



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

**VOL.: 1, NR.: 5, 2015**

## Kystlynghei i Naturindeks for Norge -Utvikling av indikatorer og datagrunnlag



LINE JOHANSEN<sup>1)</sup>, LIV GURI VELLE<sup>2)</sup>, SØLVI WEHN<sup>1)</sup> OG KNUT ANDERS HOVSTAD<sup>1)</sup>

Divisjon for matproduksjon og samfunn/Kulturlandskap og biomangfold<sup>1)</sup>

Møreforskning<sup>2)</sup>

## TITTEL/TITLE

## KYSTLYNGHEI I NATURINDEKS I NORGE- UTVIKLING AV INDIKATORER OG DATAGRUNNLAG

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

LINE JOHANSEN, LIV GURI VELLE, SØLVI WHEN OG KNUT ANDERS HOVSTAD

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
08.06.2017	1/5/2015	Åpen	130155	17/01983
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01459-1		2464-1162	50	4

## OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet; M-403|2015

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Else Løbersli

## STIKKORD/KEYWORDS:

Naturindeks for Norge, kystlynghei, rødlistet naturtype, indikatorarter, gjengroing

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Kulturlandskap og biologisk mangfold

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

Det er utviklet en tilstandsindikator for gjengroing og identifisert indikator arter som kan egne seg for naturtypen kystlynghei i Åpent lavland i naturindeks for Norge. Gjengroing med tresjikt er beregnet ut fra fjernmålingsdata (flyfoto). Det er pekt ut indikatorarter knyttet til lyngheisyklusen, nord-sør gradienten og nitrogenberikelse. I tillegg er det vurdert hvordan NIN kartlegging og handlingsplan for kystlynghei kan bidra med data til Naturindeks.

## LAND/COUNTRY:

Norge

## FYLKE/COUNTY:

Nord-Trøndelag

## KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Stjørdal

## STED/LOKALITET:

Kvithamar

## GODKJENT /APPROVED

Knut Anders Hovstad

NAVN/NAME

## PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Line Johansen

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# FORORD

Denne rapporten er en del av utviklingsarbeidet for å forbedre datagrunnlaget for Naturindeks for Norge. Prosjektet har vært et samarbeid mellom NIBIO, Seksjon for Kulturlandskap og Biologisk mangfold og Møreforskning, med prosjektledelse fra NIBIO. Prosjektet sprang ut fra diskusjoner i faggruppen for Naturindeks i Norge der mangelen på gode, databaserte indikatorer som kan representere kystlynghei etter hvert ble tydelig. Gjennom prosjektet ønsket vi å vurdere både arter som kan tjene som indikatorer og å undersøke muligheten for å utvikle nye tilstandsindikatorer som gir informasjon om hevd og gjengroingstilstand. Et seminar om overvåking av kulturmark i regi av Naturindeks og Direktoratet for naturforvaltning i 2012, gav nyttig informasjon om bruk av flyfoto i naturovervåking og erfaringene en har med slik overvåking i Sverige. Det var ønskelig å vite mer om potensiale for å bruke flyfoto i overvåking av semi-naturlig eng og kystlynghei i Norge. Et viktig spørsmål var om flyfoto kunne gi informasjon om hevd og gjengroingstilstand og om kvaliteten på denne informasjonen var god nok for bruk i systematisk naturovervåking og som datagrunnlag for Naturindeks. Tolking av flyfoto ble derfor inkludert som en viktig del av prosjektet.

Oppdragsgiver har vært Miljødirektoratet, seksjon for miljøovervåking og kartlegging, med Else Løbersli som kontaktperson.

Vi ønsker å takke Miljødirektoratet for et godt samarbeid i prosjektperioden, og Synnøve Grenne (NIBIO), Per Vesterbukt (NIBIO) og Per Arild Aarrestad (NINA) for bidrag i prosjektet.

