmodulene er å kunne vurdere tilstand på nivå med hovedøkosystem, så er det få indikatorer som er relevante på tvers av alle naturtypene innenfor et hovedøkosystem. Indikatorene vil med andre ord nødvendigvis i stor grad bli spesifikke for deler av et hovedøkosystem, og da må kravene til utvalgsstørrelse oppfylles for disse delene; det er ikke tilstrekkelig at de er oppfylt for hovedøkosystemet. Dette gir spesielt store begrensninger for de tre hovedøkosystemene som denne rapporten omhandler, grunnet den store variasjonen som finnes innenfor våtmark, semi-naturlig mark og i særdeleshet i naturlig åpne områder under skog-grensa.

4.1.3 Bruk av utbredelsesmodellering

Modellerte kart av naturtyper kan brukes til å velge overvåkingslokaliteter basert på en sannsynlighet for forekomst. Metoden introduserer en del nye utfordringer når det gjelder arealrepresentativitet, men gjør samtidig at det blir mulig å styre søket slik at man kan finne et tilstrekkelig antall forekomster av sjeldne naturtyper. Det er viktig å kjenne til presisjonen til modellen som brukes da dette sier noe om sannsynligheten for falske negative. Vi anbefaler også, om man skal bruke utbredelsesmodeller under utvelgelsen av overvåkingslokaliteter, at denne metoden kombineres med metoden for varierende rutetetthet ved at man bruker sannsynlighetsverdiene i kartet til å ekskludere kandidatlokaliteter. Om man klarer å forsikre seg om at metoden ikke introduserer for mange falske negative, så gjør metoden at man kan bruke utbredelsesmodellering for å finne sjelden natur, og samtidig beholde kjennskapen til inkluderings sannsynligheten som jo er nødvendig for å i etterkant kunne beregne arealvektede estimerer basert på overvåkingsdataene. Merk også at bruken av en utbredelsesmodell i et utvalg gjør at det samme utvalget ikke kan brukes til å overvåke andre naturtyper enn de som inngår i modellen. Dette legger i praksis en ganske stor begrensning på når slike modeller kan brukes i overvåkingsprogrammer som ANO-moduler, der flere naturtyper inngår i samme modul.

4.1.4 Overvåking av romlig dynamisk natur

I ANO er det planlagt at de samme overvåkingslokalitetene følges over tid, dvs. overvåking med gjentak. Dette oppsettet er vanlig i mange overvåkingsprogrammer, eksempelvis landsskogstakseringen og ASO. En annen tilnærming er å velge nye lokaliteter hvert år. Dette er i prinsippet det som skjer under Naturtypekartleggingen etter Miljødirektoratets instruks. Så lenge utvalgsprotokollen er lik hver gang, eller at utvalget av potensielle overvåkingslokaliteter er så stort at man alltid kan velge nye tilfeldige lokaliteter fra samme populasjon, så vil en slik tilnærming gi like arealrepresentative data som et overvåkingsprogram med gjentak. En tredje tilnærming er å bruke koordinerte utvalg. Denne metoden representerer et kompromiss mellom å bruke midlertidige og temporære overvåkingslokaliteter (se definisjon i Tabell 2.1).

En fordel med gjentak er at den statistiske kraften til å oppdage endringer over tid økes i forhold til en overvåking uten gjentak. En annen viktig fordel er at utgiftene med gjenbesøket vil være betydelig mindre enn ved første inventeringen. Dette gjelder spesielt for de semi-naturlige naturtypene der kontakt med grunneiere og flybildetolkning er både viktige og tidkrevende oppgaver. En ulempe med overvåking med gjentak er at det skjer på bekostning av den romlige variasjonen som man er i stand til å inkludere i overvåkingen. Overvåking med gjentak krever derfor at utvalgsstørrelsen er tilstrekkelig stor til å fange opp bredden av mulige utforminger og miljøforhold innenfor naturtypen. Overvåkingsprogrammer uten gjentak har også noen fordeler over de med gjentak. Den viktigste er trolig at et slikt program vil kunne *følge* elementer eller fenomener i naturen som er dynamiske og som flytter seg over tid, eksempelvis pga. metapopulasjonsdynamikk eller forskyvninger i utbredelsen grunnet klimaendringer. En målrettet eller på annen måte stratifisert overvåking av natur som baserer seg på dagens kjente forekomster, løper risikoen for at større endringer i utbredelsesmønsteret til naturtypen ikke fanges opp i fremtiden.

Et overvåkingsprogram som initieres i dag, bør ha en relativt lang tidshorisont som også blant annet er rustet til å svare på spørsmål relatert til effekten av klimaendringer og en nordrettet forflytning av naturtyper og arter. I NILS (se kap. 1.2.4) er dette hensyntatt ved at (edel)løvskoger også overvåkes utenfor dagens utbredelse (i vanlig løvskog) med den hensikten at man etter hvert vil kunne fange opp nye forekomster der klimabetingelsen i dag ikke gir rom for utviklingen av edelløvskog. I NILS benyttes også koordinerte utvalg for oppdatering og vedlikehold av balanserte utvalg, også når noen overvåkingslokaliteter endrer seg såpass at de ikke lengre inngår i overvåkingsuniverset (eksempelvis om kystlynghei har blitt til skog, og derfor ikke skal overvåkes i fremtiden innenfor en kystlyngheimodul).

Gruppen med svært dynamisk natur i Figur 3.1 kan ikke like enkelt overvåkes med faste lokaliteter siden det første utvalget av forekomster gradvis vil representere et senere suksesjonstrinn enn hva som er gjennomsnittet for hele naturtypen (men se kap. 4.2.7 om koordinert utvalg). Det kan for disse naturtypene være mer aktuelt å se på forekomstene som strukturelle elementer i et hovedøkosystem, og bruke antallet, fordelingen eller en annen variabel avledet av et forekomstkart for naturtypen, som en indikator for økologisk tilstand i et hovedøkosystem (se kap. 8). Som eksempel har forekomster av driftvoller allerede blitt vurdert som en indikator for god økologisk tilstand i hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa (Evju mfl. 2023). Strandberg, åpen grunnlendt mark ved kysten, og andre naturtyper som i stor grad er betinget av landhevingen, er ikke regnet med til gruppen med svært dynamisk natur da det er vurdert her som at denne suksesjonen er for sakte til at man nødvendigvis trenger å ta større hensyn til dette under overvåkingen. Landheving i dag er raskest ved Svenskegrensa mellom Hedmark og Troms med ca. 50 cm på 100 år, men langs kysten, hvor disse endringene merkes best, er landhevingen mye mindre, og noen steder negativ⁶.

⁶ https://snl.no/landhevning_og_landsenkning

4.2 Helhetlig strategi for ANO-modulene

Selv om de tre modulene som beskrives i denne rapporten nødvendigvis er utformet noe ulikt, nettopp for å være relevante for de naturtypene som inngår i modulene, så er det lagt stor vekt på at man forsøker å bruke de samme metodene og de samme tilnærmingene der det er mulig. Dette kapitlet oppsummerer de viktigste fellesnevnerne på tvers av modulene. Noen aspekter er beskrevet i større detalj under, mens for andre refereres det til definisjonen av begreper i Tabell 2.1. Tabell 4.1 lister opp metodene og tilnærmingene som er brukt i de ulike modulene.

Bruk av felles metoder, heretter kalt standardmetoder, gir flere synergieffekter, inkludert effektivisering. For eksempel vil dataforvaltning, opprettelse av databaser, konvertering til Darwin Core standardformat, dokumentasjon av metode, og mer, forenkles når modulene har samme fundamentale oppbygging (f.eks. bruk av SSB-ruter eller samme feltvariabler). Opplæring rundt bruk av balansert sampling, og gjennomføringen av selve utvalgene basert på denne metoden, tar ikke mye lengre tid om det nå skal gjøres for én eller tre moduler. I tillegg vil en protokoll og generell rigg for flybildetolkning av kandidatflater kunne i stor grad overføres mellom moduler.

Vi har i starten av prosjektet vurdert om metodikk og valg av overvåkingslokaliteter kan samkjøres med eksisterende overvåkingsprogrammer, slik som den nasjonale insektovervåkingen, hekkefuglovervåkingen (TOV-E) og landsskogtakseringen. Konklusjonen har vært at ingen av disse er like relevante som ANO, ASO, GRUK og NILS, som er beskrevet i kap. 1.2.

Noe av beskrivelsene under forskutterer det som kommer i de etterfølgende kapitlene der de ulike modulene beskrives hver for seg i mer detalj.

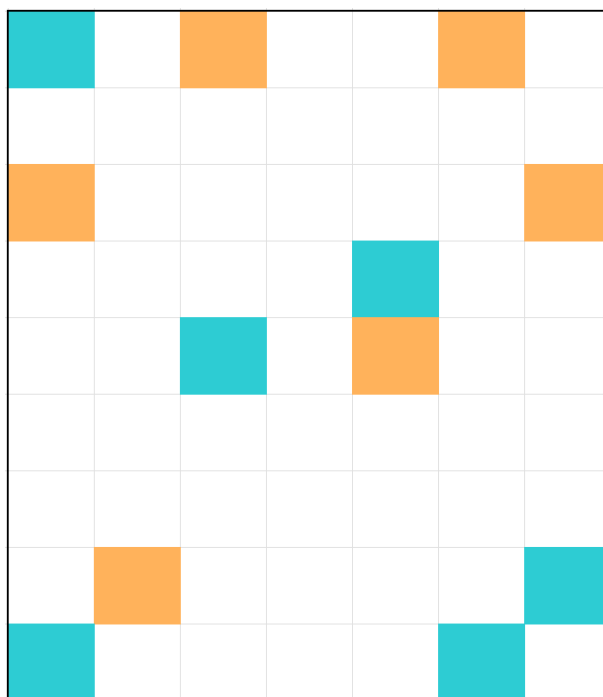
4.2.1 SSB500

ANO sitt utvalg av overvåkingslokaliteter er basert på SSBs 500 × 500m statistiske rutenett (SSB500). De tre modulene bruker i utgangspunktet det samme rutenettet, med unntak av kystlynghei som i tillegg bruker SSB10km, som i praksis er grupper av 400 SSB500-ruter slått sammen. Alle SSB500-rutene har unike identifikasjonsnummer (SSBid) som det også er knyttet en del statistikk til, slik som befolknings- og jordbruksstatistikk⁷.

4.2.2 Varierende rutetetthet

Rutetettheten tilsvarer utvalgsstørrelsen, slik at en rutetetthet på 1000 (slik som i ANO) får en utvalgsstørrelse på 1000 flater. Om man i ett og samme overvåkingsprogram ønsker å fange opp vanlige og mindre vanlige naturtyper med ulik forekomstfrekvens, uten at datamaterialet blir dominert av de vanligste typene, så kan man bruke varierende rutetetthet. Dette betyr at vanlige naturtyper overvåkes i et relativt glissent rutenett, mens mer sjeldne naturtyper overvåkes i et tettere rutenett (i tillegg til det glisne rutenettet, se **Figur 4.1**). En viktig fordel med denne tilnærmingen er at man beholder informasjonen om inkluderings sannsynligheten også under stratifisering, slik at man kan tilbakeberegne og lage arealvektet statistikk basert på begge innsamlingene. Varierende rutetetthet brukes systematisk i alle overvåkingsmodulene i NILS (Adler mfl. 2020).

⁷ <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/areal/artikler/kart-og-geodata-fra-ssb>



Figur 4.1. Varierende rutetetthet er her eksemplifisert med to nøstede utvalg; Blå_6 og Oransje_12. Blå_6 består av seks områder (blå ruter). Oransje_12 består av både de blå og de oransje rutene (til sammen 12). Blå_6 blir her et glissent utvalg, best egnet for å observere vanlige fenomener (eksempelvis naturtyper), sammenlignet med Oransje_12, som er bedre egnet for å finne relativt sjeldne fenomener. Navnesystemet for utvalgene er slik at om det også eksemplifiseres 10 delområder inne i hver blå rute, kan hele dette utvalget av delområder beskrives som Blå_6x10 med total 60 områder.

En annen metode for å oppnå det samme, dvs. å fange opp vanlig og mindre vanlige naturtyper uten at datamaterialet blir dominert av de vanligste typene, er å sette et øvre tak for hvor mange forekomster av en gitt naturtype som skal inkluderes fra hver SSB500-rute, og bruke det som NILS kaller utvalgsklasser (kap. 1.2.4) til å sette tak på hvor mange forekomster av hver naturtype som skal inkluderes. Dette kan for eksempel gjøres ved å avgrense alle forekomster av relevante naturtyper på kart, typisk ved hjelp av flyfoto. Det varierer derimot fra tilfelle til tilfelle hvorvidt naturtypene kan identifiseres fra flyfoto. Denne metoden kan også kombineres med metoden for varierende rutetetthet (slik som i myr-modulen; kap. 7.7).

En tredje metode er å inkludere naturtypeforekomster opp til man har et gitt antall, for så å ekskludere nye forekomster av den samme typen samtidig som man fortsetter å lete etter andre naturtyper. Dette gir oss derimot ikke en kjent inkluderings sannsynlighet eller mulighet for å beregne arealvektede estimer på økologisk tilstand.

I noen tilfeller vil det være praktisk å ha entydige navn på de ulike utvalgene (i praksis en liste med lokalitets-IDer – SSBid i mange tilfeller). Vi introduserer derfor et navnesystem for utvalg. Navnene begynner med navnet på modulen, fulgt av en understrek og deretter størrelsen på utvalget (**Figur 4.1**). For å henvise til utvalget slik det så ut i ett spesielt år, utvider man navnet med en ny understrek og deretter årstallet i parentes. Hele tusen skrives med en *k*. For Myr med utvalgsstørrelse 500, 1000 og 2000 kan det se slikt ut:

- Myr_500
- Myr_1k
- Myr_2k

Utvalget i Myr_500 kan endre seg fra år til år på grunn av fleksibiliteten som ligger i et koordinert utvalg. Derfor kan man henvise til en helt unik liste av lokalitets-IDer, for eksempel slik listen var i 2024, slik:

- Myr_500_(2024)

Utvalgene er hierarkiske, slik at halvparten av lokalitets-IDene i Myr_2k vil også finnes i Myr_1k. Det betyr at de største utvalgene må gjøres først (eks. Myr_20k), før man igjen tar et balansert utvalg fra dette utvalget (eks. Myr_10k), og så videre nedover til det mest glisne utvalget.

4.2.3 Romlig klumping og hierarkisk innsamling

Å samle overvåkingslokaliteter geografisk og å gjennomføre feltarbeid av nærliggende lokaliteter samtidig eller i samme år, er ressursbesparende, men kan gå på bekostning av representativiteten i utvalget. Romlig klumping betyr man velger overvåkingslokalitetene slik at de havner nært hverandre. Dette gjør at feltarbeidet blir lettere og med mindre transport. Ulempen er at man ikke får den samme geografiske spredningen i lokaliteter som man kanskje ønsker. En annen ulempe kan være at noen regioner får mye feltinnsats ett år, mens en annen region får mer innsats ett annet år. Dette gjør at det ikke blir mulig å skille variasjon mellom årene (mellomårsvariasjonen) i eksempelvis klima eller værhendelser, fra den romlige variasjonen mellom regionene. Hierarkisk innsamling er en mer strukturell form av romlig klumping, men mye av prinsippene er de samme. Dette refereres ofte til på engelsk som *nested* eller *blocked design*, eller nøstet/blokket design. I denne metoden velges først en større enhet (eksempelvis en SSB500-rute), og deretter velges flere overvåkingspunkter innenfor denne. Informasjonen om slektskapet mellom overvåkingspunktet og SSB-ruten beholdes, og man er i stand til å statistisk sett å kontrollere for den romlige avhengigheten. Dennis m.fl. (2010) beskriver hvordan overvåking kan gjøres bedre med flere replikasjoner per tidspunkt (under samme miljøforhold). ANO gjør dette gjennom å ha 18 punkter innenfor en flate. Det kan også gjøres ved å ha flere flater sammen, eller ved å ha uavhengig vurdering av de samme punktene/flatene samtidig.

Alle ANO-modulene benytter en form for hierarkisk innsamling. Myr- og havstrandmodulen inkluderer hhv. flere overvåkingspunkter eller -transekter i hver utvalgte SSB-rute. Kystlyngheimodulen velger flere SSB500-ruter innen samme SSB10km-rute.

4.2.4 Flybildetolkning

Når man gjør et tilfeldig eller balansert utvalg av SSB500-ruter for å lete etter relativt sjelden natur, vil man nødvendigvis få mange ruter uten noen forekomster, eller hvor sannsynligheten for forekomster er svært liten. Screening basert på ulike fjernmålingsmetoder (oftest flybildetolkning) brukes som del én i en tottrinnsutvelgelse av overvåkingslokaliteter for å unngå unødvendig mange bomturer i felt der man ender opp med ikke å finne den naturen man leter etter. Historiske flybilder er nyttige for å identifisere områder som tidligere har vært åpne, slik som gjengroende kystlynghei, og flybildetolkning er slik sett viktig for å identifisere relevante forekomster i dårlig tilstand. I dette screening-steget er det også mulig å kategorisere forekomster og bruke dette i en stratifisering e.l. (se kap. 1.2.4 for hvordan dette gjøres i NILS). Det er også mulig å registre noen variabler som kan være relevante for å beskrive den økologiske tilstanden til naturtypen, men som kan være vanskelig å se i felt (fra bakken). Det kan for eksempel være strukturer på myr.

Alle ANO-modulene involverer flybildetolkning for å ekskludere åpenbart uegnede kandidatflater eller overvåkingspunkter. For kystlynghei-modulen avgrenses også polygoner med forekomster av kystlynghei i den samme prosessen, men i havstrand-modulen brukes dette steget til å tegne inn en linje der overvåkningstransektet skal gå.

4.2.5 Bakkesannhetspolygon

Utvalgskartlegging gir ikke data med høy nok oppløsning til å si noe den økologiske tilstanden på lokalt nivå. Samtidig er det et stort behov for nettopp denne typen høyoppløselig data om natur. Bakkesannheter kan brukes til å trene modeller basert på fjernmålingsdata. Disse modellene kan gi svært høyoppløselig og relevante data for mange forvaltningsformål, inkludert økologisk tilstand. For å fungere som bakkesannhet kreves det at lokale, verifiserte data knyttes til homogene polygoner hvor disse verdiene er gyldige. Alle ANO-modulene skal kunne levere bakkesannhetspolygoner. Disse bør være både så store og så homogene som mulig. Det er derimot ikke en felles metode som ser ut til å fungere for alle tilfeller, og utformingen av polygone blir ulik i hver modul.

LUKAS-polygoner er godt egnet for ANO Myr, da de gir en praktisk og konsistent måte å avgrense homogene områder på. Slike polygoner kan beskrives med enkle koordinater som angir avstanden, i fire himmelretninger, til der hvor naturtypen går over til en annen. For å unngå at for store polygoner må kontrolleres i felt, bør det settes en maksgrense for avstand til sentrum, eksempelvis 30 m. Metodikken med avgrensing av LUKAS-polygoner er lett å implementere i felt. LUKAS-polygoner er også den mest aktuelle metoden når man vurderer å innhente bakkesannheter fra ANO, og det kan dermed bli en synergieffekt mellom ANO og ANO Myr.

For ANO Kystlynghei vil hele polygoner som dekker denne naturtypen tegnes eller avgrenses, på samme måte som man annoterer data for maskinlæring. Dette gir en presis representasjon av naturtypen, som er nødvendig for å fange opp variasjon og strukturer innenfor større sammenhengende arealer.

I ANO Havstrand møter vi en annen utfordring, da naturgradientene i havstrand er svært dynamiske og sonene ofte er små og skiftende. For slike miljøer vurderes det å bruke transekter som er 10 meter brede. Innenfor disse transektene kan grensene mellom sonene være mindre enn 10 meter, og det vil derfor være nødvendig å kartlegge sonene med høy presisjon langs transektene. Dette gir en fleksibel tilnærming som kan tilpasses den naturlige variasjonen i disse dynamiske kystmiljøene.

4.2.6 Balansert prøvetakning

Alle ANO-modulene vil basere sin overvåking på et balansert utvalg av lokaliteter. Et balansert utvalg gir betraktelig høyere presisjon enn et tilfeldig utvalg (se i definisjonen av begrepet i **Tabell 2.1**). Det krever derimot noe mer datahåndtering (se kap. 4.2.8). I denne rapporten gjør vi bare en overfladisk vurdering av hvilke hjelpevariabler som kan være aktuelle for de ulike modulene, mens gjennomføringen av selv utvalgene er ikke påbegynt.

4.2.7 Koordinert utvalg

Alle ANO-modulene legger opp til at det skal være mulig å gjennomføre koordinerte utvalg (se definisjon i **Tabell 2.1**). Bruk av koordinerte utvalg kan brukes både på nivå med populasjonsenheten (SSB-ruten) og på nivå med enhetsstøtten innad i populasjonsenhetene.

Koordinert utvalg av populasjonsenheter muliggjøres ved at man har en godt etablert dataflyt (se kap. 4.2.8) og navngivningssystem (se kap. 4.2.2): ved å vedlikeholde eller oppdatere utvalgsrammene og hjelpevariablene i en relasjonell database, kan man enkelt gjøre nye utvalg basert på ny kunnskap, og så gi disse utvalgene nye navn. Ny kunnskap kan her være at man har grunn til å utvide den geografiske avgrensningen, eller man har fått bedre oppløsning på noen hjelpevariabler, eller man har nye hjelpevariabler. Det kan også være at man har nye kartbestemte strata som man ønsker å inkludere i en romlig stratifisering. En slik oppdatering av utvalget vil

være mulig å fase inn gradvis, slik at man til enhver tid opprettholder en gitt andel gjentak i overvåkingen og at man opprettholder et balansert utvalg.

Bruk av koordinert utvalg av enhetsstøtte innad i populasjonsenheter kan for eksempel bety at om et overvåkingspunkt har endret naturtype mellom inventeringer til en type som ikke inngår i avgrensningen til modulen, så kan et nytt punkt velges fra samme populasjonsenhet, på en forhåndsbestemt måte. Det vil trolig ikke være nødvendig i noen av ANO-modulene å gjennomføre et balansert utvalg av enhetsstøtte innad i populasjonsenheter, så denne typen koordinert utvalg kan trolig gjennomføres ganske enkelt. Det vil uansett være nødvendig å utvikle protokollene for koordinert utvalg over de neste årene i takt med at vi lærer mer om behovene og konsekvensene ved denne metoden.

4.2.8 Dataflyt

God dataflyt er essensielt for en effektiv drift av naturovervåking. Vi deler i det følgende opp dataflyt i to deler: data før og etter feltarbeidet.

Dataflyt før feltarbeidet

Det er også mye data som skal gjennomgås og behandles før man går ut i felt. Dette gjelder blant annet kurering av romlige data for utførelsen av balanserte og koordinerte utvalg, samt behandling av flybilder og andre fjernmålingsprodukter (se kap. 4.2.4). Vi har her tatt utgangspunkt i at ansvaret for disse arbeidsprosessene og dataene ligger hos de som utfører naturovervåkingen. De romlige dataene som underligger utvalget av overvåkingslokaliteter bør lagres sentralt (ett sted, og ikke som kopier på ulike datamaskiner) og forvaltes og dokumenteres slik at prosessen med gjennomføringen av utvalgene er reproduserbar. Disse dataene inneholder SSB-rutenett, utvalgsrammer, konkrete utvalg, og hjelpevariabler. Reproduserbarhet er viktig både for den vitenskapelige kredibiliteten til arbeidet, men også fordi utvalgene er tenkt å bli oppdatert over tid (koordinert utvalg, se kap. 4.2.7), og fordi nye utvalg må kunne gjennomføres med samme metoder, for eksempel om man i fremtiden ønsker å utvide modulene med en type stratifisert utvalg, eller at helt nye moduler skal legges til. Det er også viktig at det ikke hersker tvil over hvilke overvåkingslokaliteter som inngår i de forskjellige utvalgene.

Vi har opprettet en relasjonell PostgreSQL-database for å kurere databehovene rundt gjennomføringen av romlige utvalg i utviklingen av ANO-modulene. Databasen eksisterer som en minimumsversjon (*proof-of-concept*), og det er laget en nettside for å gi hjelp til hvordan man legger inn og leser tilbake data fra databasen⁸. Flere datasett kan snart legges inn i databasen, og fra denne samlingen av data kan man gjennomføre de balanserte utvalgene av overvåkingslokaliteter. Data kan leses direkte inn i R uten geometrien for å lette prosesseringen. Det er også mulig å bruke postGIS for å gjøre større geometriske operasjoner på de romlige dataene i databasen. Dette er en arbeidsmetode som benyttes også i NILS-programmet. Denne databasen ligger nå hos NINA, men er åpen for både innsyn og samarbeid på tvers av institusjoner.

Arbeidsflyter for gjennomføring av flybildetolkingen er ikke etablert. Det vil hentes inspirasjon og erfaring fra NILS-programmet og ASO om hvordan dette bør gjøres.

Det er viktig å etablere en tydelig dataflyt for bakkesannhetspolygonene slik at de kan brukes effektivt i modelltrening og videre analyse. I felt brukes i dag hovedsakelig Survey123 til å samle inn data, og dette kan fungere for enkle polygoner som LUKAS-polygoner. For disse kan dataene ofte beskrives med fire koordinater som definerer lengdene i himmelretningene. For mer komplekse polygoner, som i havstrand og kystlynghei, kan det derimot være nødvendig å tegne polygonene direkte i GIS, enten i felt eller basert på flyfoto. Valg av applikasjon og lagring er avgjørende for en effektiv arbeidsflyt. Survey123 kan fortsatt være nyttig for enklere polygoner, men for avanserte tilfeller anbefales det å bruke GIS-programvare, med støtte for mer

⁸ https://ninanor.github.io/ANO_con/

detaljert kartlegging. Om man bruker NiN-appen til dette kan kartlegger gjennomgå kvalitetssikring før de sendes videre til nasjonale datalagre. Om det brukes et annet system kan være hensiktsmessig å opprette en mellomlagring i interne systemer fremfor å sende dem direkte til Miljødirektoratet. Dette sikrer at polygonene er korrekt kartlagt og formatert før de tas i bruk i nasjonale sammenhenger.