Kvithamar 16.06. 2015

Line Johansen

Liv Guri Velle

Sølvi Wehn

Knut Anders Hovstad

# INNHOOLD

SAMMENDRAG.....	5
ABSTRACT.....	6
1 INNLEDNING.....	7
2 MÅLSETTING.....	9
3 KYSTLYNGHEI.....	10
4 INDIKATOR ARTER.....	12
4.1 Metode.....	14
4.1.1 Studieområde og datagrunnlag.....	14
4.1.2 Statistiske analyser.....	17
4.2 Resultater og diskusjon.....	17
4.2.1 Indikatorer knyttet til lyngheisyklusen.....	17
4.2.2 Indikatorer knyttet til nord-sør gradienten.....	22
4.2.3 Indikatorer knyttet til nitrogenberikelse.....	28
4.3 Oppsummering: Foreslåtte indikatorer.....	29
5 INDIREKTE INDIKATOR –GJENGROING MED TRÆR.....	31
5.1 Metode.....	31
5.1.1 Utvalg av lokaliteter.....	31
5.1.2 Forundersøkelse.....	35
5.1.3 Kvantifisering av gjengroing fra flyfoto.....	35
5.2 Resultater.....	36
5.3 Diskusjon.....	40
5.3.1 Bruk av flyfoto som datakilde.....	40
5.3.2 Gjengroingsarter.....	41
5.3.3 Gjengroingsklasser/trinn.....	41
5.3.4 Gjengroingstilstand som indikator i Naturindeks.....	42
5.4 Oppsummering og konklusjon.....	42
6 EKSISTERENDE PROGRAMMER SOM KAN LEVERE KYSTLYNGHEIDATA TIL NATURINDEKS.....	43
6.1 Handlingsplan for kystlynghei.....	43
6.2 Natur i Norge (NiN) kartlegging.....	44
6.3 Konklusjon.....	46
REFERANSER.....	47
VEDLEGG.....	51

# SAMMENDRAG

I første versjon av Naturindeks for Norge var det få indikatorer for kystlynghei. Indikatorer knyttet til kystlynghei var blant annet «tilstand kystlynghei» og purpurlyng. «Tilstand kystlynghei» er basert på ekspertvurdering og det er en målsetting at flere av de ekspertbaserte indikatorene skal erstattes av databaserte indikatorer. I dette prosjektet har vi derfor identifisert indikatorer ved bruk av dataanalyse og videreutvikle datagrunnlaget for kystlynghei. Det er utviklet en tilstandsindikator for gjengroing og identifisert et utvalg aktuelle indikatorarter for kystlynghei uten omfattende gjengroing. I tillegg har vi evaluert mulighetene for å bruke data på kystlynghei fra Handlingsplan for kystlynghei og kartlegging etter Natur i Norge som en del av grunnlaget for Naturindeks.

Purpurlyng er en vestlig art i Norge og denne arten fungerer derfor ikke som indikatorart for store deler av den norske utbredelsen av kystlynghei. Regional variasjon i artssammensetningen i kystlynghei og lyngheisyklusen gjør det utfordrende å velge indikatorarter for kystlynghei. Det er derfor identifisert indikatorarter for ulike faser av lyngheisyklusen (pioner og moden fase) og for ulike regioner (nord, midt, vest) i tillegg til generelle arter som kan egne seg som indikatorer for hele den geografiske utbredelsen for kystlynghei i Norge. Det er også identifisert arter som forventes å minke og øke i kystlynghei over tålegrensen for nitrogen.

Etablering av fremmede arter, nitrogentilførsel og gjengroing er noen av de største truslene mot kystlynghei i dag. Gjengroingshastigheten er imidlertid ukjent da det i dag ikke er noen overvåking av kystlynghei i Norge. Ved bruk av flyfoto fra to perioder (1955-1979 og 2010-2014) er det estimert gjengroing med tresjikt i 38 lokaliteter med kystlynghei fra Rogaland til Nord-Trøndelag. Ca 1/3 av de studerte områdene var under gjengroing med tresjikt. Dette prosjektet er et av få som estimerer gjengroing i kystlynghei over et tidsperspektiv på flere tiår. Data fra flyfototolkning er viktige for å studere utviklingen av gjengroing med tresjikt i kystlynghei over tid. Det er imidlertid begrensninger med metodikken når det gjelder å kvantifisere de tidligste gjengroingsstadiene i kystlynghei, da er befaringsfeltet nødvendig. Til tross for dette er flyfototolkning et effektivt og ressursbesparende verktøy for å kvantifisere senere gjengroingsstadier med tresjikt i kystlynghei.

Handlingsplan for kystlynghei kan gi relevante data til Naturindeks men skjøtelsesplanmal må tilpasses til dette formålet og det er nødvendig å etablere obligatoriske variabler som skal registreres i felt. Utvalgte variabler i beskrivelsessystemet i NiN kan egne seg til å samle inn data om tilstand til kystlynghei i Naturindeks for Norge, men det er behov for en metodeutvikling for å etablere en mer tilpasset metodikk til dette formålet.

## Nøkkelord:

Naturindeks for Norge, kystlynghei, rødlistet naturtype, indikatorarter, gjengroing,

# ABSTRACT

The Nature index was developed to give an overview of the development of biodiversity in Norway and is based upon 309 indicators distributed over nine broad ecosystems. The first version of Nature Index for Norway 2010 included few indicators for coastal heath. Indicators related to coastal heath included "state of coastal heath" and heather-bell (*Erica cinerea*). "State of coastal heath" was based on expert assessment and it was an objective for the next version of Nature Index in 2015 to replace several of the expert-based indicators by computer-based indicators. Further, it was also an objective to include higher species numbers as indicators for coastal heathland. In this project, we have therefore developed indicators for coastal heathland based on data. We have suggested including level of encroachment as an indirect indicator and a selection of appropriate species as direct indicators. In addition, we have evaluated the possibilities of using data obtained through the Action Plan for coastal heath and Nature in Norway (NiN) surveys as part of the foundation of the Nature Index.

We have defined a list of general species suitable as indicators for the entire geographical extent of coastal heath in Norway. Heather-bell has a western distribution in Norway and does not function as an indicator in all Norwegian coastal heaths. Regional variation in species composition and the cyclic growth-phases of heather makes it challenging to define indicator species. Therefore, we have defined indicator species for different growth-phases (pioneer and mature phase) and for different regions (north, center, and west). Nitrogen deposition is considered one of the threats to coastal heaths. We have therefore, also defined a list of species that is expected to decrease or increase in coastal heath receiving critical loads of nitrogen.

Encroachment is the greatest threat to coastal heath in Norway. The encroachment rate is unknown as there is no ongoing monitoring of coastal heath in Norway. Based on aerial photograph interpretations of photos from two periods (1955-1979 and 2010-2014) we estimated tall shrub and tree encroachment in 38 coastal heath localities from the Rogaland County to the Nord-Trøndelag County. During the period investigated (a few decades), about 1/3 of the studied area were encroached. To monitor coastal heathland encroachment by taller shrubs and trees, aerial photograph interpretation is an efficient and resource-saving tool to quantify late encroachment stages. However, to be able to quantify the earliest stages of encroachment in coastal heath (by smaller scrubs like junipers and salix species), field surveys are required.

The Action plan for coastal heath might provide relevant data to the Nature Index but management plans must be adapted for this purpose. Another ongoing project is the mapping of the Nature in Norway (NiN). While doing the necessary surveys in preparing management plans and mapping the nature in Norway appropriate data, which can be used as indicators, can easily be achieved. It is however necessary to establish mandatory variables to be registered and then included in the management plans and the NiN deliverables. For both projects, there is a need to develop a more customized methodology for this purpose.



# 1 INNLEDNING

I Naturindeks for Norge er kystlynghei en del av økosystemgruppen Åpent lavland (Nybø 2010). I første versjon av Naturindeks var det i hovedsak knyttet ekspertbaserte indikatorer til Åpent lavland. Indikatorer knyttet til kystlynghei var blant annet «tilstand kystlynghei» og purpurlyng. «Tilstand kystlynghei» er basert på ekspertvurdering av utviklingen av kystlyngheiarealer fra 1950-2010. Det er en målsetting at flere av de ekspertbaserte indikatorene skal erstattes av databaserte indikatorer før neste versjon av Naturindeks. I dette prosjektet vil vi derfor identifisere indikatorer ved bruk av dataanalyse og videreutvikle datagrunnlaget for kystlynghei.