Dataflyt etter feltarbeidet

For ANO-moduler har vi tatt utgangspunktet i at Miljødirektoratet har ansvaret for dataene fra de samles inn i felt og til de publiseres i databaser. Det eksisterer dataflyter for lignende overvåkingsprogrammer i regi av Miljødirektoratet, og apper og datarutiner fra både ANO-overvåkingen og naturtypekartleggingen er spesielt relevante, og trolig mulig å gjenbruke i stor grad. Noen ting må oppgraderes, slik som å legge til nye variabelsett til de ulike modulene, samt å legge om fra NiN 2.3 til NiN 3.0. Vi tror også det er betraktelig forbedringspotensial i måten dataene forvaltes på. Det aller viktigste punktet i så måte er at dataene bør publiseres åpent og gjøres tilgjengelig på et standardisert format. Det er viktig at de som utvikler og vedlikeholder feltprotokollene rutinemessig kan analysere dataene som produseres for dermed å se om dataene oppfyller formålet og holder den kvaliteten de bør ha. Dette er løftet fram som et sentralt punkt som karakteriserer gode og effektive naturovervåkingsprogrammer (Lindenmayer og Likens 2010). I dag publiseres data fra ANO på Miljødirektoratets egen kartkatalog med en datastruktur og en metadata som vanskeliggjør videre arbeid med dataene. Det vil øke kvaliteten på ANO-moduler, og gjøre dataene bedre tilgjengelig og forståelig for analyser, om dataene ble effektivt kurert fra feltinnsamling og til en database som baserer seg på en etablert datastruktur (Darwin Core). Vi anbefaler å publisere dataene på GBIF, noe som også gjør de enkelt nedlastbare via Living Norway.

Tabell 4.1. Liste over standardmetoder og i hvilken måte de er benyttet i ANO og i de ulike modulene.

Metode	ANO	Havstrand	Myr	Kystlynghei
SSB500	✓	✓	✓	✓ ¹
Geografisk avgrensning	✗	Kyst	Ulike myrkart	Utbredelseskart
Geografisk stratifisering	✗	✗	✓ 11 bioklimatiske regioner	✓
Hierarkisk innsamling	✗	✓	✓	✓
Sannsynlighetsbasert utvalg	✗	✗	✓	✓ ⁴
Varierende rutetetthet	✗	✓ <i>n</i> /2 for øyer	✓ <i>n</i> ×2 for sjeldne typer	✓ <i>n</i> ×2 for rikhei <i>n</i> ×2 for nord- og sørytterkantene av utbredelsesområdet
Balansering	✗ ²	✓	✓	✓
Flybildetolkning	✗	✓	✓	✓
Enhetsstøtte	18 systematisk plasserte punkter	Varierende antall transekter	36 systematisk plasserte punkter	Forekomst-polygon
Bakkesannhetspolygon	✗	Forekomst-polygon	LUKAS-polygon	Forekomst-polygon
Koordinert utvalg	✗ ²	✓	✓	✓
PMDD	✗	✓ ³	✓ ³	✓ ³

¹ANO Kystlynghei bruker også SSB10km rutenettet.

²ANO-utvalget kan balanseres gjennom en gradvis oppdatering av utvalget.

³Planned missing data design (PMDD; (Noble og Nakagawa 2021)) er tenkt brukt i alle tre modulene, men ikke ferdig utviklet.

⁴Universet til kystlyngheimodulene avgrenses helt ved hjelp av utbredelseskart som er delvis modellbasert.

5 ANO Havstrand

Den norske kysten er lang og variert, og mange steder er kystområdene under stort press. SSB anslår at nesten en tredjedel av arealet i strandsonen er påvirket av menneskelige inngrep⁹, men det er store forskjeller mellom ulike deler av Norge.

Kysten er en viktig del av norsk historie og kultur. Tradisjonelt er kystnaturtypene viktige arealer med en lang historie med skipsfart, beiting, slått, tanghøsting og fiske. Selv om økotonen mellom sjø og arealer uten saltvannspåvirkning er smal og utgjør relativt lite areal, er den kystnære naturen svært viktig for biologisk mangfold. Kystnære områder omfatter flere rødlistede naturtyper, både naturlige og semi-naturlige, og er leveområde for mange arter, både vanlige og sjeldne. Kystnær natur har også svært viktige økosystemfunksjoner. Blant annet fungerer vegetasjonen i disse naturtypene som en buffer mot påvirkningene fra havet, og med økende havnivå og ekstremvær vil en intakt natur langs kysten hjelpe med å avverge de viktigste negative effektene av dette, som erosjon og tap av habitat og areal. Kystnaturen har fått en spesiell status i EU, og flere av typene inngår i habitatdirektivet (Direktiv 92/43/EEC 1992).

5.1 Avgrensning

Modulen ANO Havstrand omfatter hele kystlinjen langs fastlandet, samt alle øyer innenfor grunnlinjen, og alle naturtyper som forekommer langs et transekt fra vannlinjen og opp til ikke-saltvannspåvirkede hovedtyper av fastmark- eller våtmarkssystemer, eksempelvis hei, myr, skog eller jordbruksmark. Dette betyr at modulen i praksis strekker seg til rundt grensen mot epilittoral sone. Unntak gjøres for sanddynemark og strandsumpskogsmark som også overvåkes ovenfor denne grensen.

De vanligste hovedtypene av natursystemer som kan påtreffes er gruppert innenfor hovedtypegruppen fastmarkssystemer i NiN, der regelmessig naturlig påvirkning fra vind og sjø bidrar til å opprettholde masseforflytning og miljøstress. Dette omfatter blant annet strandberg, saltanrikkingsmark, strandeng, semi-naturlig strandeng, sanddynemark, marin driftvoll, og grus- og steindominert strand/løsmassestrand (**Tabell 3.1**). Disse naturtypene er naturlig dynamiske, og bølgesprut, tidevann og vind utgjør regelmessige forstyrrelser, som bidrar til miljøstress og holder naturtypene naturlig åpne. Et unntak fra dette er semi-naturlig strandeng som hovedsakelig er beitebetinget. Vanligvis forekommer en sonering fra sjø til landsiden og en langsom naturlig suksesjon mot andre fastmarkssystemer, der hastighet er avhengig av naturlig forstyrrelsesregime (eks. eksponert vs. beskyttet), substrat (eks. grov stein vs. silt), klima (eks. lengde på vekstsesongen) og landhevingshastighet.

I T8/NA-TC06 fuglefjelleng er regelmessig og høy fuglegjødsling fra sjøfuglkolonier en viktig forutsetning, og disse engene er også en del av kystnær natur. Også andre åpne naturtyper forekommer gjerne kystnært, særlig vanlig er T1 nakent berg og T2 åpen grunnlendt mark. I tillegg forekommer V8/NA-VF02 strandsumpskogsmark (grunntype VF02-03 kalkrik saltpåvirket havstrandsumpskogsmark) og V1/NA-VA01 åpen jordvannsmyr (grunntype VA-01-32 kalkrikt matenivå i myrkant med saltpåvirkning) i økotonen mellom sjø og arealer uten saltvannspåvirkning. Åpen saltvannspåvirket myr forekommer i supralitoralbeltet først og fremst i Nord-Norge.

Havstrender er naturlig åpne (med unntak av strandsumpskogen). Selv om arealene tradisjonelt har vært i bruk, har bruken i hovedsak ikke vært så gjennomgripende at semi-naturlige naturtyper er utviklet. Unntaket er de semi-naturlige strandengene, som raskt gjennomgår suksesjon, som regel mot rene bestander av takrør, ved opphør av hevd, og beitede bakland, som T32-C-19 sanddyne-eng. Ofte kan grenseovergangene mellom semi-naturlige og naturlig åpne naturtyper i kystsonen være gradvise og vanskelige å avgrense klart.

⁹ <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/areal/statistikk/byggeaktivitet-i-strandsonen>

5.2 Tidligere arbeid med overvåking

På 1980- og 1990-tallet ble det gjennomført kartlegging av havstrender i de fleste av Norges fylker som ledd i oppfølgingen av St.meld. nr. 68 (1980-81) *Vern av norsk natur*. Formålet med kartleggingen var å dokumentere vegetasjon og flora, med regionale variasjoner, i ulike typer havstrender. Se referanselisten i Lundberg (2013a). Dette omfattende arbeidet har bidratt til betydelig økt kunnskap om både forekomst og status for kystnære naturtyper i Norge. Lokalitetene ble ofte avgrenset som landskapsobjekter i den forstand at de inkluderte en helhetlig kystlinje med mange ulike naturtyper. Verdikriterier basert på vegetasjon og flora (variasjon, forekomst av sjeldne/truete vegetasjonstyper og arter) og lokalitetenes størrelse og inngrepsstatus, la grunnlag for en verdivurdering av hver enkelt lokalitet.

I ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter – Kartlegging og overvåking) ble strandenger (semi-naturlige og naturlige) kartlagt i de sørligste fylkene i Norge (Evju mfl. 2015). Tre ulike tilnærminger for utvalg av områder for kartlegging ble brukt. I den ene ble overvåkingslokaliteter valgt tilfeldig, der overvåkingslokaliteter ble definert som settet av SSBs rutenett på 250 × 250 m som krysser kystlinjen i fylkene Østfold, Agder og Rogaland. Det ble trukket 300 ruter fra hvert datasett (Østfold, Agder og Rogaland), som ble gitt løpenummer 1–300. Rutene ble først undersøkt ved skrivebordet med topografiske kart, flyfoto, informasjon om strandeng- og strandsumplokaliteter i Naturbase og funn av rødlistearter tilknyttet strandeng i Artskart. Skrivebordsarbeidet startet med ruten med løpenummer 1, der sannsynlighet for forekomst av strandeng ble vurdert og ruten ble kategorisert som enten "JA" eller "NEI". Denne prosessen ble gjentatt til man hadde 50 JA-ruter. Et utvalg av JA-rutene ble så oppsøkt i felt, polygoner av strandeng ble avgrenset og beskrevet etter fastsatt protokoll, og alle karplanter ble registrert. ARKO-prosjektet viste at forekomstfrekvensen av strandenger langs kystlinjen varierer geografisk: mens 31 % av alle 250 × 250 m langs kysten av Østfold ble estimert å ha forekomst av strandeng, var tilsvarende tall 8 % i Agder og 14 % i Rogaland (Evju mfl. 2015). Arealet av strandenger innenfor ruter med forekomst, varierte også betydelig: fra i gjennomsnitt 2152 m² i Østfold til hhv. 718 og 664 m² i Agder og Rogaland.

Det ble utarbeidet et forslag til overvåking av bevaringsmål i verneområder med havstrender i 2013 (Lundberg 2013). Fokus i utredningen er lokal overvåking av tilstandsindikatorer knyttet til bevaringsmål for det enkelte verneområdet. Fordi overvåking skulle foregå i enkeltområder, ville aktuelle indikatorer kunne variere mellom områder, avhengig av områdets naturkvaliteter og bevaringsmål (**Tabell 5.1**). Registreringer langs transekter ble anbefalt for å overvåke endringer i sonering (bredde av ulike utforminger), vegetasjonsstruktur og vegetasjonsendringer. Lundberg (2013) foreslår at det etableres ett til tre transekter på tvers av soneringene fra ytre, sjønære deler av stranda til indre, høyereliggende deler, med permanent merking av start- og sluttpunktene.

En overvåkingsmodul for kystnære naturtyper i Norge ble først foreslått i 2023 (Evju mfl. 2023, Nybø mfl. 2023). Kunnskapen om naturtypene langs kysten (definisjon og avgrensning) og betydningen av lokale påvirkninger på tilstand ble vurdert til relativt god, mens kunnskap om hvordan ulike typer klimaendringer, som endringer i temperatur- og nedbørsforhold, ekstremhendelser osv., vil påvirke areal og tilstand av naturtypene, er mindre god.

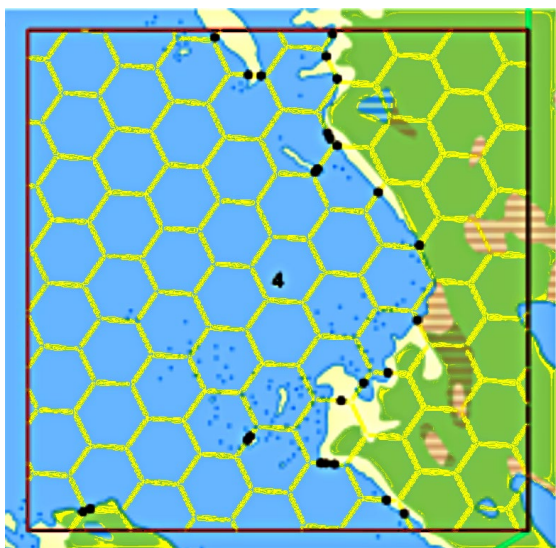
Tabell 5.1. Tilstandsvariabler relevante for overvåking av havstrandsnatur i verneområder. Etter Lundberg (2013).

Tilstandsvariabel	Registreringsmetoder
Areal av naturtypen	Gå opp grensene for naturtypen med GPS i felt eller ved flybildetolkning.
Aktuell bruksform	Notere aktuelle bruksformer og endringer i driftsform.
Aktuell bruksintensitet	Innhente informasjon om bruk.
Gjengroingstilstand	Faste vegetasjonsruter hvor alle arter registreres med dekning. Registrering av vegetasjonshøyde, sjiktning osv. Strukturert befarings (gjengroing med busker og kratt). Refotografering av samme bildeutsnitt.
Slitasje og slitasjebetinget erosjon	Registrere/kartlegge arealet av slitasjepregete områder. Transektanalyse – overvåking av linjeslitasje (stier). Faste vegetasjonsruter i slitasjefelt.
Fremmedartsinnslag	Forekomst-fravær Ruteanalyser Strukturert befarings
Problemarter	Forekomst-fravær Ruteanalyser Strukturert befarings
Regionalt viktige arter	Ruteanalyser Strukturert befarings
Fysiske inngrep	Areal Fotodokumentasjon
Drenering	Registrering av bekkelukking, dreneringskanaler, plassering og lengde på drenerør eller andre inngrep. Ruteanalyser.
Klimaendring	Registrering av arter som er følsomme for klimaendring. Punktfesting og mengdeangivelse.
Sonering	Bredde og lengde på sonene, gjennomsnittlig høyde på feltsjiktet i hver sone. Transektanalyse.
Vegetasjonssammensetning	Faste vegetasjonsruter hvor alle arter registreres med dekning. Registrering av vegetasjonshøyde og sjiktning.

5.2.1 NILS Havstrand

Havstrand overvåkes også som egen modul i den nasjonale svenske naturovervåkingen NILS. Denne overvåkingsprotokollen vurderes som såpass relevant for Norge at vi velger å beskrive den ekstra detaljert utover det som står i kap. 1.2.4. Alle 1 km² ruter i Sverige som krysser kystlinjen, både på fastlandet og øyer, er potensielle overvåkingsruter. Overvåkingen benytter en hierarkisk stikkprøvedesign der flere stikkprøver tas med ulik tetthet (jf. kap. 4.2.2) for å sikre inkludering av naturtyper med lavere forekomstfrekvens. Et digitalt, heksagonformet linjekart legges over rutene (**Figur 5.1**). For hver rute roteres og forskyves heksagonmønsteret noe for å redusere sannsynligheten for at det forekommer systematiske feil. Heksagonmønsteret er også laget slik at linjene ikke rører ved hverandre, men skilles med 10 m. Dette gjør at når punkter senere fastsetter der middelvannstanden krysser en linje i heksagonene, så unngås store sammenklumper av punkter der linjene møtes. Størrelsen på heksagonene er beregnet slik at tettheten av punkter blir omtrentlig ett per 100 m, men dette vil variere mye basert på kompleksiteten til strandlinjen. Fra hvert punkt trekkes et transekt fra strandlinjen og opp til strandens høyeste del (supralitoralen) i en retning som er i 90 graders vinkel til strandlinjen. Et

forhåndsdefinert klassifiseringsskjema brukes til å kartfeste de potensielle naturtypene langs transektet. Resultatene kombineres til utvalgsklasser, som brukes for å tilfeldig trekke ut de rutene som skal feltinventeres (se kap. 1.2.4).



Figur 5.1. En overvåkingsrute fra NILS Havstrand. Hele ruten er 1×1 km. Linjene i heksagonene er skilt med 10 m. Svarte prikker er skjæringspunkt mellom heksagoner og strandlinjen. Fra <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/nils/havsstrand/design-havsstrander2/> (modifiserte farger).

NILS Havstrand bruker også en romlig klumping i form av å samle overvåkingslokaliteter som ligger nært hverandre og gjøre feltarbeidet i de samtidig. Dette reduserer feltlogistikken betraktelig, spesielt der det kreves båttransport.

I NILS havstrand registreres et utvalg variabler for hver *sone* i transektet, der sonene er definert ut ifra tørreleggingsvarighet (**Tabell 5.2**). De fleste variabler samles inn langs det *faktiske* transektet, dvs. gjennom geo- og supralittoral sone, men noen variabler, slik som natur- og arealbrukstyper kan registreres både i over- og nedkant av transektet. Forekomster av sanddynemark inkluderes i transektet i NILS Havstrand, selv om de finnes i overfor selve fjæresonen, i epi-/ekstralittoral sone. Merk at det ikke samles inn data på alle karplanter, men kun et utvalg arter, og da gjøres dette i form av kvadratmeter dekke langs det 10 m brede transektet. Naturtyper (habitater) registreres kun i form av tilstedeværelse og avstand fra strandlinjen.

Driftvoller gis en spesiell behandling i NILS Havstrand. Det registreres høyde, bredde og lengde på alle driftvoller som påtreffes langs transektets midtpunkt. I tillegg registreres mengde av ett-årige og flerårige vekster separat, og innholdet i selve vollen registreres, inkludert mengdeangivelser for plast og annet søppel.

Tabell 5.2. Oversikt over variabeltyper som samles inn i NILS Havstand og i hvilke soner de vurderes for. Klippet direkte fra feltprotokollen til NILS havstrand versjon 7.2 (Hans Gardfjell, pers.kom.).

	Utanfor hydro	Hydro- litoral	Geolitoral	Supra- litoral	Extra- litoral	Ovan inventerings- -transekten
Kusttyp						
Strandtyp						
Vågeponering						
Trädförekomst			Bara på öar och skär			
Brygga/pir						
Djup						
Längd						
Lutning						
Marktyp						
Fältskikt						
Trädsikt						
Substrat						
Arter (fält- o bottenskikt)						
Buskarter			Avstånd + abundansmått			
Trädarter			Avstånd + klavning			
Driftvallar			Avstånd + detaljerad beskrivning			
Habitat			Avstånd			
Statusvariabler			För resp Habitat 0,1 ha			
Deponi						
Röjning						
Röjningstid						
Rekreation						
Högsta klippa						
Stängsel						
Vassbälte längd						
Vassbälte tetthet						

5.3 Sentrale variabler og indikatorer

God økologisk tilstand i havstrandsnatur er kjennetegnet ved en artssammensetning som er karakteristisk for naturtypene som forekommer der (Evju mfl. 2023). Dette inkluderer fravær av – eller lav dekning av – busker og trær, og fravær av fremmede arter. I god tilstand har havstrand også fravær av inngrep, slitasje og kjørespor, og det er hevd som er tilpasset naturtypene – noe som er særlig viktig i den semi-naturlige strandenga. I tillegg er naturlige forstyrrelsesprosesser og miljøstress opprettholdt, der regelmessig naturlig påvirkning fra vind og sjø (tidevann, bølgesprut) bidrar til miljøstress og holder naturtypene åpne. Andre forstyrrelser, som akkumulering av organisk materiale i marine driftvoller, og gjødsling fra sjøfugl i fugle fjell, kan også være viktige. Et viktig kjennetegn ved havstranda er soneringen fra sjø til landsiden, med avtagende påvirkning fra saltvann og vind. Det skjer en naturlig, langsom suksesjon mot andre fastmarkssystemer, der hastigheten er avhengig av faktorer som eksponering (beskyttet vs. eksponert mot vind og bølger), substrat (eks. grov stein vs. silt), klima (eks. lengde på vekstsesongen) og landhevingshastighet.

Både felt- og fjernmålingsbaserte indikatorer er foreslått for økologisk tilstand-vurdering i havstrand (Evju mfl. 2023; Lundberg 2013). Fjernmålingsindikatorer som er vurdert, inkluderer

gjengroing og maksimal grønning (NDVI), i tillegg til ulike klimavariabler. Slike fjernmålingsindikatorer er avhengig av en kartbasert tilordning til økosystemet (Framstad mfl. 2022), men per nå mangler gode økosystemkart for havstrand og naturtypene som inngår der. Forekomst av driftvoller ble i tillegg vurdert som en indikator for egenskapen *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* og det ble undersøkt om en slik indikator kunne baseres på fjernmålingsdata (Evju mfl. 2023). Driftvoller er særlig viktige for næringssøk for fugler på trekk. Imidlertid ble det konkludert at driftvoller er både spektralt og strukturelt komplekse, og at referansedata er for utilstrekkelige til å trene maskinlæringsmodeller til å kartlegge driftvoller med fjernmåling på det nåværende tidspunkt (Evju mfl. 2023).

Feltbaserte indikatorer inkluderer funksjonelle planteindikatorer, fravær av vedplanter, fravær av fremmede arter og slitasje (se Evju mfl. 2023). For semi-naturlig strandeng er også fravær av problemarter en viktig indikator (f.eks. takrør i sørlige områder). Det er utarbeidet forslag til arts-lister for referansesamfunn for de fleste av naturtypene i havstrand, dels på hovedtypenivå, dels på nivå for kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 og dels regionaliserte artslistene (Evju mfl. 2023). I tillegg finnes generaliserte artslistene for semi-naturlig strandeng i NiN 2. Dette betyr at det finnes et grunnlag for å vurdere funksjonelle planteindikatorer for økologisk tilstand med et bedre datagrunnlag.

5.3.1 Påvirkningsfaktorer

Indikatorer på økologisk tilstand bør være følsomme for menneskelige påvirkninger, og derfor er det relevant her å oppsummere de viktigste truslene for økologisk tilstand på havstrand. Av naturtypene som inngår i havstrand (se kap. 5.1) er flere på rødlista for naturtyper (**Tabell 3.1**). Mange ulike påvirkningsfaktorer er viktige i havstrand, men den relative betydningen av dem kan variere mellom naturtypene, og også regionalt (se gjennomgang for rødlistede naturtyper i Artsdatabanken 2018). Inngrep og arealbruksendringer direkte i strandsonen er en viktig påvirkning for mange av naturtypene i kystsonen og fører til direkte arealtap. Arealbruksendringer kan f.eks. være oppdyrking, leplantinger og infrastrukturutbygginger, men også opphørt tradisjonell bruk som beite. Opphør av utmarksbeite og slått er den viktigste negative påvirkningen i semi-naturlig strandeng som spesielt i sør raskt gror igjen ved opphør av hevd, som regel mot rene bestander av takrør. Overbeite kan også gi redusert vegetasjonsdekke og f.eks. bidra til sandflukt. Noen av naturtypene er særlig utsatte for fremmede arter, f.eks. sanddynemarken i sørlige områder (**Figur 5.2**).

Også inngrep og arealbruksendringer i bakkant/på landsiden av havstranda kan ha negativ påvirkning på tilstanden i gjenværende areal. Det kan f.eks. hindre naturlig dynamikk i å utfolde seg (som leplantinger, som reduserer sandforflytninger) og kan bidra direkte til arealtap, men også til økt gjengroingstakt, til næringstilførsel osv. Økt næringstilførsel gjennom sig fra landbruksmark kan øke gjengroingstakten. Det samme kan faktorer som reduserer naturlig forstyrrelsesdynamikk, som leplantinger eller utbygginger i strandsonen. Leplantinger bidrar også med nålestrø fra bartrær, som bidrar til jordsmonnsdannelse og hindrer etablering av arter som krever åpne sandfelt. Kystområdene er også attraktive områder for friluftsliv og rekreasjon, som kan bidra til slitasje og redusert vegetasjonsdekke, og til arealbruksendringer ved opparbeiding av badeplasser osv.

Klimatiske endringer er listet som en påvirkning for flere av de rødlistede naturtypene, men alvorlighetsgraden er vanskelig å anslå. Selv om stormfloer og ekstremvær er en naturlig årsak til forstyrrelser i havstranda, så kan konsekvensene av økte frekvenser av ekstremvær være flere, inkludert endrede masseforflytningsmønstre, arealendringer og tilstandsendringer. Andre klimarelaterte endringer, som havnivåstigninger eller endringer i temperatur- og nedbørsmønstre, kan også påvirke tilstanden (Follesstad 2011). Vi har per nå imidlertid liten kunnskap om akkurat hvordan klimaendringer vil påvirke tilstanden i de ulike havstrandsnaturtypene.



Figur 5.2. Gyvel (*Cytisus scoparius*) har etablert seg med store bestander i sanddynemark på Lista (Agder). Gyvel er vurdert som Svært høy risiko på Artsdatabankens Fremmedartsliste 2023. Foto: Marianne Evju.

5.4 Behov for stratifisering eller balansering

Utvalget av populasjonsenheter bør balanseres mot flere hjelpevariabler, inkludert:

- Avstand fra sørøstlig grense mot Sverige (en konstruert variabel som måler lengde på strandlinjen fra sørøst (Halden) til nordøst (Sør-Varanger))
- Kurvatur – om plankurvaturen til kystlinjen er konkav (som en vik) eller konveks (som en odde) eller har liten kurvatur (som en rett kystlinje) er en indikator for hvor eksponert kysten er for vind, bølger, oljesøl, plastforurensning m.m.
- NiN-landskapstype
- Bygningstetthet, befolkningstetthet og/eller annen statistikk tilgjengelig for SSBs rutenett¹⁰ (merk at statistikk kun er tilgjengelig for oppløsningene 250 m, 1 km og 5 km)
- Naturtyper etter kartleggingen av tidevannssonen utført av NORCE (Haarpaintner mfl. 2021), for eksempel havstrand som ble identifiseres av Beitnes mfl. (2022) ved klassene for 'mud' (2), 'sand' (5), 'seaweed' (6) og 'shallow' (7).

Flere hjelpevariabler kan komme til etter hvert og listen er ikke endelig.

Stratifisering for naturtyper er også nødvendig om man ønsker å vite noe om tilstanden i utvalgte naturtyper. I en slik type stratifisering benyttes nye utvalg med høyere tetthet av SSB500-ruter for å ettersøke mer sjeldne naturtyper (se kap. 4.2.2). Hvilke naturtyper man ønsker å rette

¹⁰ https://www.ssb.no/natur-og-miljo/geodata#Nedlasting_av_rutenettsstatistikk

spesielt søkelys på gjennom en slik målrettet overvåking bør ikke avgjøres endelig før man etter ett eller noen år med overvåking har skaffet seg en bedre oversikt over hvor vanlige de ulike naturtypene er. Likevel tror vi både strandeng (naturlig og semi-naturlige) og sanddynemark, peker seg ut som gode kandidater ved at de trolig ikke er vanlige nok til å dekkes godt nok opp gjennom en arealrepresentativ overvåking av havstrender, i tillegg til at naturtypene anses som spesielt viktige grunnet unikt biologisk mangfold, høy grad av truetthet (se kap. 5.3.1), og spesielt viktige eller unike økologiske funksjoner. Når man i havstrandmodulen stratifiserer for å fange opp flere forekomster av en naturtype, så utløser det en feltinventering av hele transekter der disse naturtypene dukker opp. Det er med andre ord transektene som velges, og det er ikke mulig å overvåke kun deler av et transekt.

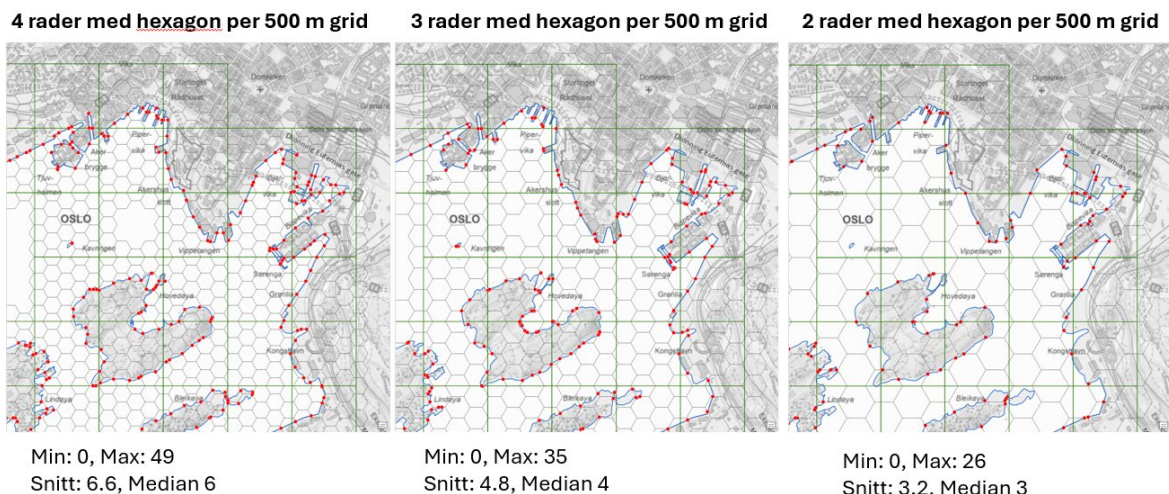
I NILS Havstrand benyttes såkalt utvalgsklasser til å stratifisere utvalget innad i hver stor-rute (se kap. 1.2.4). Dette gir en stor fordel med tanke på effektivt feltarbeid for å samle inn data på sjelden natur. Vi har i dette prosjektet ikke klart å se hvordan metoden kan brukes på ANO Havstrand der stratifiseringen fokuserer på de ulike hovedtypene innad i hvert transekt, og ikke på hele havstrandtyper eller *-komplekser*. Det kan allikevel være mulig, og dette bør undersøkes nærmere.

Som nevnt tidligere i rapporten, varierer forekomstfrekvensen av strandenger (naturlige og semi-naturlige) langs kystlinjen geografisk: gjennom ARKO-prosjektet estimerte man en forekomstfrekvens på 31 % i Østfold, mens tilsvarende tall var 8 % i Agder og 14 % i Rogaland (Evju mfl. 2015), der forekomst ble registrert i tilfeldig uttrukne 250 × 250 m ruter som krysser kystlinjen i de nevnte fylkene. Arealet av strandenger innenfor ruter med forekomst, varierte også betydelig: fra i gjennomsnitt 2152 m² i Østfold til hhv. 718 og 664 m² i Agder og Rogaland.

5.5 Forslag til utvelgelsesmetodikk

Utvalgsmetodikken i Havstrandmodulen følger i grove trekk den som brukes i NILS. En forskjell er at vi bruker SSB500-ruter og ikke 1 km² ruter slik som i NILS. En annen forskjell er at vi ikke forhåndsklassifiserer strandtyper basert på flybildetolkning, med unntak av nedbygd areal (men se kap. 5.3.1 der vi skriver at dette kan være mulig, men at det må utredes videre). Designet for NILS Havstrand er dessverre ikke nedskrevet, men sentrale forskere ved SLU med inngående kjennskap til overvåkingsprogrammet er med i utviklingen av ANO Havstrand for å blant annet sikre overføring av kunnskap og erfaringer på tvers av disse to programmene.

I korte trekk foregår utvelgelsen av overvåkingslokaliteter ved at det gjøres et balansert utvalg av SSB-ruter fra universet. Likt som i NILS (**Figur 5.1**) legges det en heksagongeometri over hver SSB500-rute, og starten av overvåkingstransektene plasseres der heksagonlinjene krysser strandlinjen (**Figur 5.3**). Det må undersøkes hva som kan være en fornuftig størrelse på heksagonene, og om det bør innføres en minsteavstand mellom punktene.



Figur 5.3. En uttesting av konsekvensene av valg av heksagonstørrelse på antall overvåkingspunkter/-transekter i ANO Havstrand. Overvåkingspunkter defineres der heksagonene krysser vannlinjen. Studieområdet er indre Oslofjorden.

I det første utvalget trekkes 500 ruter (Havstrand_500), og alle transekter inventeres. I etterfølgende stratifisering kan antallet eksempelvis dobles for å lete etter mer sjeldne naturtyper. Dette utvalget vil da få navnet Havstrand_1k. Valget på 500 ruter er basert på hva vi tror er en fornuftig utvalgsstørrelse, men dette er noe som bør revideres underveis basert på erfaringene som gjøres.

Havstrand-modulen inneholder flere naturtyper som har ganske ulike forekomstfrekvens, utbredelse og areal. Om de ulike naturtypene skal overvåkes i den samme overvåkingsmodulen, basert på den samme utvalgsrammen, kreves en type stratifisering som resulterer i ulike inkluderingssannsynlighet for hver av typene. Imidlertid er metodikken for identifisering av overvåkingslokaliteter og -punkter i ANO, med overvåkingsenheter på 500 × 500 m og punkter innenfor disse, ikke godt egnet for å gi et balansert utvalg langs korte miljøgradienter. ASO benytter seg av polygoner for hele enger, mens i ANO Havstrand er det en lineær sonering fra vannlinjen til epilittoral sone som er interessant. Et svært aktuelt alternativ er derfor å bruke andre metoder for datainnsamling for havstrand-modulen, som for eksempel benyttes i NILS Havstrand (se kap. 5.2.1), der en benytter transekter for å registrere relevante indikatordata.

5.6 Feltprotokoll

5.6.1 Flybildeprotokoll

Alle SSB500-ruter i utvalget skal undersøkes med flybilder i forkant av feltarbeidet (se kap. 4.2.4). Startpunktene på overvåkingstransektene vil identifiseres gjennom GIS-analyser (**Figur 5.3**). Fra disse skal selve transektene tegnes inn i et GIS-program. Den presise avslutningen på transektet må bestemmes i felt, men den generelle retningen bestemmes før man drar ut. Transekter som i sin helhet ligger på sterkt endret mark (*sensu* NiN 3.0), skal registreres med denne naturtypen og ikke oppsøkes i felt. Det skal gjøres en vurdering av tilgjengelighet til transektet og eventuell risiko som følge av bratt terreng og lignende. Det bør vurderes om en stratifisering av transekter basert på utvalgsklasser kan innføres for ANO Havstrand slik som i NILS Havstrand¹¹.

¹¹ <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/nils/havsstrand/metodik-flygbildsinventering-havsstrand-ny/>

5.6.2 Feltarbeidet

Feltprotokollen i ANO Havstrand baserer seg på feltprotokollen i NILS Havstrand. Et 10 m bredt transekt etableres slik som er beskrevet i kap. 5.2.1. I motsetning til NILS Havstrand vil vi dele opp registreringen av variabler etter de ulike NiN-typene som opptrer, og ikke etter fjæresonene (øvre-, nedre geolittoral, epilittoral osv.). Det er ikke bestemt om det er mest hensiktsmessig å inndelegge etter hovedtyper, kartleggingsenheter eller grunntyper i NiN, men vi tar her utgangspunkt i at det er hovedtyper etter NiN 3.0 som skal brukes. De fleste hovedtyper vil trolig kun forekomme med én kartleggingsenhet, men noen hovedtyper der tørrleggingsvarighet er en definierende LKM vil det ofte være flere kartleggingsenheter (strandenger, løsmassestrand, sanddynemark). Dette bør allikevel testes ut i felt hva de ulike valgene betyr i form av arbeidsmengde og hvor relevante dataene blir for å kvantifisere de variablene vi er ute etter.

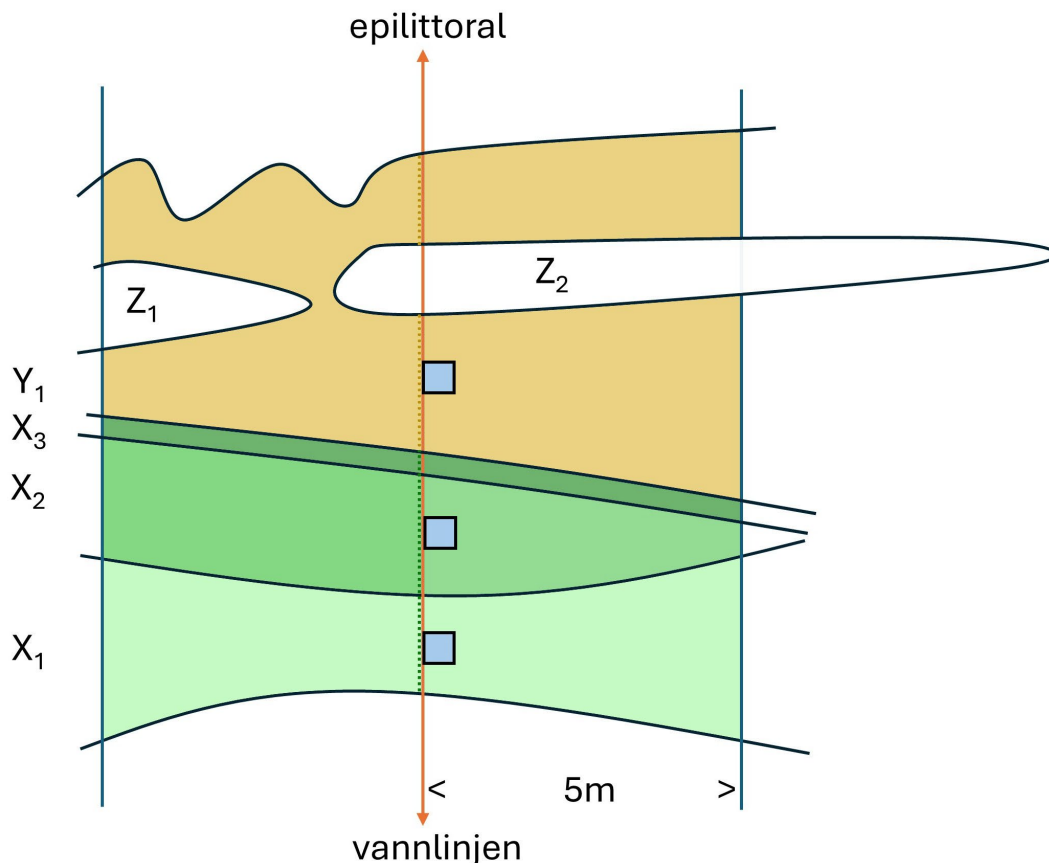
NILS Havstrand gir flere alternativer for å identifisere starten av transektet. Det vil være relevant å se på indikatorarter som definerer NiN-typene mellom marine bunnsystemer og fastmark. Andre steder kan det være nyttig å bruke informasjon om middelvannstand i ulike kartlag, slik som NORCE sin kartlegging av fjæresonen¹². Både start og slutt punkt registreres med en høy-precisions GPS og dokumenteres med bilder, slik som i ANO slik at det skal være mulig å gjenfinne punktene ved en senere inventering. Fastmerker brukes ikke.

Når det gjelder hvilke variabler som skal samles inn vil det skille en del mellom ANO Havstrand og NILS Havstrand. I ANO Havstrand ønsker vi blant annet samfunnsdata for karplanter i form av arealdekke på artsnivå. Innen hver kartleggingsenhet langs transektet registreres en rekke variabler. Under følger en foreløpig liste (**Tabell 5.3**). Denne listen må revideres etter en gjennomtesting i felt. Noen av variablene vil kun registreres i noen kartleggingsenheter. Variablene registreres per hovedtype, med unntak for vegetasjonsanalysene (**Figur 5.4**).

¹² <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2053>

Tabell 5.3. Liste over variabler som er foreslått å innsamle i ANO Havstrand.

Variabel	Semi-naturlig strandeng	Sanddyne-mark	Marin driftvoll	Strandberg	Øvrige	Kommentar
Hovedtype	x	x	x	x	x	
Kartleggingsenhet	x	x	x	x	x	1:5000
Startlengden på hver kartleggingsenhet	x	x	x	x	x	Lengden i cm fra vannkanten
Artssammensetning karplanter (LPI-metoden)	x	x			x	
Artssammensetning karplanter (vegetasjonsrute)	x	x			x	
Artsliste karplanter	x	x		x	x	
% dekke utvalgte lavarter				x		
% dekke søppel	x	x	x	x	x	
% dekke feltsjikt	x	x			x	
% dekke busksjikt	x	x			x	
% dekke tresjikt	x	x			x	
% dekke fremmedarter	x	x	x	x	x	
Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy (MdirPRTK)	x	x			x	
Spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon (MdirPRSE)	x	x		x	x	
Høyde, bredde, lengde og sammensetning av driftvoller			x			Metode fra NILS
7 JB-GT Gjødsling	x	x				
7 JB-BT Beitetrykk	x	x				
7JB-BA Aktuell bruksintensitet	x	x				
7 RA-SJ Rask suksjon i semi-naturlig	x					
7GR-GI Grøftingsintensitet	x					Bør sammenlignes med tilsvarende variabelen som brukes i NILS



Figur 5.4. Transektdesign i ANO Havstrand. Transektet (oransje linje i midten) starter i vannlinjen og går opp mot epilittoral sone. I figuren vises tre NiN-hovedtyper (X, Y og Z). X har tre kartleggingsenheter i 1:5000 (1, 2, og 3), men Z har to forekomster av samme kartleggingsenhet. Alle hovedtyper som krysses av transektets midtlinje inkluderes i registreringen. Dvs. det registreres ingen variabler for Z₁. Variabler utenom artssammensetning registreres på hovedtypenivå. Registreringene skal gjelde et areal 5 meter ut til hver side. Den horisontale avgrensningen av dette arealet følger hovedtypeavgrensningen, mens den vertikale avgrensningen er parallell med midtlinjen. Der det forekommer driftvoller ser de ofte ut slik som Z. Det er en egen protokoll for registreringer i driftvoll (fra NILS) som tilsier at Z₂ skal kartlegges i sin helhet, også utenfor transektets bredde. Polygoner rundt hovedtyper skal gås presist opp i felt. For hovedtype X skal denne polygonen omslutte alle de grønne arealene i figuren. Disse polygonene er tiltenkt bakkesannheter. Det skal testes ut tre muligheter for registrering av artssammensetning. Vegetasjonsrute på 0,25 m² er tegnet i blått. Disse plasseres til høyre (når man ser oppover), midt på bredden av unike kartleggingsenheter. Rutene merkes ikke og er ikke faste, men måles inn på nytt hver gang basert på start- og sluttlengthen på kartleggingsenheten. Kartleggingsenheter som er for smale til at det er plass til en vegetasjonsrute blir ikke inkludert (men det er et sjeldent tilfelle; X₃). Det skal vurderes om vanlige ruteanalyser skal brukes også på driftvoller, eller om det er behov for en annen metode, og det er derfor ikke tegnet inn en blå rute i Z₂. Det gjøres også linje-punkt-intercept per kartleggingsenhet (stiplet blå og oransje linje). Den tredje metoden er å lage artsliste for hver kartleggingsenhet i transektet, basert på transektets bredde (10 m). Vegetasjonsruten i Y₁ er plassert midt mellom start på Y₁ og første gang hovedtypen møter en annen hovedtype (Z₂). Det er derimot sjeldent at samme hovedtype forsetter på oversiden etter å ha blitt avskåret av en annen hovedtype.

For % fremmedarter er det ikke endelig avgjort om man ønsker å bruke variabelen 7FA eller % dekke som en kontinuerlig variabel, og om man skal baseres variabelen på fremmedartslista, eller om man ønsker å definere fremmedarter bredere, til også å inkludere regionalt fremmede arter og alle introduserte fremmede planter som også betraktes som hjemlige og derfor ikke står

i fremmedartslista. Vi tar utgangspunkt i at variabelen følger fremmedartslista og registreres i hele %, slik som i GRUK.

Informasjon om bredden på naturtypene i havstrand avledes fra registrert startlengde langs transektene. Fra disse dataene avledes også mulige indikatorer for sonering. I felt tegnes bakkesannhetspolygoner på en felt-PC, der hver hovedtype avgrenses innenfor transektene (**Figur 5.4**). For områder der bredden på en naturtype overstiger en definert minimumsbredde (f.eks. 10 meter), kan dette spesifiseres som en egen polygon. For smalere naturtyper kartlegges grensen mellom soner nøye, slik at transektene gir et detaljert bilde av gradientene og variasjonene i dette dynamiske miljøet.

Det er ønskelig at vegetasjonsdataene som samples kan gi mulighet til å beregne tetthet av arter per m², for at de skal vær mest mulig sammenlignbare med data fra ANO, eller per 0,25 m² for å samsvare med GRUK. Det vil derimot ikke være mulig å gjøre metoden helt sammenlignbar med begge. Derimot vil data på den relative artssammensetningen være sammenlignbar mellom ANO Havstrand, ANO, og GRUK, uavhengig av størrelsen på vegetasjonsrutene, eller om man bruker en transektbasert metode for å estimere frekvens eller dekke.

Vi foreslår vi å teste tre metoder for å skaffe data på artssammensetning. Den ene metoden heter linje-punkt-intercept (LPI) (Thacker mfl. 2015). Med en slik metode kan vi fange opp variasjonen i artssammensetning langs hele den vertikale bredden av naturtypen. Metoden går ut på å sette ned en vertikal pinne ved faste intervaller og registrere hvilke arter som berører pinnen. 10 punkter per 0,25 m² er en fornuftig tetthet når man bruker kvadrater, da tettheter utover dette ikke fører til store reduksjoner i variasjonen i dataene (Brathen og Hagberg 2004). Det er usikkert hva tilsvarende tetthet som kreves for et transekt, men det vil også komme an på variasjonen i artssammensetning langs den gradienten som transektet dekker. Vi tar utgangspunkt i at 10 punkter er tilstrekkelig også her, men dette bør undersøkes nærmere. Avstand mellom punktene i transektet kan i utgangspunktet være så mye som 1 m, men dette kan reduseres ned hvis bredden på naturtypen er mindre enn 10 meter, uten at dette påvirker hvordan dataene kan sammenlignes i etterkant. Bredden på kartleggingsenhetene langs transektet er ofte mye mindre enn 10 m, og tettheten på punktene blir da redusert tilsvarende.

LPI er en relativt rask metode for glissne vegetasjonstyper, slik som vi finner på havstrender. Den gir også kvantitative og objektive mål på artenes frekvens, som igjen gjenspeiler deres vertikale arealdekke. Metoden gir derimot lite data på små eller sjeldne arter da det er hovedsakelig de dominante artene som vil fanges opp. Det er viktig å kunne si noe om mangfoldet av karplanter utover de dominante artene. Dette kan senere avledes for å gi informasjon om antall rødlistede arter, eller habitatspesifikke arter (selv om disse listene skulle forandre seg). Derfor legger vi til en inventering for å skaffe en artsliste per hovedtype (eller kartleggingsenhet, se over). Denne listen dekker alle arter som inntreffer innenfor transektets bredde, men det registreres ingen informasjon om mengde for hver art. Artsinventeringen bør gjennomføres før LPI metoden, da kjennskap til artene vil gjøre at LPI metoden blir både raskere og mer presis, ettersom nøling på grunn av usikkerhet rundt artsidentifikasjon gjør at man kan bli usikker på hvor man opprinnelig satte ned pinnen, og metoden blir derfor mindre objektiv.

Den siste metoden vi ønsker å teste ut er visuell estimering av arealdekke i vegetasjonsruter. Vi tror 0,25 m² vil være mest aktuelt størrelse på vegetasjonsrutene ettersom de er litt raskere å inventere en 1 m²-ruter og fordi vegetasjonsbeltene på havstrand kan være svært smale. I stedet for å legge vegetasjonsrutene med jevne mellomrom vil vi legge én rute for hver kartleggingsenhet, plassert midt langs enhetens bredde (**Figur 5.4**). Denne metoden er noe bedre til å fange opp små og mer spredte arter enn LPI, men den vil dekke mindre av miljøvariasjonen innad i enhetene.

5.7 Metode for beregning av arealrepresentative estimater

ANO Havstrand bruker utvelgelsesmetoder som er felles med både de øvrige ANO-modulene og med NILS Havstrand. Dette gjør at vi beholder informasjon om naturtypene inkluderingssannsynlighet, noe som gir oss muligheten til å beregne arealrepresentative estimater på økologisk tilstand basert på denne overvåkingen. Den største usikkerheten ligger i om bruken av heksagonalmønstre for å velge startpunkter for overvåkingstransektorer i ANO Havstrand kan gi en skjevhet i utvalget basert på systematisk variasjon i kompleksiteten i kystlinjen. Dette må undersøkes nærmere.

5.8 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov

ANO Havstrand vil gi viktig data på utbredelse og tilstand i flere truede naturtyper, og vil bli et viktig kunnskapsgrunnlag for rødlistevurderingen av disse. Modulen vil også gi store mengder data på artssammensetning i ulike kartleggingsenheter som igjen kan brukes til å revidere eller utbedre de generaliserte artslistedatasettene (GAD) til NiN, for eksempel med regionale GADer. I arbeidet med å utvikle indikatorer for økologisk tilstand basert på vegetasjonsovervåking (ANO), er det nødvendig å få forbedret de generaliserte artslistene (Nybø et al. 2023, se kap. 8.7 for prioriterte kunnskapsbehov). Uten forbedrede GAD-lister blir det utfordrende å definere referanseverdier for tilstandsverdier basert på ANO og dermed utvikle meningsfulle tilstandsindikatorer. ANO Havstrand vil bidra med bakkesannhetspolygoner på en rekke naturtyper som det finnes lite eller ingen standardiserte bakkesannheter for. Dette vil bidra til utviklingen av fjernmålingsbaserte modeller.

5.8.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter

Havstrand_500 vil gi bakkesannhetspolygoner på de vanligste naturtypene langs kysten, fordelt fra nord til sør. Ved å øke utvalgsstørrelsen (rutetettheten) og/eller med å introdusere en form for stratifisering, kan man få flere bakkesannheter for flere sjeldne naturtyper, slik som strandeng, sanddynemark og driftvoller. Med slike stratifiserte utvalg, der målet er å innhente bakkesannheter fra spesifikke naturtyper, kan man i større grad bruke utvalgsklasser i flybildetolkningen for å få større andel forekomster i utvalget. Det kan også være aktuelt å bruke naturtypespesifikke sannsynlighetsmodeller for å innrette søket (Naas mfl. 2024).

6 ANO Kystlynghei

Artsdatabanken beskriver kystlynghei slik:

*Kystlynghei er et åpent økosystem dominert av dvergbusker, først og fremst nøkkelarten røsslyng *Calluna vulgaris*. Kystlyngheiene er formet gjennom rydding av kratt og trær og flere tusen års hevd. Naturtypen karakteriseres av skjøtsel med lyngbrenning i kombinasjon med beite hele eller det meste av året¹³.*

Kystlynghei er en trua naturtype i Norge (Hovstad mfl. 2018; se også Kyrkjeeide mfl. 2023), og fikk i 2015 status som utvalgt naturtype etter Naturmangfoldsloven¹⁴. Naturtypen har en egen handlingsplan for perioden 2023-2037 (Miljødirektoratet 2023), hvor det vises til viktigheten rundt det å fremskaffe oppdatert kunnskap om økologisk tilstand og utvikling av naturtypen gjennom et eget delmål med prioriterte tiltak.

Kystlyngheiene er oseaniske og nært knyttet til kysten, der regnfulle og kalde somre, samt milde og snøfattige vintre legger til rette for lyngheienes driftsform og avgrenser kystlyngheienes utbredelse. Røsslyngen er godt tilpasset disse forholdene, og er sentral i driftsformen ettersom arten har beiteverdi gjennom hele året og er godt tilpasset brenning. Det er røsslyngens fysiologi etter lyngbrenning som utgjør de fire fasene i lyngheisyklusen. Dette er pionerfasen, byggefasen, moden fase og degenererende fase (Velle og Thorvaldsen 2021). Pionerfasen er oftest dominert av urter, gress og små lyngheiarter. Lyngartene, og særlig røsslyng, er ofte de vanligste artene igjen fra byggefasen. I moden fase er det vanlig å brenne lyngen, og sette lyngheisyklusen i gang igjen. Brennes ikke lyngen går den over i en degenererende fase, og gror igjen med busker og kratt, og etter hvert skog. Fysiologiske- og klimatiske forhold avgjør hvor lang tid det tar mellom hver gang man brenner lyngen, og denne perioden er kortere i sør enn i nord. Lyngsviing er et virkemiddel for å legge til rette for beitedyra i lyngheia. Tradisjonelt har kystlynghei vært beitet av både gamle storfe-raser, geit og sau. I dag er gammalnorsk sau mest vanlig i kystlyngheia, og dette er den husdyrrasen som er mest lik de første sauene vi hadde langs kysten (Pål Thorvaldsen og Velle 2021). Tidligere har kystlyngheia også vært slått, der det var mulig. Dette er en tradisjon man ikke lenger finner her til lands.

De norske kystlyngheiene utgjør en tredel av nord-sør gradienten til de Atlantiske kystlyngheiene, og er de nordligste lyngheiene i Europa. Den store geografiske utbredelsen her til lands, gjør at man får botaniske variasjoner tilknyttet både vegetasjonssoner og seksjoner (Bakkestuen 2008; Moen 1998). I sør og sørvest finnes eksempelvis frostsøyende og varmekrevende arter, slik som purpurlyng, mens i nord kommer flere av de alpine artene inn i lyngheia.

¹³ <https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-A-TK03>

¹⁴ <https://lovdata.no/forskrift/2011-05-13-512>



Figur 6.1. Kystlynghei på Eigerøya i Aust-Agder. Kystlyngheia formes gjennom beiting og lyngbrenning, og naturtypen finnes ofte i mosaikk med andre naturtyper i kystlandskapet. Røsslyng er en mengdeart i de fleste utformingene i naturtypen. Foto L.G. Velle.

6.1 Avgrensning

ANO Kystlynghei er avgrenset til i teorien å gjelde all kystlynghei (NA-TK03) i hele landet. Vi trenger likevel en mer praktisk geografisk avgrensning for å slippe å lete etter kystlynghei på steder der de helt opplagt ikke kan finnes, som på fjellet. Det finnes ikke heldekkende kartlegginger som viser kystlyngheienes utbredelse i Norge i dag, men vi har et kart som basert på noen kriteriesett for hvor naturtypen opptrer, viser det potensielle utbredelsesområdet for kystlynghei her til lands (**Figur 6.2**). Dette kartet er betinget av historisk arealbruk, klimatiske og topografiske forhold, og baserer seg på klimasoner, kunnskap om lokalhistorie og paleoøkologiske undersøkelser, naturtypekartlegginger og annen dokumentasjon på utbredelse (Velle mfl. 2023).