I det økologiske rammeverket for Naturindeks (Nybø m. fl. 2012) er det nå foreslått å legge vekt på artsindikatorer og utvikle naturtypekomponenten i Naturindeks. Samtidig er indirekte indikatorer (surrogater) viktige for en kostnadseffektiv overvåkning. I arbeidet med Naturindeks er det et mål å inkludere både vanlige og sjeldne arter som indikatorer. Indikatorene bør være komplementære, og innen hvert av økosystemene bør det velges indikatorer fra ulike naturtyper. Det er i første versjon av Naturindeks i alt 32 indikatorer for åpent lavland, fem av disse er karplanter og kun tre av karplantene vokser i kystlynghei. Karplanter innen kystlynghei er derfor underrepresentert og indikatorene som er valgt ut fanger ikke opp den regionale variasjonen i kystlynghei i Norge. Norge har et langt smalt belte med kystlynghei fra Agder i sør til Lofoten i Nord, i tillegg til noen øyer i Østfold. Dette bidrar til stor geografisk variasjon og ulike typer av kystlynghei langs kysten (Aarrestad m.fl. 2001, Fremstad 1997, Fremstad m.fl. 1991.). Vegetasjonen endrer seg langs gradienter av klima, eksposisjon, jordsmonn og høyde over havet. Denne variasjonen bidrar til kystlyngheienes egenart og har i seg selv en verdi (Kaland og Kvammen 2013). I Handlingsplan for Kystlynghei (Miljødirektoratet) er det valgt ut referanseområder hvor et av hovedmålene er nettopp å fange opp denne regionale variasjonen. Regional variasjon og lyngheisyklusen (artssammensettingen gjennom suksesjonsforløpet fra lyngsviing til neste lyngsviing) gjør det utfordrende å velge indikatorarter for kystlynghei. Vi vil i dette prosjektet undersøke om det finnes landsdekkende indikatorer og definere både regionale indikatorer og indikatorer for ulike stadier av lyngheisyklusen.

Vegetasjonsdata der mengden av ulike arter er registrert er nødvendig for å identifisere arter som kan indikere diversitet innen karplanter og kryptogamer.

Datasett basert på artsobservasjoner med mengdeangivelse i kystlynghei i Norge er tilgjengelig (Velle 2012). Ved bruk av numeriske metoder kan man trekke ut informasjon fra dette datasettet til å identifisere arter som representerer plantediversiteten i kystlynghei. Dette kan gjøres på flere romlige skala. En slik analyse vil gi et godt grunnlag for en formell evaluering av indikatorverdiene til ulike arter.

Arealer med kystlynghei er i Europa redusert med 80 % og i Norge er naturtyper registrert som sterkt truet i Norsk rødliste for Naturtyper (Norderhaug og Johansen 2011). Etablering av fremmede arter, nitrogentilførsel og gjengroing er noen av de største truslene mot kystlynghei i dag (Aarrestad og Stabbetorp 2010, Norderhaug og Johansen 2011). Gjengroingshastigheten er imidlertid ukjent da det i dag ikke er noen arealrepresentativ overvåkning av kystlynghei i Norge. Det er svært lite data tilgjengelig både for areal- og tilstandsendringer i kystlynghei i Norge, og det er særlig behov for å utvikle metoder for systematisk kvantifisering av tilstandsendringer. I dag er den ekspertvurderte indikatoren «tilstand kystlynghei» basert på gjenværende andel areal som

ikke er forringet grunnet gjødsling eller gjengroing. Dersom det fantes data på gjengroingstilstand av kystlynghei, kunne dette inngått som en del av datagrunnlaget for denne indikatoren.

I mangel på overvåkningsprosjekt vil det være viktig å kunne dra nytte av allerede eksisterende programmer som kan gi relevant data. Det har kommet flere forvaltningsvirkemidler (NiN, handlingsplan, skjøtelsesplaner, Naturindeks) som kan bidra til bevaring av kystlynghei. Det er viktig at disse blir sett i sammenheng og at man produserer kunnskap som er relevant for flere av virkemidlene. Økt kunnskap om arealendringer og indikatorer for kystlynghei vil bidra til en forbedring av disse forvaltningsprogrammene.