Etter NiN 3.0 deles kystlynghei (NA-TK03) inn i åtte grunntyper på bakgrunn av tre miljøvariabler. Dette er kalkinnhold, uttørkingsfare og vannmetning. Fuktheier og veldrenerte til vekselfuktige lyngheier (vannmetning) deles begge opp i tre grunntyper basert på kalkinnhold. De rikeste heiene har en høy biodiversitet av karplanter. Disse grunntypene er sjeldne, og har sin hovedtyngde i Nordland, men finnes sporadisk langs kysten tilknyttet kalkrike forekomster. De rikeste kystlyngheiene har svært høy biodiversitet, med i overkant av 50 arter (karplanter, moser og lav) per kvadratmeter (Thorvaldsen mfl. 2023). Fuktheiene har klart innslag av arter fra myrkant- og våtmarkssystemene. Bakliheier fordeler seg på to grunntyper, og er kystlynghei i nord- og østvendte, fuktige skråninger. Det er kunnskapsmangler knyttet til artssammensettinger både i de mest kalkrike og kalkfattige kystlyngheiene, i tillegg til lyngheier i utkantene av det geografiske utbredelsesområdet.



Figur 6.2. Potensiell utbredelse av kystlynghei i Norge, basert på historisk arealbruk, klimatiske og topografiske forhold (Velle mfl. 2023). Utbredelsen er mer detaljert beskrevet i NiN 3.0.0 under 'utbredelse og forekomst': <https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-A-TK03>.

6.2 Tidligere arbeid med overvåking

Kunnskapsnivået om norske kystlyngheier er stadig økende, og forskningen gjennom de siste tiårene har vært viktig. Lyngheisenteret, som er et nasjonalt kunnskapssenter for kystlynghei, har samlet en del av kunnskapsgrunnlaget under publikasjoner på sin hjemmeside¹⁵.

I Naturindeks benyttes en indikator som heter *tilstand kystlynghei* som er basert på ekspertvurderinger av utviklingen i kystlynghei i Norge fra 1950 og til 2020 i alle kommuner med kystlynghei. Indikatoren er basert på at eksperter har vurdert utviklingen i hver enkel kommune og inkluderer derfor i utgangspunktet den geografiske variasjonen i kystlynghei fra sør til nord. Skalaen for indikatoren er definert ut fra hvor stor del av arealet med kystlynghei som er i god hevd (referansetilstand). I god hevd ligger det at skjøtselen (beite, lyngsviing) er slik at arter som er typiske for naturtypen, kan overleve over tid innenfor et område som er stort nok til å inneholde ulike lyngheifaser. Når andelen av areal som er i god hevd i en kommune er mellom 90-100 %, gir dette en skalert indikatorverdi på 1: når andelen intakt areal er 80-90 % gir dette en skalert indikatorverdi på 0,9: når andelen er 60-80 % gir dette en skalert indikatorverdi på 0,7: når andelen er 40-60 % gir dette en skalert indikatorverdi på 0,5: når andelen er 20-40 % gir dette en indikatorverdi på 0,3: når andelen er 0-20 % gir dette en skalert indikatorverdi på 0,1. Referanseverdien er definert ved at areal med kystlynghei er i god hevd (dvs. indikatoren har da verdien 1). I 2019 hadde denne indikatoren verdien 0,32 i snitt for hele landet, noe som er svært lavt¹⁶.

¹⁵ <https://muho.no/lyngheisenteret/publikasjoner>

¹⁶ https://www.naturindeks.no/Indicators/tilstand_kystlynghei

Rundt 1980-1990 ble store områder med kystlyngheilandskap kartlagt med formål å vurdere områdene for vern (Fremstad 1991; Steinnes 1988). Kartleggingen inkluderte mosaikker av naturtyper i tillegg til kystlynghei, og inkluderte mellom annet myr, strandeng, semi-naturlig eng og bart berg. Disse områdene har blitt benyttet som utgangspunkt for å lage en metodikk for overvåking av kystlynghei basert på tolking av flyfoto (Johansen mfl. 2015). Erfaringen fra undersøkelsene viste at flyfoto egnet seg til å registrere gjengroing med tresjikt fra flyfoto. Det var imidlertid ikke mulig å identifisere tidlig gjengroing med einer på flyfoto. Det var heller ikke mulig å skille ut alle stadier av lyngheisyklusen fra flyfoto, bare nye sviflater i pionerfasen. Til tross for begrensingen ble det konkludert med at flyfototolking er et effektivt og ressursbesparende verktøy for å undersøke gjengroing med tresjikt i kjente lokaliteter med kystlynghei.

I Miljødirektoratets instruks for kartlegging av naturtyper er det flere unike variabler som registreres for kystlynghei og som er med på å definere hvordan tilstand og naturmangfold i kystlynghei beregnes. Etter instruksjonen avgrenses hele forekomster av kystlynghei, og følgende såkalte tilstandsvariabler registreres; beitetrykk, rask suksesjon, menneskeskapte objekter, fremmedartsinnsalg og spor av tunge kjøretøy. I tillegg registreres fire indikatorer for naturmangfold: størrelse, antall utviklingsfaser, antall kartleggingsenheter og antall rødlistearter. Den samlede lokalitetskvaliteten skåres ved vektning av tilstand og naturmangfold (Miljødirektoratet 2024).

Semi-naturlig eng overvåkes i Norge gjennom ASO programmet (se kap. 1.2.3). Siden både semi-naturlig eng og kystlynghei er semi-naturlige naturtyper i kulturlandskapet som er avhengig av skjøtsel for å opprettholde en god økologisk tilstand, er både metode, indikatorer og erfaringer gjort i ASO relevant også for overvåking av kystlynghei. Relevante elementer i ASO metoden er flybildetolking for å kunne finne områder i dårlig økologisk tilstand, hierarkisk utvalg, metoder for kommunikasjon med grunneiere, samt metoder og indikatorer for overvåking av arealendringer, skjøtsel, tilstand og biologisk mangfold (Johansen mfl. 2017; Bår mfl. 2021).

6.3 Sentrale variabler og indikatorer

Kystlynghei i god økologisk tilstand er åpen lynghei der lyngsviing og lange beiteperioder utformer en vegetasjonssammensetting hvor lyngarter har en sentral rolle. Hevdintensiteten i kystlyngheia må ikke bli for intensivt, ettersom det da endrer vegetasjonssammensettingen i retning av semi-naturlig eng. Blir hevdintensiteten for lav, vil kystlyngheia gro til med skog. I god tilstand er røsslyng en viktig mengdeart i de fleste utformingene av naturtypen, mens gress og urter blir mer vanlige i de rikere utformingene. Lyngsviing har en strukturerende effekt på vegetasjonssammensettingen, og fører til ulike vegetasjonsmosaikker med ulik alder. Når kystlyngheia skjøttes på en god måte, vil de ulike aldersstadiene variere fra pionerfasen som kommer like etter brenning, til byggefase og moden fase. Andelen av lynghei med degenererende fase avtar ved god tilstand. Ved god økologisk tilstand er spredningen av fremmedarter lav, og spredning av nitrofile arter som følge av forurensing er liten. Kystlynghei i god tilstand kan ha innslag av enkelte trær og busker, som kan være fordelaktig for den samlede biodiversiteten og for husdyrholdet. I god tilstand finner man karakteristiske kystlyngheiarter både blant produsentene og konsumentene, hvorav noen av artene har nettopp kystlynghei som sitt viktigste habitat.

Indikatorer for god økologisk tilstand kan samles gjennom både felt- og fjernmålingsindikatorer. I Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand, har Sickel mfl. (2017) foreslått indikatorer for kystlynghei tilhørende de syv egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand. Dette er indikatorer som i hovedsak er foreslått samlet i felt. Viktige indikatorer som fremheves er registreringer av hevd (beitetrykk, tilstedeværelse av lyngsviing), tilstedeværelse av lyngheifaser, suksesjon (gjengroing med busker og kratt), funksjonelle planteindikatorer (basert på vegetasjonsdata), og forekomst av noen enkelte arter som har kystlynghei som ett av sine viktigste habitat. Noen indikatorer kan registreres ved hjelp av fjernmålingsdata, og her er særlig tolkning av historiske- og samtidsflyfoto relevante. Ettersom det er vanskelig å utfigurere kystlynghei i

dårlig økologisk tilstand med gjengroing fra dagens flyfoto, er historiske flyfoto en god kilde til informasjon (se også kapittel 4.2.4). I Tabell 6.1 blir det gjort greie for indikatorer som samles inn gjennom flere nasjonale ordninger i dag, og som gir informasjon om tilstanden til kystlynghei (se kap. 6.8).

I utviklingen av Naturindeks er det laget forslag til arter som kan egne seg som indikatorer for kystlynghei. Dette er arter som indikerer pionerfase og moden fase og indikatorarter for kystlynghei i sør, vest og rike og fattige heier i nord samt arter som forventes å minke og øke over tålegrensen for nitrogen (Johansen mfl. 2015). Disse indikatorartene kan benyttes som et utgangspunkt også for et stratifisert utvalg innen overvåking av kystlynghei.

Kystlynghei var inkludert i arbeidet med Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand (Nybø og Evju (red) 2017). Rapporten gir en oversikt over indikatorer som er viktige for økologisk tilstand i kystlynghei, og hva slags egenskaper og påvirkninger de er tilknyttet. En viktig erfaring fra dette utviklingsarbeidet var datamangelen tilknyttet kystlynghei i forringet økologisk tilstand. Selv om det er gjort mye forskning i kystlynghei her til lands, er denne stort sett gjort i den vanligste naturtypeutformingen, og i god tilstand. Arbeidet viste også at det var viktig å videreutvikle de fleste indikatorene for at de skal kunne fungere til formålet. En del av denne videreutviklingen ble gjort i forbindelse med arbeidet med Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa (Nybø mfl. 2023). Flere av indikatorene her er relevante for kystlynghei, men må trolig tilpasses naturtypen direkte.

6.3.1 Påvirkningsfaktorer

Kystlynghei er en utvalgt naturtype i Norge og sterkt truet på Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Hovstad mfl. 2018), og det kreves både restaurering av forringede arealer og opprettholdelse av skjøtsel for å kystlyngheia til å bli livskraftig (Vedlegg 27, Kyrkjeeide mfl. (2023)). En vurdering av arealendringer utført på slutten av 1990-tallet konkluderte med at man da hadde igjen mindre enn ti prosent av det opprinnelige kystlyngheiaarealet (Hjeltnes 1997). Kystlyngheia har historisk sett vært sterkt påvirket av nedbygging, og tidligere lyngheier er i dag boligområder, hyttefelt, vindparker, industriområder eller annen infrastruktur som veier. I tillegg har en del lyngheier blitt gjort om til dyrka mark eller gjødslet opp til eng.

I dag er arealbruksendringer i form av opphør av drift, den største trusselen. Manglende beiting og lyngsviing fører til at lyngheiene går over i dårlig økologisk tilstand, med store andeler av lynghei i degenererende fase, og etter hvert gjengroing og utvikling mot skog (Velle og Thorvaldsen 2021). Unntaksvis beites lyngheiene for hardt, slik at lyngarter går ut til fordel for engarter. På Sørvestlandet ligger lyngheia over den kritiske grensen for nitrogenforurensing, og innslag av nitrofile arter slik som blåtopp, er en trussel. Kystlyngheia trues også av fremmedarter, slik som sitkagran og rynkerose.

Klimaendringer påvirker kystlyngheiene, og perioder med tørke kan føre til tørkeskadet lyng (**Figur 6.3**). Er lyngheiene i god økologisk tilstand og god hevd, tåler de tørken bedre enn om lyngheia er i degenerativ fase. Da kan det ta lang tid før tørkeskader rettes opp igjen (Velle mfl. 2023). Kombinasjoner av forhøyede nitrogenverdier og tørkeskader kan fremme lyngbladbilleangrep, som kan beite lyngen kraftig ned.

I gjennomganger av tilstandsvariabler av kartlagte kystlyngheier i Naturbase, fremkommer det at kystlynghei i forringet tilstand er sterkt underrepresentert. Historiske flybilder og kunnskap om lokal landbrukshistorie vil kunne gi viktig informasjon for å skille ut sene suksesjonstrinn.



Figur 6.3. Klimaendringer i form av ekstremværsperioder påvirker kystlyngheiene. Bildet er fra kystlynghei i Sandvikdalen i Vanylven sommeren 2015. Røsslyngen på bildet er grå etter omfattende tørkeskader forårsaket av barfrost og tørkeperioder vinteren 2014. Foto: L.G. Velle/NIBIO

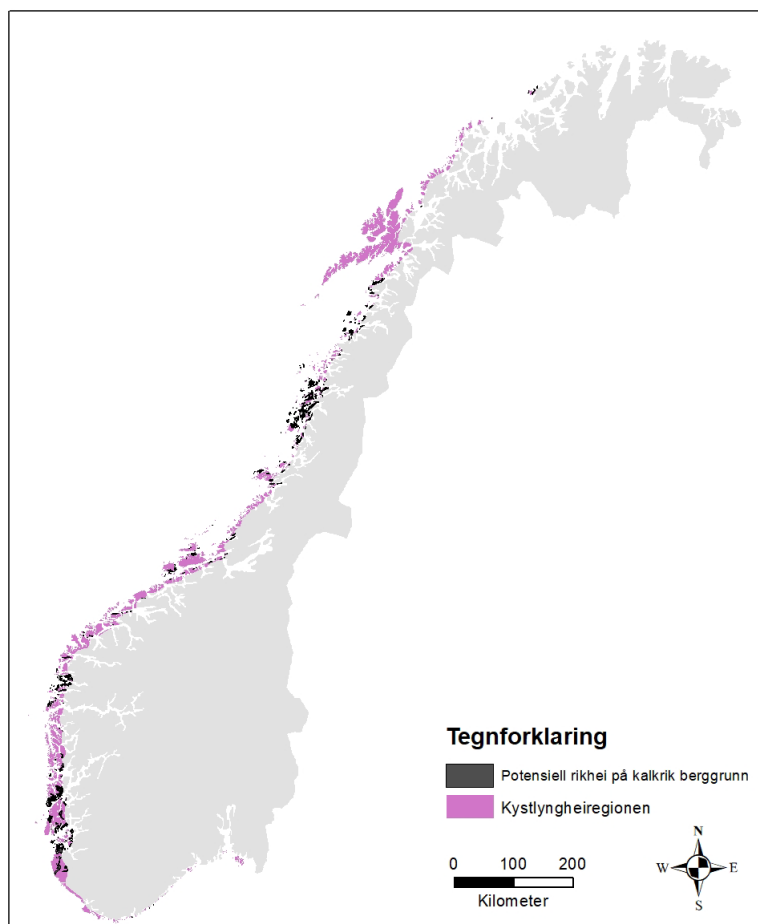
6.4 Behov for stratifisering eller balansering

Overvåking av kystlynghei bør foregå innenfor hele universet, som for denne modulen er det potensielle utbredelsesområdet til kystlynghei i Norge (**Figur 6.2**). For å sikre dette bør utvalget av overvåkingslokaliteter innen ANO Kystlynghei balanseres rundt sentrale hjelpevariabler. En ufullstendig liste over mulige hjelpevariabler inkluderer (NiN 3.0-koder i parentes):

- Bioklimatiske soner (6SO)
- Bioklimatiske seksjoner (6SE)

Det er viktig at lokalitetene får god spredning langs nord-sør gradienten. Vi vil derfor bruke en publisert metode som sikrer et utvalg som både er balansert og geografisk spredt (Grafström og Tillé 2013). Det legges ikke opp til en geografisk stratifisering, for eksempel basert på regioner (slik som Nord-Norge, Midt-Norge osv.). Derimot ønsker vi å benytte metoden med varierende rutetetthet for å fortette antall ruter helt i sør og i nord av utbredelsesområdet (se kap. 4.2.2.). Vi har generelt mindre kunnskap om kystlyngheiene i utkantene av det potensielle utbredelsesområdet, og disse må derfor fanges opp i ANO Kystlynghei.

Stratifisering av utvalget er nødvendig når man ønsker å overvåke den økologiske tilstanden til spesielle deler av en naturtype. Rike kystlyngheier er sjeldne og utgjør svært artsrike utforminger, som er under sterkt press og som vi vet relativt lite om. Vi ønsker derfor å bruke metoden med varierende rutetetthet for å gjøre en stratifisert overvåking av rikheier. De potensielle rikheiforekomstene tilsvarer utbredelsen til bergartene i klasse 4 og 5 i NGUs berggrunnskart 1:250 000 (Heldal og Torgersen 2020). Vi foreslår en stratifisering av kystlynghei i områder med disse bergartene innenfor den potensielle utbredelsen av kystlynghei i Norge (**Figur 6.4**).



Figur 6.4. Kart over potensielle forekomster av rikhei (svart) innenfor det potensielle utbredelsesområdet for kystlynghei (rosa). De potensielle rikheiforekomstene tilsvarer utbredelsen til bergartene i klasse 4 og 5 i NGUs berggrunnskart 1:250 000 (Heldal og Torgersen 2020). Illustrasjon: P. Thorvaldsen, 2024.

6.5 Forslag til utvelgelsesmetodikk

Metode for utvalget består av flere trinn som innebærer først et utvalg av overvåkingsflater, deretter flybildetolking for å finne potensielle kystlyngheier innen flater, etterfulgt av en verifisering i felt.

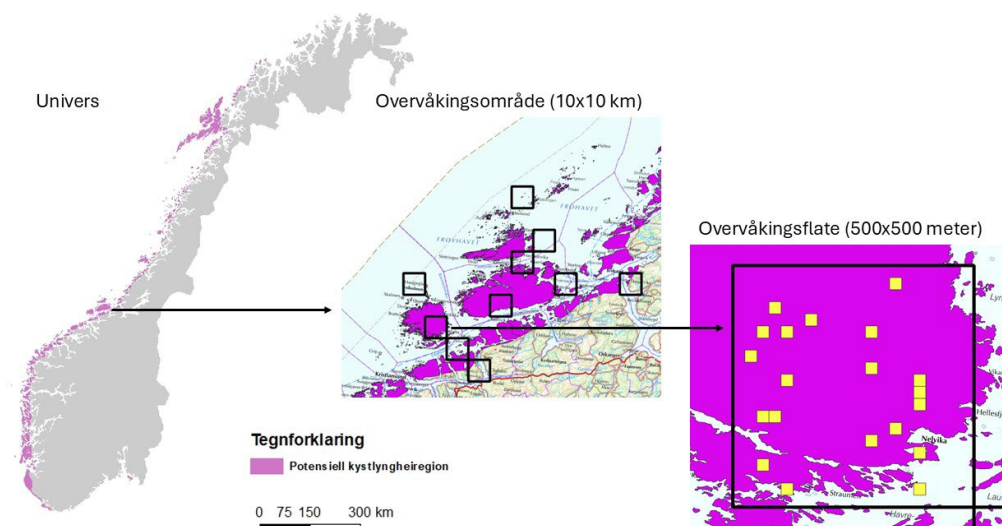
Utvalg av overvåkingsflater

Metoden som er foreslått henter inspirasjon fra overvåkingsmetodikken utviklet for semi-naturlig eng i Norge (ASO), NILS overvåkingen i Sverige, samt erfaringer fra ANO. Vi benytter SSB10km og SSB500-ruter som populasjonsenheter, NIN 3.0 som rammeverk for definisjon av naturtyper og av flere variabler, og 1:5000 som målestokk i overvåkingen.

Vi foreslår to utvalg med varierende rutetetthet, der utvalget i nivå 2 brukes til to ulike formål:

- Nivå 1: Overvåking av all kystlynghei i Norge (**Figur 6.2**)
- Nivå 2: Overvåking av rikhei (TK03-M005-05 Sterk kalkrik veldrenert-vekselsfuktig kystlynghei og TK03-M005-08 Sterk kalkrik fukt-kystlynghei) som er en sjelden type, hvor utvalget er stratifisert for rike berggrunnsforekomster (se **Figur 6.4**). Nivå 2 brukes også til å overvåke lokaliteter i ytterkantene (helt nord og helt sør) av utbredelsesområdet.

Utvalget av områder som skal overvåkes foretas gjennom et hierarkisk design i nivå 1. Vi foreslår at det gjøres et balansert utvalg av 100 SSB10km-ruter innenfor universet (**Figur 6.2**) slik at utvalget er spredt langs nord-sør gradienten. Dette utvalget kalles *Kystlynghei_100* (jf. kap.4.2.2). Innenfor hver rute i *Kystlynghei_100* gjøres et balansert utvalg av 10 SSB500-ruter. Dette utvalget kalles *Kystlynghei_100x10*. Fordelen med denne graden av romlig klumping er at det er kostnadseffektivt når det kommer til utførelse av feltarbeidet. Dette er det gode erfaringer med fra både ASO, men også fra NILS hvor en større grad av romlig klumping brukes i overvåkingen av havstrender hvor feltarbeidet er spesielt utfordrende med tanke på logistikk.



Figur 6.5. Hierarkisk design for overvåking av kystlynghei i Norge. Et balansert utvalg av SSB500-ruter gjøres innenfor hvert av de 100 SSB10-rutene valgt innen universet (definisjonsområdet) som er den potensielle utbredelsen til kystlynghei i Norge.

Nivå 2 består i en fortetting av SSB10km-ruter for å sikre oss nok forekomster av rikhei og kystlynghei i utkantene av det potensielle utbredelsesområdet (helt i nord og sørøst) (se kap. 4.2.2). I dette utvidete utvalget overvåkes kun det som er formålet med fortettingen (henholdsvis rikhei og kystlynghei i utkantene). Samme hierarkiske utvalgsmetode som for nivå 1 benyttes med overvåkingsområder og overvåkingsflater, men utvalgsstørrelsen må bli betraktelig høyere, i hvert fall for SSB10km-rutene. Størrelsen på utvalget bør kunne justeres etter erfaringer i de første årene (jf. erfaringer fra NILS angående dimensjonering av overvåkingen, se kap. 1.2.4), men som en start tror vi at 300 SSB10km-ruter er fornuftig, og vi kaller dette utvalget derfor *Kystlynghei_300*, og tilsvarende *Kystlynghei_300x10*. Ruter som kommer utenfor kartet for potensiell rikhei kodes som *fravær* av naturtypen. Andel falske negative kvantifiseres gjennom *Kystlynghei_100x20*. Også basert på *Kystlynghei_300x10* ønsker vi å gjøre en geografisk stratifisering for å se etter alle typer kystlynghei i ytterkanten av nord-sør gradienten (se kap. 6.3.1). Utvalget (*Kystlynghei_300*) dekker hele landet, men kun de rutene som faller innenfor de geografiske strata vil undersøkes. Forekomster innenfor disse strata vil da ha en inkluderings sannsynlighet som er tre ganger så stor som ellers i landet. Det at denne sannsynligheten er kjent gjør at vi enkelt kan etter-stratifisere dataene for å gi arealrepresentative estimater. Det er ikke bestemt hvor grensene til de geografiske strataene skal gå, og det kan også være at utvalgsstørrelsen må justeres etter at dette blir bestemt.

Overvåkingseenheter

Det foreslås en polygonbasert overvåking av kystlynghei. Dette innebærer at alle polygoner av kystlynghei (alle kartleggingsenheter i NIN 3.0, målestokk 1:5000) skal overvåkes innen en flate. Dette er sammenfallende med metoden i ASO, og ulikt med ANO som benytter seg av overvåkingspunkter på 1 m² samt en sirkel på 250 m². Årsaken til at det foreslås polygoner som overvåkingseenhet kommer av at arealendringer er den største påvirkningsfaktoren for kystlynghei i dag (Hovstad mfl. 2018), og at arealendringer ikke skjer tilfeldig innenfor en kystlynghei. Derimot skjer gjerne gjengroingen i de delområdene der bruken har opphørt eller har blitt for ekstensiv, i forsenkinger, eller i spredningsradius fra plantefelt, og vil derfor være vanskelig å fange opp ved en tilfeldig utplassering av overvåkingspunkter. Polygonbasert overvåking egner seg bedre til å fange opp denne type arealendring. Arealavgrensinger er dessuten viktig dokumentasjon for de som søker om tilskudd for skjøtsel av kystlynghei. Vi vurderer det derfor som mest hensiktsmessig å overvåke polygoner framfor kun faste overvåkingspunkter i terrenget.

Flybildetolking og feltarbeid

Alle flater i utvalget skal flybildetolkes for å finne potensielle kystlynghei polygoner som skal oppsøkes i felt (jf. kap. 4.2.4). Basert på flybildetolkingen avgrenses alle potensielle kystlyngheipolygoner innen overvåkingsflatene i sin helhet. Disse polygonene kan brukes også som bakkesannheter i treningen av fjernmålingsbaserte modeller (se kap. 4.2.5). Det er tidligere vist at tolking av flybilder (sammenligne historiske og nye) er en effektiv metode for å overvåke semi-naturlige naturtyper, og å fange opp både god og dårlig økologisk tilstand (Johansen mfl. 2015). Tolking av flybilder benyttes også i ASO, og metoden der kan benyttes som utgangspunkt også for kystlynghei. For å gjøre metoden mer treffsikker når det kommer til utvalget av flater, bør det utvikles forkastningsregler/utvalgskriterier for både områder og flater som benyttes ved flybildetolkingen.

En av de viktigste påvirkningsfaktorene for kystlynghei er opphør av bruk etterfulgt av gjengroing. En kystlynghei i sein suksisjon og med dårlig økologisk tilstand har tresjikt og er svært vanskelig

å skille fra en skog i felt uten kunnskap om området skjøtselshistorikk. Ved å sammenligne historiske flybilder med nyere flybilder kan man identifisere områder som har vært utsatt for gjengroing. En forutsetning for at denne metoden skal fungere godt er at det finnes historiske flybilder offentlig tilgjengelig i *Norge i bilder* eller andre databaser. I Norge er det god dekning av historiske bilder etter 1980 foruten i deler av Nord-Norge. Dette vil mest sannsynlig føre til at det vil være vanskeligere å identifisere gjengrodd kystlynghei i dårlig økologisk tilstand i Nord-Norge sammenlignet med lengre sør i landet. Det kan dermed føre til at en underrepresentasjon av data om dårlig økologisk tilstand i overvåking dersom det ikke blir mer tilgjengelig historiske flybilder i Nord-Norge. Historiske flybilder fra nord vil bli tilgjengelig på sikt og bør ikke være en begrensning i valg av flybildetolking som metode.

Alle potensielle kystlyngheier identifisert på flybildetolkingen oppsøkes i felt for verifisering og innhenting av data om indikatorer og artsmangfold. Det finnes flere alternative metoder for hvordan indikatorer og artsregistrering er registreres i felt (transekt, linjepunkttransekt eller fastruter). I ASO benyttes transekter til å registrere artsmangfoldet mens andre indikatorer registreres i hele polygoner. I ANO derimot, registreres artsmangfoldet i faste ruter på 1 m². Valg av metode må ta hensyn til både representativitet, økonomiske rammer og praktisk gjennomførbarhet i felt. Ulike metoder må testes i felt før man kan gjøre et endelig valg av hvilken metode som er best egnet for overvåking av kystlynghei.

Kompetanse

Foreslått metodikk krever kompetanse innen landbruk, flybildetolking, GIS, botanikk og NiN. De som tolker flybilder og som skal gjennomføre feltarbeidet trenger god kunnskap om landskapet som skal kartlegges, kulturlandskapets historie i det aktuelle området, landbruksdrift, skjøtelsesmetoder og påvirkningsfaktorer. Kartleggerne må klare å skille kystlynghei fra andre forvekslingsnaturlyper i alle økologiske tilstander i felt. Dette gjelder spesielt for å kunne skille gjengrodde kystlyngheier fra skog, og gjødslet kystlynghei fra eng. Den store underrepresentasjonen av kystlynghei i dårlig tilstand i dagens naturtypekartlegging viser at dette er vanskelig og krever forberedelser ut over vanlig naturtypekartlegging.

6.6 Feltprotokoll

Dette er et forslag til feltprotokoll som må evalueres og deretter justeres etter en test av metoden for overvåking av kystlynghei er gjennomført. Feltinnstruks 2022-2025 i ASO danner grunnlaget for foreslått feltprotokoll for overvåking av kystlynghei (Johansen mfl. 2017). Dette innebærer at datainnsamlingen består av tre deler: 1) forarbeid med kartfesting og avgrensning av kystlyngheipolygoner basert på flybilder samt informasjon til grunneiere, 2) feltarbeid, og 3) etterarbeid med kvalitetssikring.

Del 1: Forarbeid - Flybildetolking og informasjon til grunneiere

Historiske og nyere flybilder tolkes etter metodikk beskrevet i Johansen mfl. (2015; 2017) for å kunne identifisere potensielle kystlyngheier som skal verifiseres i felt (se del 2). Disse metodene må tilpasses kystlynghei. Alle potensielle kystlyngheier avgrenses som polygoner i et GIS-program, eksempelvis NiNapp.

Det er svært viktig å informere alle grunneiere om at det blir gjennomført feltarbeid på deres eiendom i god tid før selve arbeidet starter. Der det er husdyr på beite må man alltid ta kontakt med grunneier/brukerne under selve feltarbeidet for å be om tillatelse til å gå inn på beitearealene. Før feltarbeidet starter må man undersøke med Mattilsynet om det er kjente plante- eller dyresykdommer i området som man potensielt kan spre fra eiendom til eiendom ved feltarbeidet. Egnede forebyggende tiltak må bli gjort om kjente sykdommer er til stede.

Del 2: Feltarbeid

Kystlynghei kartlegges i felt, i perioden juni-medio september, etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2024), og utvalgte variabler registreres i ArcGIS Survey123. Fremmede og rødlistede arter kan om ønskelig registreres i Arter-appen. Alle appene er driftet av Miljødirektoratet.

Alle potensielle kystlyngheier i del 1 skal oppsøkes i felt og verifiseres samt at polygonavgrensinger kvalitetssikres og justeres. Inni polygoner som er verifisert som kystlynghei, registreres et utvalg av variabler samt artsregistreringer. Forslag til variabelsett som kan inngå i feltprotokollen er oppsummert basert på variabler som er samlet inn i andre relevante rammeverk (**Tabell 6.1**). Artsregistreringer kan utføres enten ved bruk av transekter som i ASO eller ved fastruter som i ANO. Begge metodene utføres i felt i en test, og basert på dette vurderes det hvilken metode som er best egnet til formålet.

Tabell 6.1. Oversikt over forslag til variabelsett for overvåking av kystlynghei samt hvordan disse relatere seg til andre rammeverk for overvåking og kartlegging i Norge. MI: Miljødirektoratets instruks, ASO: Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng, ØT: Økologisk tilstand. Oversikten er ikke tilpasset NIN 3.0.

Variabler	MI	ASO	ANO	ØT 2017	ØT 2023	Ut-valgt	Kommentar
NiN-kartleggingsenhet	X	X	X	X	X	X	
Areal	X	X				X	Areal avledes direkte fra polygoner
7FA Fremmedartsinnslag	X	X				X	Dekning av fremmedarter er interessant, da fravær indikerer god økologisk tilstand
7JB-BA Aktuell bruksintensitet	X	X	X			X	Fravær av bruk kan bidra til dårlig økologisk tilstand
7 RA-SJ Rask suksesjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng	X	X				X	Fravær av suksesjon indikerer god økologisk tilstand
Antall NiN kartleggingsenheter (MdirPRAK)	X						Usikkert om det er en god tilstandsindikator, men er relevant i andre sammenhenger for å beregne lokalitetskvalitet.
Rødlistede arter (MdirPRRL)	X	X				X	
Kystlyngheias utviklingsfaser (7JB-KU-PI, BY, MO, DE)	X					X	
Artssammensetning karplanter		X	X	X	X	X	Kilde til data for en rekke ØT-indikatorer (funksjonelle planteindikatorer)
Dekning moser + dominerende moser		X	X				Korrelert med kystlyngheias utviklingsfase. Lite referanseverdier.
Dekning av vedplanter under 0,8 m i feltsjikt		X	X	X		X	
Dekning av karplanter i feltsjikt		X	X			X	
Problemarter		X	X	X		X	Benyttes som definert i ASO
Fremmedarter (artsliste)		X	X	X		X	

Variabler	MI	ASO	ANO	ØT 2017	ØT 2023	Ut- valgt	Kommentar
7 JB-BT Beitetrykk		X	X			X	
7JB –BD Beitedyr		X				X	
7 JB-GT Gjødsling		X				X	
1AG-A Tresjiktsdekning		X	X	X		X	
Treslag i tresjiktet		X				X	
1AG-B Busksjiktsdekning		X	X	X		X	
Foto		X	X			X	Metode må vurderes etter formål. Flere alternativ mulig
Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy (MdirPRTK)		X				X	
Spor etter slitasje og slitasje-betinget erosjon (MdirPRSE)		X				X	
Dekning strø			X				
Dekning av lav			X				
Dekning bar jord/sand/stein/grus			X			X	Aktuell i forbindelse med lyngbrenning og naturrestaurering
Dekning av død eller skadet røsslyng			X			X	Gjelder lyngbladbille angrep og tørkeskade som følge av ekstremvær
Maksimal grønnhet					X		Indikator basert på satellittbilder eller dronebilder. Metoden er ikke godt nok utviklet enda.
Gjengroing					X		Indikator for fjernmåling må kombineres med feltmålinger (se suksessjon, historisk skjøtsel, tresjikt, busksjikt)
Fordeling av biomasse av trofiske nivå					X		Ikke ferdig utviklet for kystlynghei
Hekkefugler i jordbrukslandskapet og i våtmark					X		Ikke ferdig utviklet for kystlynghei.
BS-5KU Kulturminner						X	Kan være indikator for historisk bruk. Mest relevant er steingarder, tufter og annet
Historisk skjøtsel						X	Samtale med bønder og grunneiere, historiske flybilder, bygdebøker etc.

Del 3 Etterarbeid

Etter feltarbeidet kvalitetssikres alle registreringer, og lagres i respektive databaser. Erfaringer fra årets feltarbeid blir benyttet som grunnlag for eventuelt justeringer av metodikken. Alle artsregistreringer legges inn i Artsobservasjoner og GBIF.

Test av metoden

Vi foreslår at metoden og feltprotokoll testes i felt sommeren gjennom et tets-år og at testområder for velges innenfor kystlynghei hvor vi har kunnskap om at det finnes ulik økologisk tilstand og ulike grunntyper i NIN 3.0. Et annet utgangspunkt for en test av metodikken kan være de 23 referanseområdene som er beskrevet i handlingsplanen for naturtypen (M-2566) eller andre egnede lokaliteter. På denne måten får vi testet metodikken i det som på et tidspunkt har vært

representative kystlyngheier for sine respektive regioner, samtidig som vi får samlet inn ny kunnskap fra disse områdene.

I testperioden ønsker vi å avklare noen viktige prinsipper:

- Evaluere om metoden er god nok for å kunne overvåke både god og dårlig økologisk tilstand. Dette innebærer særlig å finne metode for å overvåke sterkt gjengrodd kystlynghei.
- Avgjøre hvordan man skal håndtere avgrensinger av kystlynghei i mosaikk med andre naturtyper på en mest hensiktsmessig måte i en overvåking
- Bestemme hvilke indikatorer som egner seg best til overvåking av kystlynghei, og dermed hvilke variabler som bør samles inn i felt
- Undersøke hvordan stratifiseringen av flater for å overvåke rikhei fungerer med tanke på tidsbruk, logistikk og muligheten for å oppdage forekomster av rikhei.
- Undersøke hvordan polygonbasert overvåking fungerer med tanke på logistikk, og hvordan å sette eventuelle tak for å begrense arbeidet i felt
- Undersøke hva slags metode som egner seg best for å samle inn vegetasjonsdata innad i polygoner
- Lage en endelig feltprotokoll

6.7 Metode for beregning av arealrepresentative estimer

Bruken av standardmetoden for varierende rutetetthet, samt at alle forekomster i hver overvåkings utfigureres (det settes ikke noe tak), gjør at det er ganske uproblematisk å kalkulere arealrepresentative estimer for ulike regioner. Den største usikkerheten ligger kanskje i hvor mange rikheier som kan forekomme også utenfor kartet som brukes for å identifisere over potensiell utbredelse for rikhei, men dette tror vi vil la seg avgjøre gjennom den grunnleggende overvåkingene i Kystlynghei_100x10.

6.8 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov

Kystlynghei er en utvalgt naturtype med tilhørende handlingsplan. I handlingsplanene for kystlynghei er det en målsetting at overvåking av kystlynghei skal være utviklet og igangsatt innen den første perioden for handlingsplanen. Dette er ennå ikke gjennomført. Overvåkingen som er beskrevet her vil derfor være et viktig tilskudd til å oppfylle målsettingene i Handlingsplan for kystlynghei.

Kystlynghei er en rødlistet naturtype, og data fra ANO Kystlynghei vil være en svært viktig datakilde i framtidige revideringer av Rødliste for Naturtyper. En polygonbasert overvåking av kystlynghei som vi foreslår her vil også ha potensiale til å kunne gi data til naturregnskap både ved at det gir kart over kystlynghei, bidra inn i arealregnskap, tilstandsregnskap og være et grunnlag for å beregne naturgoder fra kystlynghei.

I arbeidet med å utvikle indikatorer for økologisk tilstand basert på vegetasjonsovervåking (ANO), er det nødvendig å få forbedret de generaliserte artslistene (GAD) (Nybø et al. 2023, se kap. 8.7 for prioriterte kunnskapsbehov). Uten forbedrede GAD-lister blir det utfordrende å definere referanseverdier for tilstandsverdier basert på ANO og dermed utvikle meningsfulle tilstandsindikatorer.

ANO Kystlynghei vil kunne gi viktig informasjon om variasjonen i kystlynghei, og vil være en viktig datakilde til å kunne oppdatere det generaliserte artslistedatasettet for Natur i Norge. Vi har mangelfull kunnskap om både de rikeste og fattigste kystlyngheiene, i tillegg til kystlynghei i

utkantene av utbredelsesområdet (nord og sør-øst) (jf. Kunnskapsmangel NiN 3.0). Feltbasert overvåking av kystlynghei kan bidra med bakkesannheter for å teste om det er et potensiale for å utvikle fremtidige fjernmålingsmetoder.

6.8.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter

Overvåking gjennom Kystlynghei_100x10 vi gi et stort antall bakkesannheter, da alle forekomster med kystlynghei i utvalget vil utfigureres. Om det blir nødvendig å sette et tak på hvor mange forekomster i hver SSB500-rute som det skal gjennomføres full overvåking i, kan man allikevel med en ekstrakostnad registrere kartleggingsenhet også i de polygonene som ikke får en full overvåking, og dette vil øke verdien av disse bakkesannhetspolygonene betraktelig. Som for rikhei i Kystlynghei_300x10 er det mulig å gjøre et stratifisert søk etter en spesiell utforming av kystlynghei, eller en spesiell region, om man i fremtiden ønsker flere bakkesannheter.

7 ANO Myr

Myr er vidt utbredt og vanlig i Norge, og den omfattende myrdannelsen henger sammen med et relativt fuktig og kjølig klima. Det er imidlertid en betydelig bioklimatisk regional variasjon fra sør til nord, fra vest til øst, samt fra havnivå til fjellet. Dette påvirker forekomst og dekning av myr gjennom markerte forskjeller i varmesum¹⁷ (bioklimatiske soner) og oseanitet¹⁸ (bioklimatiske seksjoner) (Moen 1998; Bakkestuen mfl. 2008). Et eksempel fra Østlandet (Moen 1998:77) viser for eksempel lav dekning (2 – 10 %) av myr i boreonemoral og sørboreal sone, der det er så tørt at myr bare dannes i flate områder, mens dekningen tiltar til ca. 20 % i mellomboreal og nordboreal sone. Dette henger sammen med lavere temperatur og mer nedbør når vi beveger oss høyere over havet. Høyest dekning av myr er det rundt skoggrensa, og så avtar dekningen raskt i lavalpin sone, hvor vekstsesongen er så kort at det ikke produseres nok biomasse til at torv kan akkumuleres.

Myr kan defineres som et landområde med fuktighetskrevenne vegetasjon som danner torv (Moen mfl. 2011). Innen natursystem våtmark i NiN er det et grunnleggende skille mellom torvproduserende og ikke-torvproduserende systemer, det vil si mellom hovedtyper innen myr og andre hovedtyper. Blant de 22 hovedtypene våtmark er det tolv som er eller har vært torvproduserende, mens ti hovedtyper ikke har eller har hatt torvakkumulering. Det er altså tolv hovedtyper med myr i NiN 3.0. NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark omfatter både arealer med og uten torvakkumulering, men er her regnet med blant de tolv myr-hovedtypene.

I NiN styres inndelingen av hovedtyper av såkalte *prosess- og prosedyrekategorier* som f.eks. om variasjonen i artssammensetning er betinget av trær eller ikke (Edvardsen (red.) 2024). For myr er dette grunnlaget for å skille mellom NA-VA01 Åpen jordvannsmyr (ikke betinget av trær som strukturerende artsgruppe) og NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark (betinget av trær som strukturerende artsgruppe). Disse to hovedtypene betegnes som *normale* hovedtyper fordi de er arealmessig dominerende (innen våtmark), til forskjell fra *spesielle* hovedtyper. De spesielle hovedtypene skilles for eksempel ut på bakgrunn av miljøstress (eks. NA-VC01 Åpen nedbørsmyr), forstyrrelse (eks. NA-VM01 Sterkt endret torvmark), eller hevd (NA-VK01 Slåttemyr).

Inndelingen i torvmassiv i NiN 3.0 baserer seg på hydromorfologisk klassifisering, det vil si en klassifisering ut fra hydrologiske forhold og egenskaper ved overflata (morfologi – utseende, strukturer m.m.). Torvmassivene deles i åtte torvmassivgrupper (eks. TM-H Høgmyrmassiv) som hver har fra én til seks torvmassivenheter (eks. TM-H06 Eksentrisk høgmyr). Det er i alt 22 torvmassivenheter (tilfeldigvis like mange som antall hovedtyper innen våtmark). Torvmassivgruppene skilles ut fra ulik tilførsel av vann samt ulikheter i prosessen med torvdannelse. TM-A Topogene torvmassiv er f.eks. flate jordvannsmyrer (med plant grunnvannsspeil), og skilles fra TM-B Soligene torvmassiv som er hellende jordvannsmyr (med hellende grunnvannsspeil). For detaljer rundt torvmassiv henviser vi til Moen (1998), Moen mfl. (2011), Moen mfl. (2011b) og Lyngstad mfl. (2023). Torvmassiv og myrmassiv brukes som synonymymer i denne rapporten.

7.1 Avgrensning

Alle torvmassivenheter og alle hovedtyper innen myr er i utgangspunktet relevante for overvåking, men arealet de dekker varierer svært mye, og ulike typer vil kreve ulik metodisk tilnærming. Så langt er det gjennom ANO hovesakelig kun grunntyper med fattigmyr innen NA-VA01 Åpen jordvannsmyr som er dekt godt nok til at det er mulig å beregne økologisk tilstand. En vurdering av økologisk tilstand for hovedøkosystemet våtmark vil derfor defineres av tilstanden i fattigmyr, om vurderingen baseres på dagens ANO. For å dokumentere utvikling i andre grunntyper og hovedtyper, krever det overvåking med høyere rutetetthet.

¹⁷ Varmemengde i vekstsesongen

¹⁸ Luftfuktighet (humiditet) og vintertemperatur er viktige underliggende faktorer

Vi foreslår å avgrense ANO Myr til å inkludere all torvmark på fastlandet (**Tabell 7.1**), med unntak av fattigmyr (definert under). Da utelukkes hovedtyper innen våtmark som ikke er torvdannende, mens hovedtyper som er klart endret eller sterkt endret inkluderes så lenge de kan defineres som torvmark. For å få et reelt bilde av økologisk tilstand må vi også inkludere arealet med dårlig tilstand, men en utfordring er at inngrep overstyrer de naturlige økologiske gradientene. Hvis det grøftes i rikmyr, vil resultatet ikke bare bli en uttørking (dvs. endring langs LM-TV tørreleggings-varighet), men også en endring i tilgang på kalkholdig grunnvann (dvs. endring langs LM-KA kalkinnhold). Det betyr at det kan være utfordrende å avgjøre om et areal med NA-VM01 Sterkt endret torvmark opprinnelig var f.eks. rikmyr eller fattigmyr, og det kan påvirke vurderingen av tilstand på grunntypenivå og kanskje også på hovedtypenivå.

Tabell 7.1. Hovedtyper i NiN 3.0 og om de er inkludert eller ekskludert i overvåkingen i ANO Myr.

Hovedtype (NiN 3.0)	Inkludert	Ekskludert
NA-VA01 Åpen jordvannsmyr (- noen typer)	x	
NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark	x	
NA-VC01 Åpen nedbørsmyr	x	
NA-VF01 Nedbørsmyr-skogsmark	x	
NA-VC02 Torvmarkskilde	x	
NA-VK01 Slåttemyr	x	
NA-VO01 Sterkt tråkkpreget våtmark	x	
NA-VM01 Sterkt endret torvmark	x	
NA-VM04 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark	x	
NA-TI01 Klart endret våtmarksskogsmark	x	
NA-VM02 Ny torvmark på tidligere ferskvannsbunn	x	
NA-VG01 Ny naturgitt våtmark	x	
NA-VM03 Ny torvmark på menneskebetonet forsumpet fastmark	x	
NA-VC03 Grunnkilde		x
NA-VK02 Semi-naturlig våteng		x
NA-VM05 Ny grunn våtmark på tidligere ferskvannsbunn		x
NA-VM06 Ny grunn våtmark på menneskebetonet forsumpet fastmark		x
NA-LB01 Helofytt-ferskvannssump		x
NA-VE01 Oppfrysingsvåtmark		x
NA-VG02 Ny naturgitt grunn våtmark		x
NA-VF02 Strandsumpskogsmark		x
NA-TE01 Flomskogsmark		x
NA-VC04 Våt- og kildesnøleie		x

7.2 Tidligere arbeid med overvåking

Det er tre overvåkingsprosjekter på myr som peker seg ut gjennom å ha et visst omfang i rom, tid og formål: langtidsstudier i rikmyr og slåttemyr på Sølendet og Nordmarka, overvåking av palsmyr, og overvåking av restaurert myr.

Langtidsstudiene på Sølendet (Røros kommune) og Nordmarka (Rindal og Surnadal kommuner) står i ei særstilling innen overvåking på myr i Norge (Moen og Øien 2012; Moen 1970; Moen 1990). Her har NTNU Vitenskapsmuseet fulgt utviklingen i slåttepåvirket vegetasjon i utmark i over 50 år, og det gjennomføres årlig datainnsamling. Økologi i rikmyr og slåttemyr er et overgripende tema, og den årlige overvåkingen inkluderer populasjonsstudier og produksjonsstudier (av biomasse). Dette er unike tidsserier i norsk sammenheng, og mye av kunnskapen vi har om særlig slåttemyr og rikmyr kommer herfra. Disse langtidsstudiene kan brukes til å dokumentere trender over tid, men har ikke nok romlig oppløsning til å kunne svare på generelle utviklingstrekk for hele landet.

Palsmyr har blitt overvåket på seks lokaliteter siden 2004 (Hofgaard 2004). Utvalget av lokaliteter var basert på kunnskap om eksisterende palsmyrer, og er ikke tilfeldig. I den sørlige delen av utbredelsesområdet (Dovre fjell og omegn) finnes det bare et fåtall gode lokaliteter, og overvåkingen er lagt til disse. I Finnmark og indre Troms dekker palsmyr store arealer. NINA stod for overvåkingen fram til og med 2021, og etter dette har Sállir natur tatt over. Metodikken som ble etablert og fulgt fra 2004 til 2023, har blitt erstattet av overvåking med fjernmåling.

For restaurerte myrer gjøres det en enkel overvåking av vegetasjon flere steder i landet i regi av SNO. En metodikk utviklet hos NINA, og som gir mer detaljert overvåking effekten av restaurering, brukes på fem lokaliteter i Norge (Kyrkjeeide mfl. 2023; Hagen mfl. 2015). Formålet med denne overvåkingen er å følge utvikling i myr som gjennomgår restaurering, og vil på sikt gi kunnskap om hvor lang tid det tar før tilstanden bedres. Utvalget av lokaliteter er i praksis gjort ved at miljøforvaltningen har valgt subjektivt blant de myrene med planlagt restaurering i det året midler til overvåking har vært tilgjengelig. Denne overvåkingen gir verdifull kunnskap om konkrete restaureringsprosjekter, men har begrenset verdi med tanke på generalisering av resultatene.

I tillegg kan vi nevne at det foregår overvåking av slåttemyr i Slåttemyra naturreservat i Nittedal (Moen og Olsen 1997), Garbergelva naturreservat i Meldal (se for eksempel Øien 2020), og i Øvre Forra naturreservat i Levanger (se for eksempel Lyngstad 2024). Alle disse overvåkingsprosjektene gir verdifull informasjon om myrnatur, men ingen av dem gir data som kan brukes til å dokumentere utvikling av tilstand hos myr på regionalt nivå eller for landet som helhet.

Forslag til overvåking av myr har vært fremmet i mange prosesser de siste tre tiåra. I 1998 publiserte Direktoratet for naturforvaltning en «Plan for overvåking av biologisk mangfold» (DN 1998). Denne summerer opp mye av tankegodset i to forutgående rapporter (DN 1995; 1997), og for myr var det særlig gjennom utredningen i 1997 det ble gjort et større arbeid med prinsipper for overvåking og kriterier for valg av lokaliteter (Moen mfl. 1997). Her anbefales en strategi med fire elementer: 1) ekstensiv overvåking (= arealrepresentativ overvåking), 2) intensiv overvåking (i utvalgte, permanente lokaliteter), 3) spesialobjektovervåking (eks. rødlistearter), og 4) forsknings- og utredningsprosjekter (eks. utvikling av indikatorer).

Store deler av beskrivelsene og vurderingene som ble gjort for myr og våtmark i utredningsrunden på slutten av 1990-tallet gjelder fortsatt. Det ble lagt fram ti forslag til overvåkingsaktiviteter på myr; fem under ekstensiv overvåking, tre under intensiv overvåking, samt to utredningsprogrammer. Å skaffe seg en landsdekkende oversikt over myrreal var første forslag på lista, og dette er vi antakelig i ferd med å få til nå i 2024. Forslag to var å utvide Landsskogstakseringens forband til myr over barskogsgrensa. Målsettingen bak dette forslaget var å få til adekvat landsdekkende overvåking (av myr og våtmark), og dette kan vi i dag si at i prinsippet dekkes av ANO. Vi ser imidlertid at dekningen i praksis ikke er god nok til å dokumentere utvikling hos annet enn fattigmyr, og dette er tema for foreliggende rapport.

Overvåking av palsmyr ble foreslått under de ekstensive (dvs. arealrepresentative) aktivitetene, mens overvåking av nedbørsmyr, jordvannsmyr og slåttebetinget rikmyr ble kjørt fram som tre forslag under intensiv overvåking, dvs. med overvåking i noen utvalgte lokaliteter. Effekter av grøfting ble foreslått som et tema for forskning. Noe av dette har blitt fulgt opp, men palsmyr-overvåking ble etablert etter mønster av intensiv overvåking. Slåttemyr og rikmyr har blitt overvåket likt både før og etter utredningen fra 1998 (jf. Sølendet og Nordmarka), mens nedbørsmyr og jordvannsmyr ikke har blitt prioritert for overvåking. Effekter av grøfting er et element i restaureringsovervåkinga som foregår, men da i første rekke med vinkling mot effekter av restaurering av grøfter.

Fra 2011 til 2016 ble det utarbeidet faggrunnlag til handlingsplaner for fire kategorier myrnatur: typisk høgmyr (Moen mfl. 2011a), oseanisk nedbørsmyr (Moen mfl. 2011b), rikmyr (Øien mfl.

2015) og slåttemyr (Øien mfl. 2016). Slåttemyr er én av åtte utvalgte naturtyper¹⁹, og typisk høgmyr er under utredning som potensiell utvalgt naturtype. Faggrunnlagene har forslag til overvåking, og skiller på registrering av data gjennom fjernmåling og feltundersøkelser. Videre forholder de seg i utgangspunktet til overvåkingsmetodikken i Halvorsen (2011). I Moen mfl. (2011b; 2011a) ble det lagt vekt på å dekke opp spekteret i regional variasjon, der det ble anbefalt å inkludere de best undersøkte lokalitetene og å legge aktiviteter til lokaliteter registrert i arbeidet med landsplan for myrreservater²⁰. I Øien mfl. (2015; 2016) beskrives i tillegg et utvalg lokaliteter som prioriteres for skjøtsel (gjelder slåttemyr) og overvåking. Anbefalingene i faggrunnlagene er gjort med formål å få målretta kunnskap om de aktuelle typene, og går derfor langt i å håndplukke lokaliteter basert på konkret kjennskap til disse. I ANO Myr er formålet et annet, og metodikken for valg av lokaliteter bør derfor være annerledes.

Som en oppfølging av anbefalingene i faggrunnlaget for typisk høgmyr ble det satt i gang kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder (eksempelvis Lyngstad og Vold 2015). Dette er gjennomført for Østlandet, Sørlandet, Helgeland og deler av Ytter-Namdalen, men storparten av Trøndelag samt indre fjordstrøk i Møre og Romsdal og Sogn er ikke kartlagt. Denne kartleggingen omfatter i utgangspunktet alle lokaliteter med typisk høgmyr, men det er metodiske begrensninger gjennom tilgang på flybilder fra ulike tidspunkt, samt kvaliteten på flybildene. Skyggekast er en kilde til usikkerhet, og det samme er grøfting og andre inngrep som gir et tett tresjikt. Ved å bruke serier av flybilder tilbake i tid kan mye usikkerhet elimineres. Høgmyrkartleggingen har gitt et datasett med om lag 500 myrkomplekser, og er et godt utgangspunkt for valg av overvåkingslokaliteter for platahøgmyr, eksentrisk høgmyr og konsentrisk høgmyr.