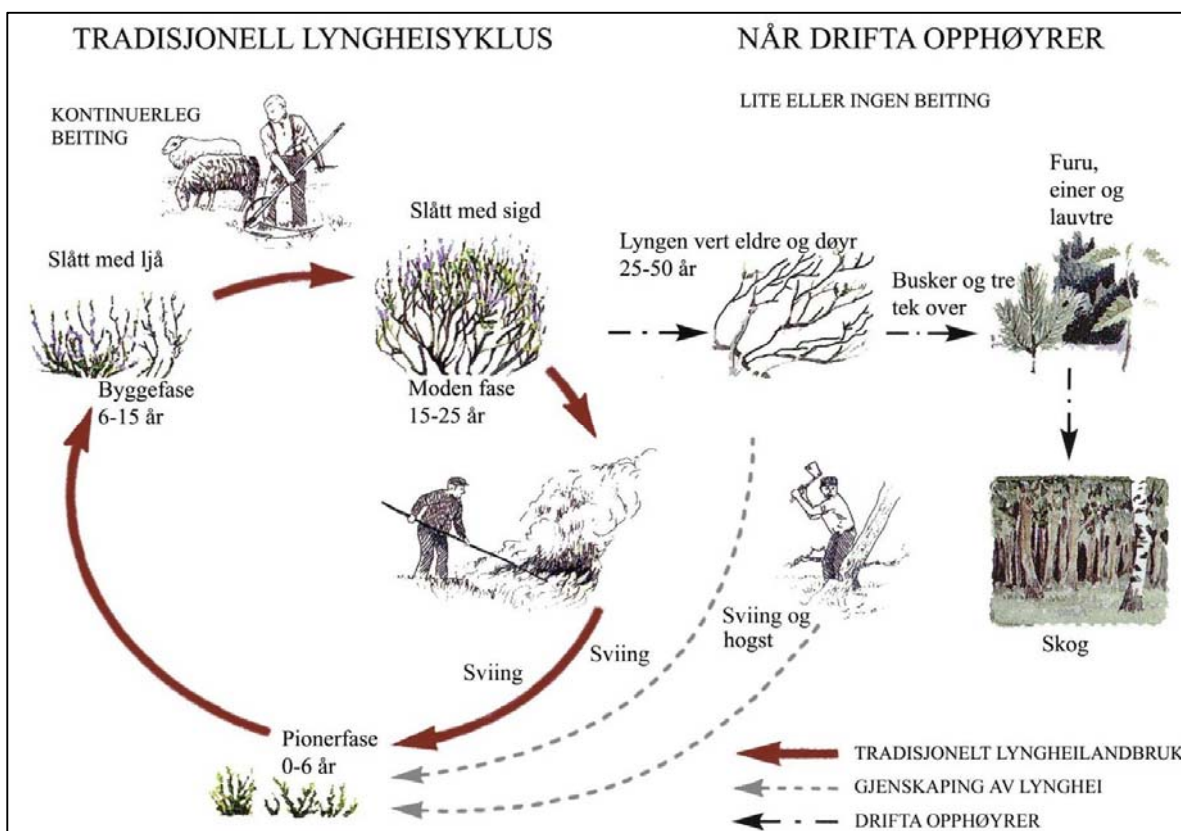
## 2 MÅLSETTING

I dette prosjektet har vi utviklet en tilstandsindikator for gjengroing og identifisert et utvalg aktuelle indikatorarter for kystlynghei uten omfattende gjengroing. I tillegg har vi evaluert mulighetene for å bruke data på kystlynghei fra andre forvaltnings- og kartleggingsprogram som en del av grunnlaget for Naturindeks. Målsettingene var å:

- Identifisere indikatorarter som kan brukes i tilstandsovervåking av kystlynghei. Behovet for regionale indikatorarter som er spesifikke for ulike deler av lyngheimrådene langs kysten (nord-sør gradient) ble spesielt vektlagt.
- Kvantifisere endring i gjengroingstilstand i kystlynghei ved bruk av historiske