7.3 Sentrale variabler og indikatorer

I arbeidet med fagsystem for økologisk tilstand summerte Lyngstad mfl. (2017) opp kunnskap om sentrale økologiske faktorer og indikatorer på økologisk tilstand for myr. I dette delkapitlet baserer vi oss stor grad på konklusjonene derfra.

I myr er hydrologi (vannhusholdning) og høy vannstand den viktigste faktoren som definerer god økologisk tilstand (Joosten og Clarke 2002; Rydin mfl. 2013). Høy vannstand bremser eller hindrer nedbryting av organisk materiale, noe som i neste omgang gir akkumulering av torv. Både mangel på oksygen og lav temperatur på grunn av vannets høye varmekapasitet, er faktorer som er relatert til høy vannstand (Joosten 2016). De mest sentrale økologiske faktorene på myr er altså de som er avgjørende for om torv akkumuleres eller brytes ned. På et overordna nivå er det topografi, klima, og egenskaper ved løsmasser og berggrunn som avgjør hvor det dannes myr og disse overordna faktorene virker gjennom å påvirke hydrologien.

Indikatorer som gir informasjon om hydrologi og endringer i hydrologi er helt fundamentale for at overvåking av økologisk tilstand på myr skal være meningsfull. En indikator som anvender gjengroing i busk- og tresjikt er gunstig i denne sammenheng. Gjengroing, det vil si økt dekning av busker og trær over tid, tolkes som at tilstanden blir dårligere. For *lite endrete* hovedtyper (*sensu* NiN 3.0) vil gjengroing vise den økologiske effekten av inngrep som forårsaker drenering, altså en endring i hydrologien. For hevdetingete enheter (på myr i praksis NA-VK01 Slåttemyr) skyldes gjengroing vanligvis opphør av hevd, og for å relatere gjengroing til en bakenforliggende

¹⁹ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>

²⁰Landsplan for myrreservater (1969-1985) la det faglige grunnlaget for vern av myr i Norge, og majoriteten av naturreservater med verneformål myr samt mange med verneformål våtmark har blitt vernet gjennom denne prosessen. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet (nå NTNU Vitenskapsmuseet) hadde ansvar for Sør-Norge, og Det norske myrselskap hadde ansvar for Nord-Norge. Ved NTNU Vitenskapsmuseet ble det utgitt 44 rapporter som beskriver arbeidet som ble gjort (se liste i Moen mfl. 2011a), og informasjon om 1170 lokaliteter ble lagt inn i en database ('Myrbase'). Kunnskapsgrunnlaget som ble etablert gjennom arbeidet med landsplan for myrreservater har direkte eller indirekte vært avgjørende for det meste av forvaltning av myr de siste 50 årene.

årsak må vi vite om det har skjedd et inngrep på myra eller ikke. På tresatt myr vil indikatorer som anvendes i skog på fastmark (eks. parametere knytta til dødved) være aktuelle i tillegg.

Behov for ulike indikatorer i ulike naturtyper samt ulik tolking av indikatorer ut fra naturtype er hovedårsaken til at Lyngstad mfl. (2017) delte våtmark i fire såkalte nivå 2-økosystemer: *Myr og kilde*, *Semi-naturlig myr og våteng*, *Sumpskog*, og *Helofyttsump*. De to første av disse omfattes av ANO Myr.

I ANO har det så langt ikke blitt samlet inn informasjon om torvmassivenheter, så for dette aspektet ved myrnatur mangler et godt nok datagrunnlag per i dag. Torvmassivenhet for ANO-punkter kan imidlertid bestemmes i etterkant, gjerne ved å kombinere undersøkelser i felt med flybildetolking eller bruk av andre typer fjernmålingsdata. Dette kan altså kompletteres for eksisterende ANO-flater ved en senere anledning. Det er til en viss grad mulig å utlede informasjon om NiN-hovedtype hvis vi har informasjon om torvmassivenheten. Hvis det er oppgitt at et ANO-punkt ligger på åpen myrflate på eksentrisk høgmyr, så vet vi at hovedtypen må være NA-VC01 Åpen nedbørsmyr. Det vil vanligvis ikke være mulig å utlede informasjon om grunntype kun ut fra informasjon om torvmassivenhet. Det er ikke mulig å klassifisere torvmassivenhet ut fra hovedtype eller grunntype. Rikmyr kan for eksempel opptre i minst 21 av 22 torvmassivenheter, om enn med ulik grad av sannsynlighet og mulig dekning.

7.4 Påvirkningsfaktorer

Påvirkningsfaktorer for myr ble summert opp av Lyngstad mfl. (2018) i samband med rødliste-vurdering av våtmark. I dette delkapitlet støtter vi oss på dette arbeidet. Den klart viktigste påvirkningsfaktoren for myr er grøfting for å få opp skog eller for oppdyrking. Grøfting for skogbruksformål er ikke lenger tillatt, men det er flere tusen km² myr med gamle grøfter som fortsatt drenerer, og som gir stadig økt forringelse av tilstand i myrer og sumpskoger. Et forbud mot nydyrking på myr har blitt vedtatt, men omfanget av dispensasjon fra forbudet er uvisst. Oppdyrking påvirker særlig myrtypene i lavlandet, der det er gunstig klima for jordbruk, mens drenering for skogbruk er en viktig påvirkningsfaktor særlig opp til og med mellomboreal sone og til dels også inn i nordboreal sone.

Pågående påvirkningsfaktorer er arealbruksendring som fører til nedbygging av myr til samferdsel, annen infrastruktur, industri, urbanisering, fornybar energi og hyttebygging. Tap av natur foregår både i lavere- og høyereleggende strøk, men hvor fornybar energi og hyttebygging har blitt en større påvirkningsfaktor i nyere tid og særlig påvirker myr i høyereleggendestrøk (Haa-gensen 2014) og langs kysten.

Høgmyr har djup torv med egenskaper som gjør disse typene attraktive for industriell torvtekt (Øien mfl. 2017). Det er planer om utfasing av torv til bruk i blomsterjord, men det er usikkert om et forbud vil bli utvidet til kommersiell gartnervirksomhet (jf. Klima- og miljødepartementet 2024). Hvis bruken fases ut vil torvtekt i mindre grad enn før påvirke nye myrarealer, men effekten av tidligere tiders torvtekt vil vare ved i lang tid.

Slåttemyr er avhengig av hevd, og opphør av slått fører til gjengroing og store endringer i vegetasjonsdekket inkludert gjengroing med busker og trær (Kyrkjeeide mfl. 2023). En indikator for gjengroing må tolkes annerledes for slåttemyr enn for annen myr.

Langtransportert nitrogen har potensiale til å påvirke særlig nedbørsmyr negativt, og dette skyldes at nedbørsmyr har svært lite nitrogen tilgjengelig for plantene (Bakken og Flatberg 1995; Aarrestad og Stabbetorp 2010). En indikator knytta til langtransportert nitrogen er mest aktuell for nedbørsmyr på Sørvestlandet, der påvirkningen er størst (Austnes mfl. 2018).

Klimaendringer vil påvirke myrnatur, men effekten vil avhenge av myrtype og bioklimatisk region. Mer nedbør gir økt mulighet for myrdannelse og myrvekst gjennom fuktigere forhold i marka,

mens høyere temperatur øker fordampingen, og kan gi tørre forhold med det resultat at myra trekker seg tilbake. Økt temperatur vil både øke produksjon og nedbryting av biomasse, og det er usikkert hvordan dette i sum vil påvirke torvdannelsen. Høyere temperatur er negativt for palsmyr, som allerede nå er i kraftig tilbakegang (Borge mfl. 2017). Slåttemyr gror igjen raskere i et varmere klima fordi suksesjonshastigheten øker.

7.5 Behov for stratifisering eller balansering

Vi tar utgangspunkt i NiN 3.0 ved stratifisering av ANO Myr. Det vil si at vi inkluderer både inndeling etter vegetasjon som gir hovedtyper og grunntyper, og inndeling etter hydromorfologi som gir torvmassivenheter. Videre bruker vi også de regionale miljøvariablene RM-SO Bioklimatiske soner og RM-SE Bioklimatiske seksjoner for å inkludere og ta høyde for den naturvariasjonen som er på regional skala²¹ (Bakkestuen mfl. 2008).

Vi ønsker å sikre arealrepresentativitet, og utvalget av lokaliteter bør stratifiseres og deretter balanseres innen alle strata. Klima, topografi, løsmasser og berggrunn er faktorer som langt på veg bestemmer forekomst av myr samt hvilke myrtyper som opptrer (se over). Klimafaktorer virker på regional romlig skala, mens topografi, løsmasser og berggrunn virker på lokal skala. Vi anbefaler en *stratifisering* som tar utgangspunkt i regional variasjon kombinert med *balansering* ut fra lokal variasjon. Dette betyr at vi legger de bioklimatiske regionene (kombinasjonen av RM-SO bioklimatiske soner og RM-SE Bioklimatiske seksjoner) til grunn for en overordna stratifisering.

Balansering av utvalget av myrlokaliteter kan skje ut fra variabler som forekomst av kalkrik berggrunn, helning, eller en topografisk fuktighetsindeks. Høyde over havet, variasjoner i klimafaktorer innad i bioklimatiske regioner, befolkningstetthet eller en infrastrukturindeks kan også være aktuelt. Balansering vil vi gå dypere inn i ved en eventuell videreføring av arbeidet med ANO Myr.

Det er i teorien mulig å stratifisere ut fra hovedtyper, grunntyper og torvmassivenheter, men i praksis er dette utfordrende fordi vi mangler kart over konkrete forekomster for de fleste typene. Derimot vet vi at flere myrtyper er sterkt knyttet til ulike bioklimatiske regioner, og disse har vi kart over. Vi vet også at mange aspekter ved myrøkologi korrelerer med disse regionene.

Ved å aktivt bruke de regionale miljøvariablene som er definert i NiN 3.0, vil vi ta høyde for variasjon som skyldes ulike klimatiske forhold som vi vet påvirker forekomst av myrtyper samt arter på myr. Både temperatur, nedbør, varmesum og snødekkets varighet er klimatiske faktorer som påvirker dette. For temperatur og nedbør er både maksimum, minimum og ikke minst variasjon gjennom året sentralt. Ved å benytte bioklimatiske soner i stratifisering inkluderer vi samtidig implisitt variasjon i økologiske forhold som kan relateres til høyde over havet. Denne tilnærmingen med et skille mellom lokal variasjon og regional variasjon har vært i bruk lenge, og ble bl.a. brukt aktivt i «Truete vegetasjonstyper i Norge» (Eli Fremstad og Moen 2001), som kan sees som en forløper til en rødliste for naturtyper.

Kombinasjonen av RM-SO Bioklimatiske soner og RM-SE Bioklimatiske seksjoner gir 23 potensielle bioklimatiske regioner der myr kan forekomme. Da har vi utelatt kombinasjoner med mellomalpin og høgalpin sone der myr ikke opptrer. Ved å begrense antallet bioklimatiske regioner vil vi redusere antallet lokaliteter som må inkluderes for å gi nok data til å estimere utvikling av økologisk tilstand på en god måte. En slik aggregering må gjøres med utgangspunkt i viktige økologiske skiller i myrnatur. Vår vurdering er at ekstremene langs seksjonsgradienten bør beholdes fordi de sammenfaller med utbredelse til flere myrtyper. For sonene er det i hovedsak slik at lavlandet skiller seg fra høgereliggende strøk når vi ser på utbredelse av myrtyper. Figur 7.1 viser vårt forslag til aggregering, der vi ender med tre sone-enheter (BN+SB; MB; NB+LA) og

²¹ <https://naturinorge.artsdatabanken.no/Variabler/RM>

fire seksjonsenheter (O3; O2; O1+OC; C1). Kombinasjonen sørboreal sone og svakt kontinental seksjon (SB-C1) er svært sjelden, og vi foreslår å inkludere den sammen med sørboreal og boreonemoral sone i overgangsseksjon og svakt oseanisk seksjon. Ut fra rent økologiske betraktninger ville det vært relevant å beholde SB-C1 som en egen bioklimatisk region, men arealet som dekkes er så lite at det antakelig vil være vanskelig å finne nok lokaliteter til å gi en meningsfull overvåking. For myr ender vi da med 11 bioklimatiske regioner som er egnet i en stratifisering der formålet er å skaffe representative overvåkingsdata. Med 11 strata basert på bioklimatiske regioner, ser vi det ikke som hensiktsmessig å samtidig stratifisere etter geografiske regioner. Dette ville gitt så mange kombinasjoner at antall lokaliteter ville blitt høyere enn det som er realistisk å overvåke. Siden det er mulig å avlede informasjon om økologisk tilstand fra de bioklimatiske regionene, vil vi fortsatt ha muligheten til å presentere en oversikt over tilstand for de enkelte geografiske regionene.

Et alternativ til en stratifisering ut fra bioklimatiske regioner er å anvende inndeling av myrregioner *sensu* Moen (1998: 76). Her presenteres og avgrenses seks myrregioner som er definert ut fra utbredelsesmønstre hos myrtyper og myrvegetasjon. Disse regionene er: atlantisk myrregion, fjordmyrregion, høgmyrregion, bakkemyr- og strengmyrregion, fjellmyrregion og palsmyrregion. Myrregion-kartet må digitaliseres og gjøres om til et anvendelig GIS-lag før det kan brukes i en prosess med utvalg av lokaliteter, og vi foreslår derfor å anvende bioklimatiske regioner (se over) i stedet.

		Bioklimatisk seksjon				
		O3	O2	O1	OC	C1
Bioklimatisk sone	LA	LA-O3	NB/LA-O2	NB/LA-O1/OC		NB/LA-C1
	NB					
	MB	MB-O3	MB-O2	MB-O1/OC		MB-C1
	SB	BN/SB-O3	BN/SB-O2	BN/SB-O1/OC/C1		
	BN					

Figur 7.1. Forslag til aggregering av RM-SO Bioklimatiske soner og RM-SE Bioklimatiske seksjoner. Formålet med aggregeringen er å definere økologisk enhetlige (for myr) bioklimatiske regioner, men samtidig begrense antall overvåkingslokaliteter. Denne aggregeringen reduserer antall kombinasjoner av sone og seksjon fra 23 til 11. Celler med grå bakgrunn er ikke-realiserede kombinasjoner av sone og seksjon i Norge.

Utover et første nivå med stratifisering etter bioklimatiske regioner, kan det være aktuelt å stratifisere etter utvalgte myrtyper innad i disse regionene. En slik stratifisering vil benytte seg av standardmetoden varierende rutetetthet (se kap. 4.2.2). De myrtypene som så langt peker seg ut som mest relevante å prioritere for overvåking i et stratifisert utvalg er rikmyr og nedbørsmyr. Disse kategoriene dekker så store arealer at de sannsynligvis vil fanges opp godt nok med en moderat økt rutetetthet, og de er av forvaltningsmessig interesse.

Rikmyr i NiN kan defineres ved å kombinere et sett med grunntyper som er spredd på en rekke hovedtyper. NA-VA01 Åpen jordvannsmyr, NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark og NA-VK01 Slåttemyr har trolig mest rikmyrareal, og er mest sentrale i denne sammenhengen. Det bør vurderes å utarbeide overvåkingsmetodikk for slåttemyr og rikmyr samfengt. Det er stor grad av overlapp mellom disse kategoriene, og i praksis vil en overvåking av rik myrvegetasjon inkludere mye slåttemyr.

Nedbørsmyr omfatter i utgangspunktet hovedtypene NA-VC01 Åpen nedbørsmyr og NA-VF01 Nedbørsmyr-skogsmark, men kan antakelig også inkludere en del areal som bør tilordnes f.eks. NA-VM01 Sterkt endret torvmark eller NA-VO01 Sterkt tråkkpreget våtmark. Som nevnt over kan vi ikke utlede informasjon om torvmassivenheter fra hovedtyper eller grunntyper på myr. Dette er en svært aktuell problemstilling for nedbørsmyr, der det vil være forvaltningsmessig svært relevant å få informasjon på torvmassivnivå. Det er åtte torvmassivenheter som domineres av nedbørsmyrvegetasjon, og i tillegg tre enheter med forekomst av nedbørsmyrvegetasjon på en mindre del av arealet. Blant disse er det åtte enheter som er på rødlista (Lyngstad mfl. 2018), og i neste vurderingsrunde er det sannsynlig at skogshøgmyr kommer til som et tillegg. Skogshøgmyr var ikke inkludert i NiN 2.3, og er en ny type i NiN 3.0 som skal rødlistevurderes for første gang. Årsaken til at vi ikke foreslår å rette overvåkinga målretta inn mot de enkelte torvmassivenhetene allerede nå er at det først bør kartlegges tilhørighet til torvmassiv for eksisterende ANO-flater (og -punkter). Da vil vi få et overblikk over hvor godt ulike torvmassivenhetene er dekt, noe som er fornuftig med tanke på valg av overvåkingsmetodikk (eksempelvis rutetetthet).

Vi antar at det meste av nedbørsmyra som ligger i ANO-datasettet per 2024 er mellomstillingsmyr (ofte kalt planmyr). Dette er ansett som den klart vanligste blant de nedbørsmyrdominerte torvmassivenhetene (Lyngstad 2016), og vil være enklest å skaffe nok data på. Samtidig er den ikke rødlistet, og har ikke samme økologiske eller naturfaglige interessen som palsmyr, terrengdekkende myr eller de seks høgmyrtypene.

For de mest sjeldne typene vil ikke overvåking med varierende rutetetthet være en farbar veg. Et eksempel er konsentrisk høgmyr, som er totalkartlagt og har ca. 30 kjente lokaliteter på landsbasis. Siden alle lokaliteter anses kjent, og det er så få av dem, kan vi i stedet se for oss en overvåking som dekker alle lokaliteter. Det samme gjelder i prinsippet skogshøgmyr, men der er utbredelse og antall forekomster ikke kartlagt, og vi kan ikke peke på aktuelle lokaliteter nå. Kanthøgmyr har begrenset utbredelse kombinert med små myrmassiv og stort mørketall for forekomster, og vil også være vanskelig å overvåke med varierende rutetetthet.

Det vil føre for langt å gå gjennom alle aktuelle overvåkingsenheter på myr i denne rapporten, men vi foreslår å gå mer nøye inn i dette ved en eventuell oppfølging av ANO Myr. Det kan omfatte estimerer på dekning (areal) og utbredelsesmønster, samt ei vurdering av hva dette vil bety for valg av overvåkingsmetodikk.

7.6 Forslag til utvelgelsesmetodikk

Vi foreslår to nivåer med overvåking i ANO Myr:

- Nivå 1: Grunnovervåkingen, med stratifisert innsamling i 11 biogeografiske regioner
- Nivå 2: Økt rutetetthet for å finne flere sjeldne myrtyper.

Som beskrevet i kap. 7.4 legger myrmodulen opp til en stratifisert overvåking av myr, der et likt antall SSB500-ruter trekkes fra hver bioklimatiske region (**Figur 7.1**). Dette er med sikte på at vi skal fange opp mer sjeldne myrtyper. Vi refererer til dette som nivå 1 i ANO Myr. Størrelsen på utvalget bør justeres i løpet av de første årene av overvåkingen basert på hvor mye data som kommer inn, men som et utgangspunkt tror vi at 50 SSB500-ruter fra hvert stratum er fornuftig. Det gir 550 flater i hele Norge (gitt 11 bioklimatiske regioner). Ut fra at myr forekommer i ca. 70 % av ANO-flatene som er undersøkt så langt antar vi at ca. 150 av de 550 flatene ikke vil inneholde myr. Utvalget vil få navnet *Myr_50x11*.

Videre foreslår vi et nivå 2 til ANO Myr der vi bruker varierende rutetetthet (se kap. 4.2.2) for å fange opp myrtyper som er såpass sjeldne at de ikke oppdages i *Myr_50x11*. Dette utvalget bør utvikles først etter at grunnovervåkingen er kommet godt i gang, slik at man vet hvilke myrtyper

som ikke er dekt godt nok, og om stratifisering etter bioklimatiske regioner er en fruktbar tilnærming.

Størrelsen på utvalget i både nivå 1 og 2 bør justeres etter behov. Fra Myr_50x11 ønsker vi å ekskludere ruter som ikke har myr i AR5, N50, i det nye våtmarkskartet som er forventet å bli tilgjengelig i 2025 (Bakkestuen, *persolig kom.*), eller ikke er definert som torvmark i løsmassekartet til NGU. Vi vil også vurdere om historiske myrkart fra DMK kan benyttes. Etter en slik filtrering antar vi at det i Myr_50x11 vil være omtrent 300-400 ruter som har forekomst av myr, og som må flybildetolkes. Trolig vil mindre enn halvparten av disse igjen vise seg å inneholde noen av de myrtypene som vi ser etter (dvs. alt utenom fattigmyr). Om man i etterkant kombinerer Myr_50x11 med ANO tror vi at det vil bli nok datapunkter til å kunne si noe om den økologiske tilstanden i noen myrtyper som er moderat vanlige, eksempelvis nedbørsmyr. Andre, enda mer sjeldne myrtyper må ettersøkes også i nivå 2 (se også kap. 7.5).

7.7 Feltprotokoll

Vi foreslår å gjenbruke store deler av feltprotokollen fra ANO i designet av overvåkingslokaliteter i ANO Myr. Spesielt vil vi bruke systematisk plasserte punkter, med tilhørende vegetasjonskvadrater og sirkler, men for færre punkter per flate. Overvåkingspunktene velges i to steg.

I første steg plasseres 36 punkter (kandidatpunkter) systematisk i hver kandidatroute (**Figur 7.2**). Kandidatpunktene plasseres på samme måte som i ANO, men med opprinnelig tetthet på 83 m mellom hvert punkt (i ANO inkluderes bare annethvert punkt, oddetall i **Figur 7.3**). For å fange opp sjeldne naturtyper eller naturtyper som dekker små arealer, er det formålstjenlig med høy punkt tetthet. Alle kandidatpunkter blir undersøkt med flybildetolkning, og punkter som åpenbart ikke ligger på myr vil bli ekskludert.

I andre steg besøkes de resterende punktene i felt. Inventeringen i felt gjøres også i to trinn, der man i den første runden oppsøker alle punkter med myr i kandidatflata og foretar en forenklet kartlegging der kun NiN-grunntype og myrmasstypen registreres. Dersom det er mer enn én forekomst av hver NiN-hovedtype (**Tabell 7.1**), skal prioriteringstall (se forklaring i **Figur 7.3**) brukes til å velge ett kandidatpunkt for overvåking fra hver hovedtype. Når overvåkingspunktene er valgt, går man tilbake og gjennomfører en utvidet registrering i disse. Hvis det er tid til gode bør man fortsette med utvidet registrering i ytterligere punkter basert på de samme prioriteringstallene. Det vil være formålstjenlig å få registrert mest mulig data fra ei ANO-flate når den oppsøkes, og vi presiserer derfor denne muligheten i protokollen. I neste omdrev av ANO Myr vil det ikke være nødvendig med den innledende kartleggingen av alle kandidatpunkter.

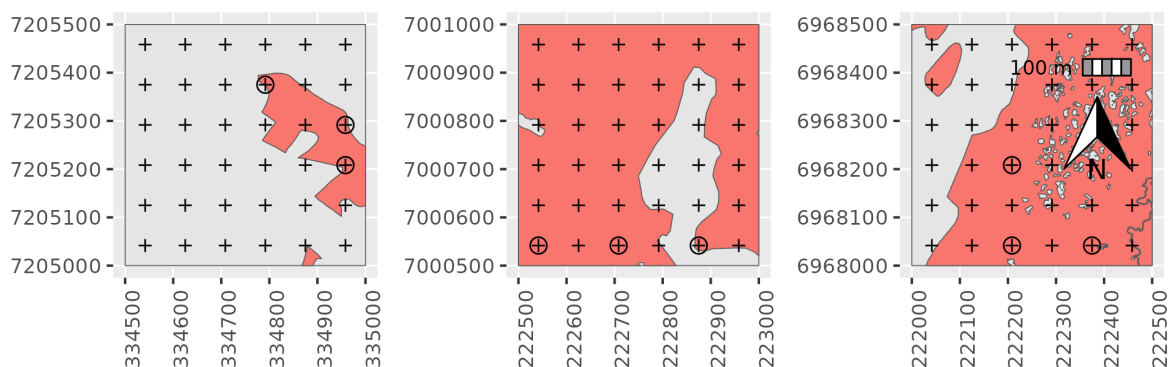
Den totale distansen mellom alle de 36 kandidatpunktene er 3 km. En befaringsinnom alle punkter med forenklet kartlegging (trinn 1 i felt) er anslått å ta tre timer. Deretter velges overvåkingspunktene (se kriterier over), og antallet overvåkingspunkter vil variere mellom flater. Det er svært usannsynlig at alle 36 kandidatpunkter vil bli inkludert i en og samme ANO-flate, og vi mener et realistisk anslag er færre enn ti overvåkingspunkter per flate, og vanligvis kanskje bare to eller tre. Data fra ANO kan brukes til å undersøke hvor mange hovedtyper av myr man kan forvente innenfor hver SSB500-rute. Videre anslår vi at full kartlegging av et overvåkingspunkt vil ta omtrent én time for to personer. Dermed vil to personer kunne gjennomføre kartlegging og datainn-samling fra om lag fem overvåkingspunkter på ni-ti arbeidstimer (én feltdag). Reisetid til og fra flaten er ikke medregnet, siden den vil variere mellom flater.

Årsaken til at vi foreslår å redusere antall overvåkingspunkter sammenlignet med ANO, er at punktene innenfor en flate vil være romlig korrelerte, og de kan ikke regnes som uavhengige datapunkter i videre statistisk behandling. Graden av romlig korrelasjon vil variere, men for å være på den sikre siden bør vi i utgangspunktet anta at de samme grøftene eller kjøresporene vil påvirke all myr innenfor 0,25 km². I prinsippet vil inngrep i hydrologien på et myrmasstiv påvirke hele myrmasstivet, men ikke myrmasstivene rundt. Hvis polygoner med myrmasstiver avgrenses

i kandidatflatene vil disse vise hvilke myrrealer som har separat hydrologi, og dette er informasjon som kan brukes til å avgjøre hvilke overvåkingspunkter som er uavhengige. Samtidig vil det være en del naturlig romlig variasjon innenfor det samme området, og det vil være fornuftig å samle inn data fra mer enn ett sted innenfor en kandidatflate for å prøve å dekke dette (Dennis mfl. 2010). Dette er også til en viss grad tidseffektivt, siden man allerede har brukt tid på å ta seg fram til flata.

Viktige kartgrunnlag for forekomst av myr i Norge er AR5, N50 og våtmarksmodellen (Bakkestuen mfl. 2023), men ingen av disse skiller mellom myrtyper etter NiN. Dessuten er de ikke så treffsikre at man ikke kan regne med å finne myrforekomster utenfor avgrensningene på kartet. Det vil derfor være behov for flybildetolkning og i noen tilfeller feltvalidering, i hvert fall inntil en betydelig metodeutvikling innenfor klassifisering av natur fra fjernmåling er tilgjengelig. Vegetasjonstyper på myr lar seg ikke sikkert identifisere ved hjelp av flybildetolkning eller andre fjernmålingsmetoder, men dette bør gjøres for å ekskludere potensielle overvåkingspunkter som ikke er myr.

Vi mener det er fornuftig å legge ut potensielle overvåkingspunkter i kandidatflatene *a priori*, i stedet for å velge dem i utvalgte myrtyper gjennom en strukturert befarings i kandidatflaten. Dette kommer blant annet av behovet for å vite sannsynligheten for at en myrtype inkluderes, samt at det er vanskelig å presist avgrense myrtyper uten å gjennomføre feltarbeid, og derfor avgjøre hvor man skal legge overvåkingspunktet. Som nevnt over bør de potensielle overvåkingspunktene ikke maskeres eller på annen måte styres av eksisterende kart over myr. Derimot bør de kunne ekskluderes basert på flybildetolkning og forekomstareal av myr generelt i relevante kartlag (se kap. 7.6).



Figur 7.2. Utforming av enhetsstøtte for overvåking av myr innenfor tre eksempelruter (SSB500-ruter). Rød farge viser myr. For eksempelets skyld antar vi at alle kandidatpunktene (markert med +) på myr er ulike NiN-hovedtyper. I første befarings bestemmes NiN-hovedtype, grunntype og torvmassivenhet i alle myrpunkter. Deretter brukes prioriteringstallene (se Figur 7.3) for å velge ut kandidatpunkter som skal overvåkes (merket med sirkel). I eksempelet er tre punkter valgt ut.

34	16	35	17	36	18
ID 31	ID 32	ID 33	ID 34	ID 35	ID 36
7	25	8	26	9	27
ID 25	ID 26	ID 27	ID 28	ID 29	ID 30
31	13	32	14	33	15
ID 19	ID 20	ID 21	ID 22	ID 23	ID 24
4	22	5	23	6	24
ID 13	ID 14	ID 15	ID 16	ID 17	ID 18
28	10	29	11	30	12
ID 7	ID 8	ID 9	ID 10	ID 11	ID 12
1	19	2	20	3	21
ID 1	ID 2	ID 3	ID 4	ID 5	ID 6

Figur 7.3. Oversikt over punkt-ID innenfor hver SSB500-rute (kandidatflate) og tilhørende prioriteringstall. ID går fra 1 til 36 og starter alltid i SV-hjørnet (nederst til høyre i figuren). Prioriteringstallene brukes for å velge ut et mindre antall kandidatpunkter som det skal gjennomføres overvåking på. Punktene er ikke tegnet inn i figuren, men ligger midt i hver smårute.

Registrering av variabler i hvert overvåkingspunkt vil ta utgangspunkt i ANO-protokollen, med bruk av 1 m² vegetasjonsruter og datainnsamling i 250 m² sirkler rundt punktet. Her nøyer vi oss med å beskrive *tilleggene* til ANO-protokollen.

Vi anbefaler å måle torvdybder innenfor sirkelen. Dette gir data som kan brukes sammen med bakkessannheter, til å estimere torvdybder for ulike myrtyper og regionalt eller innenfor de 11 bioklimatiske regionene. For å minimere utslaget av tilfeldig variasjon av torvdybder innenfor sirkelen, bør det måles dybde i fem punkter: ett i midten av sirkelen og fire i fem meters avstand fra midten i hver himmelretning. Dersom ett av punktene havner i fastmark eller vann, forkastes punktet. Fem målinger vil gi et godt gjennomsnitt for sirkelen. Vi forventer ingen endringer i myr-dybde i løpet av et omdrev med overvåking på fem år, fordi torvakkumulasjon går sakte. Behovet for å gjenta torvdybdemåling i andre gjentak bør derfor vurderes. I djupe myrer vil torvdybdemålinger ta lengre tid enn i grunne myrer. Det bør derfor vurderes om det i første omdrev kun skal måles dybde til tre meter for å spare tid, og deretter supplere med nye målinger i neste omdrev for myrer > 3 meter djupe. Det kan imidlertid være aktuelt å gjenta måling av torvdybde dersom overvåkingspunktet er påvirket av grøfting eller andre inngrep. I disse punktene vil nedbrytning av torv føre til torvsynking, og hastigheten på torvsynking kan gi informasjon om tilstand. Motsatt effekt kan muligens observeres i restaurerte myrer, hvor vannet er tilbakeført og torva sveller opp.

Vi anbefaler også at det utfigureres LUKAS-polygoner for hvert overvåkingspunkt (se kap. 4.2.5) og at helning i sirkelen måles i første overvåkingsperiode. Det finnes flere metoder for måling av helning i felt. Vi ønsker å prøve ut å bruke en vater-applikasjon på nettbrettet, som så legges på et flatt underlag som følger terrenget. Basert på feltmålingene kan vi i etterkant vurdere om det er tilstrekkelig å bruke en digital høydemodell for å beregne helningen.

På myr finner vi mosaikker av enheter på ulik romlig skala, for eksempel tuer og høljer på fin skala, og myrmassiver innad i myrkompleks på grov skala. Noen av begrepene som brukes for å beskrive dette hierarkiet av enheter (fra fin til grov skala) er: myrstruktur - myrelement – myr-massiv – myrkompleks. Se ellers Moen mfl. (2017) for en grundigere oversikt. I ANO Myr foreslår

vi å registrere informasjon om myrstruktur, myrelement og myrmassiv. Myrmassiv anvendes direkte i NiN 3.0 som navn på torvmassivenhetene. Både myrstrukturer og myrelementer er ofte relativt lette å se på flybilder, og de brukes for å skille torvmassivenheter og å karakterisere torvmassiv. Vanlige myrstrukturer er tue, flark, streng, hølje, og gjøl, og noe mindre vanlige er slukhull, pals, øytue og erosjonsfure. Eksempler på myrelementer er f.eks. lagg, kantskråning, kantskog, myrflate og dråg. Vi foreslår å registrere eventuelle myrstrukturer og myrelement i hvert utvalgte overvåkingspunkt. Det kan være relevant å gjøre dette for alle kandidatpunkter med myr, men dette tror vi kan gi for omfattende registreringsarbeid.

7.8 Metode for beregning av arealrepresentative estimater

Overvåkingsdata fra ANO Myr vil relativt enkelt kunne prosesseres for å gi arealrepresentative estimater. Det er særlig to krav som må oppfylles for at dette skal la seg gjøre. For det første må hovedtype, grunntype og torvmassivenhet for alle myrforekomster i overvåkingsrutene være kjent. Siden antallet punkter som får full overvåking vil variere mellom flater må vi vite den relative frekvensen til de ulike myrtypene i hver flate. Dette er data som må samles inn. For det andre må det relative arealet av de 11 bioklimatiske regionene som brukes som stratifiseringslag være kjent. Dette er data vi har, og det gjør det mulig å beregne indikatorverdier for geografiske regioner på tvers de bioklimatiske regionene.

I myrmodulen kan ulike myrtyper overvåkes med utvalg med ulike rutetetthet. Bruken av standardiserte utvalgsstørrelser for gitte myrtyper gjør at inkluderings sannsynligheten alltid er kjent, og man kan tilbakeberegne arealrepresentative indikatorestimater på tvers av myrtypene relativt enkelt med vanlig etter-stratifisering. Det må derimot huskes på at man må ha kunnskap om naturtypen i alle de forhåndsdefinerte overvåkingspunktene siden man bruker den relative fordelingen av naturtyper i hver rute for å gjennomføre en arealvektet aggregering. Her vises to eksempler på hvordan arealrepresentativ estimater kan beregnes fra ANO Myr.

- Eksempel 1. En myrtype overvåkes gjennom utvalget Myr_500 og som finnes i 50 % av utvalget vil være dobbelt så vanlig (forekomme dobbelt så ofte), og derfor veies dobbelt så mye i den romlige aggregeringen til regionsnivå enn en myrtype som overvåkes gjennom Myr_1k og finnes i 25 % av rutene. Merk at begge myrtypene vil understøttes av like mye felldata.
- Eksempel 2. En myrtype (type A) påtreffes i 5 av de 36 systematisk plasserte overvåkingspunktene i en rute. En annen type (type B) påtreffes i kun ett punkt. Type A overvåkes med fullstendig inventering i 2 av de 5 punktene, mens type B overvåkes i kun det ene punktet. For en indikator der man ønsker å kombinere data fra type A og B får man et arealvektet estimat av en indikatorverdi ved å la indikatorverdiene fra de to punktene til type A til *sammen* veie fem ganger så tungt som det ene fra type B.

7.9 Synergier med andre forvaltnings- eller databehov

Det er så langt lite overvåkingsdata for myr i Norge (men se kap. 7.2). ANO Myr vil bidra til å dekke kunnskapsbehov utover vurdering av økologisk tilstand. Gjennom LUKAS-polygoner vil det samles inn bakkessannheter for et bredt utvalg naturtyper. Dette er data vi per i dag mangler for å gjennomføre blant annet overvåking gjennom fjernmåling, modellere utbredelse av ulike myrtyper eller identifisere arealer med restaureringsbehov (Jansson mfl. 2024). Videre vil dataene som samles inn gi verdifull informasjon i arbeidet med rødlisting av naturtyper, men også i vurderingen av fremmede arter. Mye av dette arbeidet baseres i dag på antagelser. Restaurering av myr har etter hvert blitt en storskala aktivitet i Norge, og nye initiativer for å oppskalere restaurering ytterligere er under utredning (Immerzeel mfl. 2023). Effekten av restaureringen bør evalueres gjennom overvåking. Dataene som samles gjennom ANO Myr kan brukes som

referansedata til effektovervåkingen, dersom denne benytter samme metodikk for overvåking (Kyrkjeeide mfl. 2024). Kunnskap om myr vil bedres betraktelig gjennom økt omfang av datainn-samling, noe som vil gi bedre grunnlag for å lage gode regionale og lokale tiltaksplaner.

I arbeidet med å utvikle indikatorer for økologisk tilstand basert på vegetasjonsovervåking (ANO), er det nødvendig å få forbedret de generaliserte artslistene (GAD) (Nybø et al. 2023, se kap. 8.7 for prioriterte kunnskapsbehov). Uten forbedrede GAD-lister blir det utfordrende å definere referanseverdier for tilstandsverdier basert på ANO og dermed utvikle meningsfulle tilstandsindikatorer.

7.9.1 Utvidelse av modulen for å skaffe flere bakkesannheter

ANO Myr er, likt som de andre modulene, et fleksibelt overvåkingsprogram der nye utvalg og nye stratifiseringslag kan legges til etter hvert og etter behov. Det kan for eksempel være aktuelt å øke rutetettheten for å skaffe flere bakkesannhetspolygoner for visse myrtyper eller fra visse biogeografiske eller geografiske regioner. Disse lokalitetene trenger ikke nødvendigvis å overvåkes, men kan besøkes én gang for å utfigurere bakkesannhetspolygon. Det vil også etter hvert med overvåkingen av Myr_50x11 bygge seg opp en god del observasjonsdata om forekomster av ulike kartleggingsenheter og myrmasstyper, og ikke alle disse vil få utfigurerte LUKAS-polygoner. Det vil være mulig å gjenbesøke disse lokalitetene for å utfigurere LUKAS-polygoner om ønskelig.

8 Naturtyper som kan egne seg for overvåking med fjernmålingsmetodikk

I dette kapitlet diskuterer vi noen av muligheten for å bruke fjernmåling for å overvåke noen av de øvrige naturtypene som ikke ble prioritert som egne ANO-moduler. Det er ikke gjennomført en grundig gjennomgang over hvilke muligheter som finnes for fjernmålingsbasert overvåking i hver av disse naturtypene, og denne oppsummeringen er derfor ikke helt balansert. Modeller basert på fjernmåling egner seg til å identifisere mønstre naturen, eksempelvis naturtyper (for eksempel våtmarksmodellen; Bakkestuen mfl. 2023), men også andre elementer som direkte gjenspeiler enten en påvirkning eller den økologiske tilstanden (for eksempel et grøftkart; Jansson mfl. 2024). I naturregnskap, og derfor også i økologisk tilstand, er det et viktig prinsipp at man skiller mellom å vurdere endringer i naturenhetens areal eller utstrekning fra endringer i den faktiske tilstanden innenfor det eksisterende arealet. Egne regnskap skal utarbeides for utbredelsen (*ecosystem extent*) og tilstanden (*ecosystem condition*) til økosystemene. Poenget med dette skillet er å ikke dobbelt-telle de samme utviklingstrendene i naturen. Det er derimot ikke alltid lett å skille mellom disse to aspektene, og endringer i areal kan få både direkte og indirekte påvirkning på økosystemenes tilstand (Nybø mfl. 2020). I tillegg er det ikke alltid gitt om en NiN-enhet skal behandles som et økosystem innenfor økologisk tilstand, eller som en underordnet naturtype eller et strukturelt element innenfor et økosystem. Arealet til åpen flomfastmark kan for eksempel anses som en tilstandsvariabel for selve vassdraget med direkte betydning for økologisk funksjon og struktur. Arealet eller frekvensen av driftvoller kan på samme måte tolkes som en tilstandsvariabel for hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa.

Mulighetene for en fjernmålingsbasert overvåking av driftvoller har blitt vurdert tidligere og det ble konkludert med at det var svært vanskelig (Evju mfl. 2023). Med tilgang på flere bakkesannheter gjennom ANO Havstrand kan dette kanskje forsøkes på nytt om noen år, men vi foreslår ikke noe program på dette nå.

Fjernmåling anses som en lovende og effektiv metode for å overvåke sentrale aspekter ved åpen flomfastmark (Mirmazloumi mfl. 2021). Flomfastmark har flere karakteristiske signaturer som gjør den godt egnet for å identifisere og avgrense forekomster av naturtypen ved hjelp av fjernmåling, og dermed overvåke romlig utstrekning og arealendring av naturtypeforekomster. Blant annet finnes det gode modeller for å identifisere områder utsatt for periodevis oversvømmelse²². Indikatoren *Fravær av inngrep langs vassdrag* kan gi informasjon om grad av menneskelig påvirkning (som en proxy på økologisk tilstand) for naturtypen på stor romlig skala. For å utvikle en fjernmålingsbasert overvåking av flomfastmark (eller nesten hvilken som helst annen naturtype i Norge) trengs det flere bakkesannheter. Slikt kan produseres gjennom en fremtidig ANO-modul med fokus på åpen flomfastmark der overvåkingslokaliteter velges ut som tilsvarende måte som i de andre modulene.

Det er et viktig naturlig dynamisk element til flomfastmark i den form av at flomsonene langs elver naturlig endrer seg basert på elvenes skiftende leier og meandreringer. Dette gjør at flomfastmark ikke kan overvåkes med faste overvåkingslokaliteter av en begrenset arealstørrelse, siden et slikt opprinnelig utvalg raskt vil bli ubalansert ettersom naturtypen naturlig gror igjen noen steder og samtidig nyskapes andre steder. Den overveiende trenden er trolig allikevel at forekomster som nyskapes utgjør en mye mindre andel enn forekomster som går tapt, grunnet nedbygging, kanalisering eller annen vassdragsregulering. Fjernmåling av flomfastmark over hele landet vil være i stand til å følge både de naturlige forskyvningene av naturtypen i landskapet og menneskeskapt arealreduksjon.

Feltinnsats er imidlertid nødvendig for å samle informasjon om den økologiske tilstanden innenfor arealene av flomfastmark, med etablerte indikatorer som funksjonelle planteindikatorer, fravær av vedplanter, fravær av fremmede arter og slitasje/kjørespor (se Evju mfl. 2023 og Nybø

²² <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/flood-frequency.html>

mfl. 2023). Men mens flomfastmark i denne rapporten ikke ble prioritert for utvikling av et feltbasert overvåkingsopplegg i samme grad som havstrand, kystlynghei og myr, anbefaler vi at et fjernmålingsbasert overvåkingsopplegg allikevel utvikles for å kunne følge de naturlige og menneskeskapte endringene og/eller reduksjonene i naturtypens forekomster og areal.

9 Veien videre

I dette kapitlet vil vi beskrive hva vi mener er de viktigste stegene videre for å operasjonalisere de tre ANO-modulene. Vi tror at en gradvis utvikling, oppgradering og dimensjonering er lurt for at de endelige programmene skal vise seg robuste og stabile over tid. Derfor bør det gjennomføres et test-år, der feltprotokoller og flybildetolkningsprotokoller testes i praksis for de ulike modulene. Dette arbeidet vil uten tvil belyse noen nye utfordringer, og erfaringene fra dette test-året vil være nyttige før man i etterkant reviderer og ferdigstiller feltprotokoller.

Det er planlagt to uker med feltarbeid til uttesting av hver av de tre feltprotokollene. Med denne innsatsen tror vi at vi kan besøke 4-6 testområder (SSB500-ruter). Dette er ikke så mange, så det er viktig at de velges subjektivt med tanke på å dekke mest mulig av den miljøvariasjonen og de problemstillingene som vi tror man kan komme over i en fullskala nasjonal overvåking.

ANO Havstrand speiler mye av metodikken i NILS Havstrand. Vi ønsker å sette oss bedre inn i feltprotokollen til NILS Havstrand, og forsøke å oversette mest mulig av den til norske forhold. Det er mange detaljer i en feltbasert overvåking som ikke like enkelt kan dokumenteres, men som må oppleves og drøftes. Vi foreslår derfor et feltbesøk til Sverige for å bli med på feltinventeringene til NILS Havstrand. Besøket vil styrke samarbeidet med forskere ved SLU, og det vil være relevant å også invitere miljøforvaltningen i Norge og Sverige med på en slik studietur.

Forskere ved SLU har bidratt inn i dette prosjektet med sine erfaringer fra NILS-programmet og tanker rundt naturovervåking generelt. Et råd fra de har vært å tenke nøye gjennom de statistiske egenskapene til de dataene som produseres gjennom overvåkingen, og å inkludere gode statistiskere med i prosjektet. Vi har fulgt opp dette og kontaktet en statistiker ved SLU som har jobbet lenge med utviklingen av metoder for romlige utvalg og naturovervåkingsdesign, blant annet i NILS. Denne personen har sagt seg villig til å gjennomgå forslaget i denne rapporten og gi sine råd og anbefalinger til forbedringer. Dette tror vi vil være svært nyttig, og også gi oss en trygghet i at opplegget som beskrives også vil holde mål over tid, når dataene skal analyseres.

Gjennomføringen av balanserte utvalg til de ulike modulene er planlagt gjennomført i løpet av test-året. Før dette er det nødvendig å sammenstille relevante hjelpevariabler og lagre disse i databasen som allerede er opprettet (se kap. 4.2.8). Fra databasen leses dataene direkte inn i R hvor det balanserte utvalget gjennomføres. Utvalgene lagres deretter i den samme relasjonelle databasen som en enkel tekstvariabel med kobling tilbake til utvalgsrammen. Som en utvidelse eller videre oppfølging av denne oppgaven kan det vurderes om også utvalget av overvåkingslokalitetene i ANO gradvis kan overføres mot et balansert utvalg. Et naturlig første steg på en slik jobb ville være å undersøke hvor balansert dagens utvalg er med tanke på viktige miljøvariabler (hjelpevariabler som uansett sammenstilles for balanseringen av utvalget ANO-modulene).

En erfaring fra NILS er at det er vanskelig å dimensjonere ny overvåking som er balansert mot behovet for data og begrensninger i budsjett. Power analyser er viktig for å gjøre gode valg i så måte. *Planned missing data design* (PMDD) er også en metode som vi ønsker å utrede samtidig, da dette kan gjøre at man kan gjøre mindre feltarbeid. Dette arbeidet bør gjøres i teståret, før de endelige balanserte utvalgene gjøres.

10 Kostnadsoverslag

Dette kapittelet viser foreløpige kostnadsoverslag for opprettelse og videre drift av de tre ANO-modulene; kystlynghei, myr og havstrand. Overslagene er i stor grad basert på tidligere erfaringer fra overvåkingsprogrammene ANO og ASO, men vi understreker at de nye modulene krever egne opplegg for gjennomføring (både i forarbeidet og i det praktiske feltarbeidet), og at kostnadsoverslagene i Tabell 10.1 dermed har en betydelig usikkerhet. Overslagene er delt opp i kostnader i etableringsåret (oppgave 1-7 i tabell 9.1) og kostnader knyttet til den videre driften av ANO-modulene. Etter et gjennomført «test-år» er det forventelig at det blir justeringer i overslagene for driften av modulene i fremtidige år.

Hver av de tre ANO-modulene vil kreve forarbeid for å velge ut balanserte og koordinerte utvalg av lokaliteter, og dette vil ha størst arbeidsomfang i etableringsåret. I tillegg skal det etableres en god arbeidsflyt – fra man foretar de første utvalgene av lokaliteter, via datainnsamling, kvalitetssikring, lagring og tilgjengeliggjøring av data. Det er viktig at alt arbeid blir godt dokumentert, og derfor har vi inkludert arbeidstimer til opprettelse av database med overvåkingslokaliteter og tilhørende utvalg av variabler, samt dataflyt til GBIF. Vi mener det er helt avgjørende at data blir kvalitetssikret og tilgjengeliggjort på et godt format slik at data kan nyttiggjøres - av oss og av andre. Kostnadene i forbindelse med dette vil være klart størst i det første test-året hvor alt skal etableres. Deretter regner vi med en lavere driftskostnad per år (**Tabell 10.1**).

For selve grunnovervåkingen har vi angitt et kostnadsoverslag per modul, både for test-året og for de etterfølgende årene. Overslagene inkluderer administrativt forarbeid (som ikke er dekket under oppgave 1) og den praktiske gjennomføringen av feltarbeidet med alt hva det innebærer av lønnstimer, kostnader forbundet med reise og overnatting, diettenger osv. Som for ANO hovedprosjekt, forutsetter vi at feltarbeidet blir gjennomført i team på (minst) to personer. Vi forutsetter også i overslaget at Miljødirektoratet kan stille til rådighet app og kart til datainnsamling, og ta ansvar for brukerstøtte for dette slik det gjøres for ANO hovedprosjekt. I tillegg har vi her regnet inn kostnader forbundet med utstyr. Som i ANO hovedprosjekt vil det være behov for nettbrett eller felt-PC til hver feltarbeider for registreringer av data i felt, og en høypresisjons-GPS per arbeidslag. GPS med høy presisjon er noe kostbare i innkjøp, og har i tillegg en liten driftskostnad per måned knyttet til abonnementsstjenestene som kreves. Annet feltutstyr som målebånd, analyseruter til vegetasjonskartlegging m.m. til hvert team er inkludert, men dette er det ikke knyttet store kostnader til. Deretter er det satt 5 millioner per år for kystlynghei-modulen og 4,5 millioner per år hver for modulene havstrand og myr i de etterfølgende årene (hhv. oppgave 9, 10 og 11 i **Tabell 10.1**).

Feltarbeidet på ANO-hovedprosjekt krever i utgangspunktet folk med høy kompetanse; på naturkartlegging etter NiN (målestokk 1:500), god til svært god artskompetanse på karplanter og gjerne også andre grupper som moser, sopp og lav, og god kjennskap til kartlegging etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks. Dette vil også være kjernekrav for kompetanse i de nye ANO-modulene. Det er også mulig at ANO-modulene faktisk krever mer fordi modulene omfatter et mer intensivt kartleggingsarbeid på spesifikke naturtyper, og kanskje stiler strengere krav til spesifikk artskompetanse.

Kalibrering av feltpersonell er viktig, og vi anbefaler at det settes av ressurser til årlige kalibreringsmøter både i forkant og i etterkant av hver feltsesong. Så langt det er mulig bør alle kartleggere delta på disse samlingene, som vi har anslått til å gå over to arbeidsdager. Det at kartleggere harmoniseres bidrar til å heve kvaliteten på data som samles inn. I test-året har vi i stedet for en vanlig kalibreringssamling lagt inn en studietur til Sverige. NILS (Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige) har svært mye og relevant erfaring, og vi ser at vi har mye å lære fra dem. Derfor ville vi legge opp til en studietur hvor vi også kan være med ut i felt og se hvordan det svenske programmet har løst en del av de utfordringene vi ser med egne moduler her hjemme.

Vi planlegger også å etablere et samarbeid med forskere ved SLU som har direkte erfaring fra utvikling og drift av det svenske overvåkingsprogrammet (NILS). En av deres statistikere som har vært sentral i utviklingen av NILS har også sagt seg villig til å bidra til den videre utviklingen av metodikken, og dette tror vi kan være svært verdifullt for prosjektet. Sverige har flere års erfaring med denne type overvåking, og er langt fremme hva metodikk angår.

Tabell 10.1. Foreløpige kostnadsberegninger for ulike oppgaver i fortsettelse av denne rapporten og i forbindelse med opprettelsen og drift av tre nye ANO-moduler. Alle priser i NOK.

Oppgaver		Kommentar	Pris-overslag første modul	Pris-overslag tre moduler
Etablering av ANO-moduler / test-år				
1	Balanserte og koordinerte utvalg	Integrert arbeidsflyt med PostgreSQL-database og dokumentering av kodebasert utvalgsmetodikk. Herunder følger også opprettelse og forvaltning av database med overvåkingslokaliteter, hjelpevariabler og de ulike utvalgene	100 000	160 000
2	Uttesting og harmonisering av feltmetodikk			
2.1	Finne testlokaliteter	Finansiert i forrige prosjektrunde	0	0
2.2	Dataflyt for flybildetolkning	Mye av dataflyten vil være lik mellom modulene. Inneholder å legge til rette flybilder og evt. andre bilder eller kartlag for tolking i GIS-program; lage skjema for registrering av variabler/bestemmelser; tegne inn transekter, legge ut punkter; skrive til databasen; skrive ned protokoll	250 000	450 000
2.3	Flybildetolkning	Utvikling og uttesting av protokoll og arbeidsflyt fra punktet over. Involverer registrering av noen variabler og forkastning av ruter etter fastsatte kriterier.	50 000	90 000
2.4	Feltarbeid	10 dager á 10 timer * 5 personer * 1600 NOK/time + overnatting + reise. 20 000 Nok per person per dag.	1 000 000	3 000 000
2.5	Utstyr	Antar GPS til 80 000 NOK. Annet utstyr inkluderer nettbrett.	130 000	300 000

Oppgaver		Kommentar	Pris- overslag første modul	Pris- overslag tre moduler
2.6	Etterarbeid	Tolking av resultater og erfaringer. Sammenskriving av feltprotokoll	200 000	400 000
3	Ekstern metoderevidering av ekspert på romlig utvalg og statistikk	Arbeidstimer til sentral person fra utviklingsarbeidet med NILS i Sverige som skal bidra til metodeutvikling i prosjektet	120 000	200 000
4	Harmonisering med NILS	Inkludert studietur til Sverige for å delta på Havstrandinventeringen i Sverige, 6-9 dager (totalt for alle reisende) + reise	-	300 000 [§]
5	Poweranalyser og Planned Missing Data Design (PMDD)	Utføres av ansatte i NINA	50 000	150 000
6	Dataflyt til GBIF	Etablering av rutiner for datavask omstrukturering til Darwin Core, og publisering.	60 000	70 000
7	Møter med oppdrags giver	Fire møter av 1,5 times varighet og med inntil tre deltakere	30 000	30 000
SUM			1 990 000	5 150 000
Videre drift av ANO-moduler (per år)				
8	Myr_50x11	Grunnovervåkingen i ANO Myr	-	4 500 000
9	Kystlynghei_100x10 og 300x10	Grunnovervåkingen i kystlyngheimodulen, inklusive rikhei og utkantområder	-	5 000 000
10	Havstrand_500	Grunnovervåkingen i ANO Havstrand	-	4 500 000
11	Utvalg av balanserte lokaliteter og dataflyt til GBIF	Innebærer forvaltning av databasen med overvåkingslokaliteter årlig dataflyt til GBIF, etablert i test-år	10 000	10 000
12	Kalibrering/evaluering	En samling for alle kartleggere, vår og høst	300 000	500 000
13	Møter med oppdrags giver	Fire møter av 1,5 times varighet og med inntil tre deltakere	30 000	30 000
SUM				14 540 000

§ Studieturen er særlig relevant for havstrandmodulen. Der kan man også jobbe samtidig med harmonisering generelt for alle moduler. Det er foreløpig ikke beregnet kostnader for harmonisering som ikke inkluderer havstrandmodulen.

11 Referanser

- Adler, Sven, Pernilla Christensen, Hans Gardfjell, Anton Grafström, Åsa Hagner, Henrik Hedenås, og Åsa Ranlund. 2020. «Ny design för riktade naturtypsinventeringar inom NILS och THUF». *Arbetsrapport/Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning*, nr. 513. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/nils/publikationer/2020/ny-design-for-riktade-naturtypsinventeringar-inom-nils-och-thuf_arbetsrapport_513-1.pdf.
- Artsdatabanken. 2018. «Norsk rødliste for naturtyper 2018». 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>.
- Austnes, Kari, Espen Lund, James Edward Sample, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, og Wenche Aas. 2018. *Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016*. 26. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2584043>.
- Bakken, S, og KIF Flatberg. 1995. «Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon». *En litteraturstudie. Allforsk rapport 3*.
- Bakkestuen, Vegar, Lars Erikstad, og Rune Halvorsen. 2008. «Step-Less Models for Regional Environmental Variation in Norway». *Journal of Biogeography* 35 (10): 1906–22. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01941.x>.
- Bakkestuen, Vegar, Odd Egil Stabbetorp, Anne Molia, og Marianne Evju. 2014. *Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet*. 46. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2643127>.
- Bakkestuen, Vegar, Zander Venter, Alexandra Jarna Ganerød, og Erik Framstad. 2023. «Delineation of Wetland Areas in South Norway from Sentinel-2 Imagery and LiDAR Using TensorFlow, U-Net, and Google Earth Engine». *Remote Sensing* 15 (5): 1203. <https://doi.org/10.3390/rs15051203>.
- Bakkestuen, Vegar og Zander Venter. 2021. «Utvikling av standardiserte bakkesannheter for økosystemer på land», NINA Rapport, 1922.
- Beitnes, Synnøve S, Eivind Andre Brendehaug, Jan Ketil Rød, og Dagmar Hagen. 2022. «Klimatilpasning i nasjonalparker og naturområder».
- Borge, Amund F., Sebastian Westermann, Ingvild Solheim, og Bernd Etzelmüller. 2017. «Strong Degradation of Palsas and Peat Plateaus in Northern Norway during the Last 60 Years». *The Cryosphere* 11 (1): 1–16. <https://doi.org/10.5194/tc-11-1-2017>.
- Brathen, K. A., og O. Hagberg. 2004. «More efficient estimation of plant biomass». *Journal of Vegetation Science* 15 (5): 653–60. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02307.x>.
- Bratli, Harald, Rune Halvorsen, Torbjørn Høitomt, Per G Ihlen, og John Gunnar Brynjulvsrud. 2021. «Utvikling av kunnskapsgrunnlaget for beskrivelse av fossesprutsoner i Natur i Norge (NiN)». *UiO Naturhistorisk museum Rapport 99*.
- Bruce, Dick J. 2023. «Spatial Sampling with R». 2023. <https://dickbrus.github.io/SpatialSamplingwithR/>.
- Bär, Annette, Elena Albertsen, Bolette Bele, Kristin Daugstad, Synnøve Grenne, Simon Jakobsen, Erik Blystad Solbu, Pål Thorvaldsen, Per Vesterbukt, og Sølvi Wehn. 2021. «Utvikling av nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Uttesting, ferdigstilling og utvalg av områder». *NIBIO Rapport*.
- Bär, Annette, Erik Solbu, og Line Johansen. 2021. «Full-skala nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Erfaring fra 1. års gjennomføring, og revidering av metoder og feltinstruks». *NIBIO Rapport*.
- CBD. 2022. «Decision 15/4 Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Fifteenth meeting (Part 1) of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Montreal».
- Dennis, Brian, José Miguel Ponciano, og Mark L. Taper. 2010. «Replicated Sampling Increases Efficiency in Monitoring Biological Populations». *Ecology* 91 (2): 610–20. <https://doi.org/10.1890/08-1095.1>.

- Direktiv 92/43/EEC. 1992. «Direktiv (EU) 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora». <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A01992L0043-20130701>.
- DN. 1995. «Direktoratet for naturforvaltning. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. – DN-rapport 1995-7: 1-66.»
- . 1997. «Direktoratet for naturforvaltning. Overvåking av biologisk mangfold i åtte naturtyper. – Utredning for DN 1997-7: 1-268.»
- . 1998. «Direktoratet for naturforvaltning 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold – DN-rapp. 1998-1: 1-170».
- Edvardsen (red.), Anette. 2024. *Natur i Norge - variasjon satt i system*. Universitetsforlaget. <https://www.universitetsforlaget.no/natur-i-norge>.
- Eurostat. 2022. «Guidance note for ecosystem extent accounts. Final draft version for testing. Prepared by the Task Force on ecosystem accounting. Version October 2022. Eurostat – Unit E2.»
- Evju, Marianne, Oddvar Hanssen, Odd Egil Stabbetorp, Harald Bratli, og Frode Ødegaard. 2015. «Strandeng—et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III». *NINA Rapport 1170*.
- Evju, Marianne, Signe Nybø, Erik Framstad, Anders Lyngstad, Hanne Sickel, Anne Sverdrup-Thygeson, Vigdis Vandvik, Liv Guri Velle, og Per Arild Aarrestad. 2018. *Arealrepresentativ overvåking av terrestriske naturtyper. Indikatorer for økologisk tilstand*. 53 s. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2491343>.
- Evju, Marianne, Siri L. Olsen, Vibekke Vange, Tommy Prestø, Harald Bratli, og Odd E. Stabbetorp. 2023. «Naturlig åpne områder under skoggrensa». OSF. osf.io/w8tzy.
- Evju, Marianne, Siri Lie Olsen, Tommy Prestø, Vibekke Vange, Harald Bratli, og Joachim Töpper. 2023. «Økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. Bakgrunn, forslag til indikatorer og kunnskapsbehov». Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3096721>.
- Evju, Marianne, Odd E. Stabbetorp, Siri Lie Olsen, Harald Bratli, Anders Often, og Vegar Bakkestuen. 2020. «Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020». *NINA Rapport 1910*. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>.
- Follestad, A., M. Evju, og F. Ødegaard. 2011. «Effekter av klimaendringer for havstrand». *NINA Rapport 667*.
- Framstad, Erik, Gunnar Austrheim, Marianne Evju, Line Johansen, Anders Kolstad, Anders Lyngstad, Siri Lie Olsen, Tommy Prestø, Vigdis Vandvik, og Vibekke Vange. 2022. «Avgrensing og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand», *NINA Rapport*, 2169.
- Framstad, Erik, Håkan Berglund, Rannveig M. Jacobsen, Simon Jakobsson, Mikael Ohlson, Anne Sverdrup-Thygeson, og Joachim Töpper. 2021. «Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020», *NINA Rapport*, 2000.
- Framstad, Erik, Nina E. Eide, Wenche Eide, Kari Klanderud, Anders Kolstad, Joachim Töpper, og Vigdis Vandvik. 2022. «Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021», *NINA Rapport*, 2025.
- Framstad, Erik, Anders L. Kolstad, Signe Nybø, Joachim Töpper, og Vigdis Vandvik. 2022. *The Condition of Forest and Mountain Ecosystems in Norway. Assessment by the IBECA Method*. 155. Norwegian Institute for Nature Research (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2980092>.
- Fremstad, E. 1991. *Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991*. Bd. Oppdragsmelding 83. NINA.
- Fremstad, Eli, og Asbjørn Moen. 2001. «Truekte vegetasjonstyper i Norge», NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser., 4. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/271989>.
- Grafström, Anton, Niklas L. P. Lundström, og Lina Schelin. 2012. «Spatially Balanced Sampling Through the Pivotal Method». *Biometrics* 68 (2): 514–20. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2011.01699.x>.

- Grafström, Anton, og Yves Tillé. 2013. «Doubly Balanced Spatial Sampling with Spreading and Restitution of Auxiliary Totals». *Environmetrics* 24 (2): 120–31. <https://doi.org/10.1002/env.2194>.
- Hagen, Dagmar, Per Arild Aarrestad, Magni Olsen Kyrkjeeide, Anders Foldvik, Heidi E. Myklebost, Annika Hofgaard, Pål Kvaløy, og Øyvind Hamre. 2015. «Myrrestaurering 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaureringstiltak på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midtfjellmosen». 43 s., NINA Rapport, 1212 (november). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2366287>.
- Halvorsen, Rune. 2011. «Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy». *UiO Naturhistorisk Museum Rapport* 10.
- Heldal, Tom, og Espen Torgersen. 2020. «Miljøvariabel Kalkinnhold i Berggrunn: metode for å etablere nasjonale datasett». Report. 38. Norges geologiske undersøkelse. <https://opennarchive.ngu.no/ngu-xmlui/handle/11250/2687725>.
- Hjeltnes, A. 1997. «Overvåking av kystlynghei. Sluttrapport. Delprosjekt av: «Kartlegging av skader og skadeårsaker på røsslyng og forandringer i vegetasjonen i kystlyngheia på Sør-Vestlandet»». *Telemarksforskning* 129:1–65.
- Hofgaard, Annika. 2004. «Etablering av overvåkingsprosjekt på palsmyrer», NINA Oppdragsmelding, 841. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2979936>.
- Hovstad, K. A., L. Johansen, A. Arnesen, E. Svalheim, og L. G. Velle. 2018. «Kystlynghei, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper». Artsdatabanken, Trondheim. 2018. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/74>.
- Haagensen, T. 2014. «Bygge hytter eller verne om naturen». *Samfunnsspeilet* 4 (2014): 2–8.
- Haarpaintner, Jörg, Corine Davids, Heidi Hindberg, Ingar M. Arntzen, og Njål Trygve Borch. 2021. «Satellite-Based National Intertidal-Zone Mapping of Continental Norway with Sentinel-1&2». <https://norceresearch.brage.unit.no/norceresearch-xmlui/handle/11250/2758038>.
- Ihlen, P. G., T. Høitomt, M. Evju, P. A. Aarrestad, og J.-A. Grytnes. 2018. «Fosse-eng, Fjell og berg. Norsk rødliste for naturtyper 2018». 2018. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/52>.
- Immerzeel, Bart, Kristin Tolstad Uggen, Anne Catriona Mehlhoop, Astrid Brekke Skringdo, og Dagmar Hagen. 2023. «ARV: The Potential for a Norwegian Financing Mechanism for Peatland Restoration», NINA Rapport, 2303. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3068993>.
- IPBES. 2019. «Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services». Bonn, Germany: IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.
- Jakobsson, Simon, Vegar Bakkestuen, David N. Barton, Henrik Lindhjem, og Kristin Magnussen. 2020. «Utredning av tilgjengelige og relevante datagrunnlag for kategorisering av naturareal». 48, NINA Rapport, 1767. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2638180>.
- Jansson, Ulrika, Vegar Bakkestuen, Anders Lyngstad, og Ida Marielle Mienna. 2024. «Utvikling av grøftkart i myr og torvmark i Norge med hjelp av dyplæring. NINA Rapport 2443.» Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3124330>.
- Jeliazkov, Alienor, Yoni Gavish, Charles J. Marsh, Jonas Geschke, Neil Brummitt, Duccio Rocchini, Peter Haase, William E. Kunin, og Klaus Henle. 2022. «Sampling and Modelling Rare Species: Conceptual Guidelines for the Neglected Majority». *Global Change Biology* 28 (12): 3754–77. <https://doi.org/10.1111/gcb.16114>.
- Johansen, Line, Sølvi Wehn, Rune Halvorsen, og Knut Hovstad. 2017. *Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge*. 3/25. NIBIO. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2472640>.
- Johansen, Line, Sølvi Wehn, Knut Hovstad, og Liv Guri Velle. 2015. «Kystlynghei i Naturindeks for Norge-Utvikling av indikatorer og datagrunnlag». *NIBIO rapport*, NIBIO Rapport, 1 (5).
- Joosten, H. 2016. *Peatlands across the globe. – S. 19-43 i Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (red.). Peatland restoration and ecosystem services. Science, policy and practice*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Joosten, Hans, og Donal Clarke. 2002. «Wise use of mires and peatlands». *International mire conservation group and international peat society* 304.
- Klima- og miljødepartementet. 2024. «Meld. St. 35 (2023–2024). Bærekraftig bruk og bevaring av natur — Norsk handlingsplan for naturmangfold». regjeringen.no. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-35-20232024/id3054780/>.
- Kyrkjeeide, Magni Olsen, Marianne Evju, Kristin Magnussen, Øyvind Nystad Handberg, Vegar Bakkestuen, Tor Erik Brandrud, Harald Bratli, Børre Dervo, Nina E Eide, og Anders Endrestøl. 2023. «Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper», NINA Rapport, 2280.
- Kyrkjeeide, Magni Olsen, Mari Jokerud, Anne Catriona Mehlhoop, Linn Marie Foldnes Lunde, Marte Fandrem, og Anders Lyngstad. 2024. «Peatland Restoration in Norway – Evaluation of Ongoing Monitoring and Identification of Plant Indicators of Restoration Success». *Nordic Journal of Botany* 2024 (4): e03988. <https://doi.org/10.1111/njb.03988>.
- Kyrkjeeide, Magni Olsen, Anders Lyngstad, Mari Jokerud, Fia Bengtsson, Anne Catriona Mehlhoop, og Heidi Elin Myklebost. 2023. «Overvåking av tiltak på restaurert myr. Vegetasjonsanalyser på Aurstadmåsan, Hisåsen og Kaldvassmyra i 2023». 27, NINA Rapport, 2361. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3105464>.
- Lee, Hoesung, Katherine Calvin, Dipak Dasgupta, Gerhard Krinner, Aditi Mukherji, Peter Thorne, Christopher Trisos, José Romero, Paulina Aldunce, og Alexander C. Ruane. 2024. «CLIMATE CHANGE 2023 Synthesis Report Summary for Policymakers». <https://ntrs.nasa.gov/citations/20230009518>.
- Lindenmayer, David B., og Gene E. Likens. 2010. «The science and application of ecological monitoring». *Biological Conservation* 143 (6): 1317–28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>.
- Lindenmayer, David B., John Woinarski, Sarah Legge, Martine Maron, Stephen T. Garnett, Tyrone Lavery, Jaana Dielenberg, og Brendan A. Wintle. 2022. «Eight Things You Should Never Do in a Monitoring Program: An Australian Perspective». *Environmental Monitoring and Assessment* 194 (10): 701. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10348-6>.
- Lundberg, A. 2013. «Havstrandsnatur. Tilstand, overvåking.» 6–2013. DN-utredning. Direktoratet for naturforvaltning. https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/dokumenter/publikasjoner/rapporter/dn-utredning_6-2013_net.pdf.
- Lyngstad, A., J.W. Bjerke, T.E. Brandrud, og D.I. Øien. 2017. «Våtmark». I Nybø, S. og Evju, M. (red.). *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. – Ekspertrådet for økologisk tilstand.*, 93–114. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Lyngstad, A, A Moen, og DI Øien. 2016. «Evaluerer av naturtyper i Emerald Network. Gjenvokningsmyr, aapamy, rikmyr, alpine rikmyrer og pionersamfunn». *NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat* 2:1–51.
- Lyngstad, A, og EM Vold. 2015. «Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder». *Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport* 3:1–367.
- Lyngstad, Anders. 2024. «Overvåking og skjøtsel i Øvre Forra naturreservat 2023». 41, NINA Rapport, 2411. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3112363>.
- Lyngstad, Anders, Tor Erik Brandrud, Asbjørn Moen, og Dag-Inge Øien. 2018. *Norsk rødliste for naturtyper 2018 - Våtmark*. 117. NTNU Vitenskapsmuseet. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2590902>.
- Lyngstad, Anders, Asbjørn Moen, Rune Halvorsen, og Dag-Inge Øien. 2023. «Beskrivelser av torvmassivenheter. Kunnskapsgrunnlag for NiN 3.0». *NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport*.
- Maes, Joachim, Anne Teller, Markus Erhard, Sophie Condé, Sara Vallecillo, José I. Barredo, Maria Luisa Paracchini, mfl. 2021. *EU Ecosystem Assessment: Summary for Policymakers*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/190829>.
- Miljødirektoratet. 2023. «M-2566 Handlingsplan for kystlynghei - og tilhørende artsmangfold i perioden 2023-2037». 2023. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/arter->

- naturtyper/truede-arter-og-naturtyper/handlingsplaner-for-utvalgte-naturtyper/handlingsplan-for-kystlynghei/.
- . 2024. «Kartleggingsinstruks: Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2». Miljødirektoratet. 2024. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2022/januar/kartleggingsinstruks-kartlegging-av-terrestriske-naturtyper-etter-nin/>.
- Mirmazloumi, S. Mohammad, Armin Moghimi, Babak Ranjgar, Farzane Mohseni, Arsalan Ghorbanian, Seyed Ali Ahmadi, Meisam Amani, og Brian Brisco. 2021. «Status and Trends of Wetland Studies in Canada Using Remote Sensing Technology with a Focus on Wetland Classification: A Bibliographic Analysis». *Remote Sensing* 13 (20): 4025. <https://doi.org/10.3390/rs13204025>.
- Moen, A. 1970. «Myr- og kildevegetasjon på Nordmarka, Nordmøre». Hovedfagsoppgave, Universitetet i Trondheim.
- Moen, A, A Lyngstad, og D.-I. Øien. 2017. *Norway. – S. 536-548 i Joosten, H, Tanneberger, F. & Moen, A. (red.) Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation.* Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers.
- Moen, A., Ø. Størkersen, P.G. Thingstad, R.H. Økland, og K. Aagaard. 1997. «Overvåking av biologisk mangfold i myr og våtmark. – S. 50- 66 i Paulsen, G.M. (red.) Overvåking av biologisk mangfold i åtte naturtyper. Forslag fra åtte arbeidsgrupper. Utredning for DN 1997-7.»
- Moen, A, og D.-I. Øien. 2012. «Sølendet naturreservat i Røros: forskning, forvaltning og formidling i 40 år. - Bli med ut!: 12».
- Moen, Asbjørn. 1990. *The Plant Cover of the Boreal Uplands of Central Norway. I. Vegetation Ecology of Sølendet Nature Reserve; Haymaking Fens and Birch Woodlands.* 451. Bd. 63. Gunneria. NTNU Vitenskapsmuseet. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/273040>.
- . 1998. *Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon.* Hønefoss: Statens Kartverk.
- Moen, Asbjørn, Anders Lyngstad, og Dag-Inge Øien. 2011a. *Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr).* Bd. 3. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet.
- . 2011b. *Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype.* Bd. 7. NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser.
- Moen, Asbjørn, og Tor Øystein Olsen. 1997. *Oversikt over flora og vegetasjon innen Slåttnmyra naturreservat i Nittedal, Akershus; med skisse til skjøtelsesplan.* 25. NTNU Vitenskapsmuseet. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/272819>.
- Noble, Daniel W. A., og Shinichi Nakagawa. 2021. «Planned Missing Data Designs and Methods: Options for Strengthening Inference, Increasing Research Efficiency and Improving Animal Welfare in Ecological and Evolutionary Research». *Evolutionary Applications* 14 (8): 1958–68. <https://doi.org/10.1111/eva.13273>.
- Nybø, Signe, og Marianne Evju (red). 2017. *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand - forslag fra et ekspertråd.* Ekspertrådet for Økologisk Tilstand. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand/id2558481/>.
- Nybø, Signe, Erik Framstad, Simon Jakobsson, Joachim Töpper, og Vigdis Vandvik. 2020. «Økologisk tilstand og andre verktøy for å vurdere naturkvaliteter i terrestriske miljø. Datakilder og forvaltningsmål». 44, NINA Rapport, 1902. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2719742>.
- Nybø, Signe, Anders L. Kolstad, Hanno Sandvik, Vegar Bakkestuen, Marianne Evju, Erik Framstad, Matthew Grainger, mfl. 2023. «Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa», NINA Rapport, 2336. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3096724>.
- Naas, Adam Eindride, Lasse Torben Keetz, Rune Halvorsen, Peter Horvath, Ida Marielle Mienna, Trond Simensen, og Anders Bryn. 2024. «Choice of Predictors and Complexity for Ecosystem Distribution Models: Effects on Performance and Transferability». *Ecography* 2024 (8): e07269. <https://doi.org/10.1111/ecog.07269>.

- Pedersen, ÅØ, JU Jepsen, IMG Paulsen, E Fuglei, JB Mosbacker, V Ravolainen, NG Yoccoz, mfl. 2021. «Norwegian Arctic tundra: a panel-based assessment of ecosystem condition», Norsk Polarinstitutt Rapport Serie, 153.
- Rabinowitz, D, og Synge (Ed.). 1981. «Seven forms of rarity». I *The biological aspects of rare plant conservation*, 205–17. Wiley New York.
- Ranlund, Åsa, Anton Grafström, Alan Brown, Henrik Hedenås, og Gregor Levin. 2023. «Designing monitoring systems». I *Monitoring Biodiversity*. Routledge.
- Richardson, Katherine, Will Steffen, Wolfgang Lucht, Jørgen Bendtsen, Sarah E. Cornell, Jonathan F. Donges, Markus Drüke, mfl. 2023. «Earth beyond six of nine planetary boundaries». *Science Advances* 9 (37): eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>.
- Rune Halvorsen. 2011. «Faglig grunnlag for naturtypeåovervåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy». 10. Naturhistorisk museum rapport.
- Rydin, Håkan, John K Jeglum, og Keith D Bennett. 2013. *The biology of peatlands*, 2e. OUP Oxford.
- Sickel, H, L.G. Velle, I. Auestad, V. Vandvik, og A. Lyngstad. 2017. «Semi-naturlig mark, s 117-135. I: Nybø, S. & Evju, M. (red). Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd.»
- SLU. 2024. «NILS». 2024. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/nils/>.
- Steinnes, Audun. 1988. *Vern og skjøtsel av kysthei i Rogaland*. 119. Økoforsk, NAVF. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3055933>.
- Strand, Geir-Harald, Anders Bryn, Gunnar Engan, Aksel Granhus, Ellen Johanne Svalheim, og Hanne-Gro Wallin. 2016. «Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge. Framlegg til hovedprosjekt og feltinstruks». 32, NIBIO Rapport, 3/130 (november). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2424894>.
- Thacker, Eric, Terry Messmer, og Beth Burritt. 2015. «Sage-Grouse Habitat Monitoring: Daubenmire versus Line-Point Intercept». *Rangelands* 37 (1): 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.rala.2014.12.002>.
- Thorvaldsen, P., K. Birkeli, A. Bjørnsen, S.V. Haugum, og L.G. Velle. 2023. «Rikhei - skjøtselavhengig og artsrik naturtype». *Blyttia* 81 (2): 115–26.
- Thorvaldsen, Pål, og L.G. Velle. 2021. «Beiting i kystlynghei. Informasjonsbrosjyre, 12 s. M-2030 | 2021». Miljødirektoratet.
- Tingstad, Lise, Marianne Evju, og Hanne Sickel. 2019. «Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag». *Norsk institutt for naturforskning*, NINA Rapport, 1642.
- United Nations. 2021. «System of Environmental-Economic Accounting-Ecosystem Accounting White cover (pre-edited) version». <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- Velle, L.G., og Pål Thorvaldsen. 2021. «Lyngsviing. Informasjonsbrosjyre, 12 s. M-2029|2021». Miljødirektoratet.
- Velle, Liv Guri, Siri Vatsø Haugum, Richard J Telford, Pål Thorvaldsen, og Vigdis Vandvik. 2023. «Prescribed burning can promote recovery of Atlantic coastal heathlands suffering die-back after extreme drought events». *Applied Vegetation Science* 26 (4): e12760.
- Velle, Liv Guri, Pål Thorvaldsen, Mons Kvamme, og Vigdis Vandvik. 2023. «Kart over kystlyngheias potensielle utbredelse i Norge». 2023. https://artsdatabanken.no/Pages/342556/Verktoey_for_kartlegging_av_kystlynghei.
- Wollan, Anders K., Vegar Bakkestuen, Kristina Bjureke, Harald Bratli, Anders Endrestøl, Odd Egil Stabbetorp, Anne Sverdrup-Thygeson, og Rune Halvorsen. 2011. «Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II». 89, NINA Rapport, 713. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2642709>.
- Øien, Dag-Inge, Marte Fandrem, Anders Lyngstad, og Asbjørn Moen. 2017. *Utfasing av torvuttak i Norge - effekter på naturmangfold og andre viktige økosystemtjenester*. 44. Bd. 7. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. NTNU Vitenskapsmuseet. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2465678>.

- Øien, Dag-Inge, Anders Lyngstad, og Asbjørn Moen. 2015. «Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus Og Innspill Til Faggrunnlag», NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport, 1. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2381437>.
- Øien, Dag-Inge, Asbjørn Moen, Anders Lyngstad, og Marte Fandrem. 2016. «Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan». 102, NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport, 3. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2427249>.
- Øien, DI. 2020. «Oppfølging av skjøtsel og faste vegetasjonsflater i Garbergmyra naturreservat, Orkland». *NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat* 12:1–36.
- Aarrestad, Per Arild, og Odd Egil Stabbetorp. 2010. «Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge». 47, NINA Rapport, 567. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2594574>.

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.

2524b

NINA Rapport

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5341-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger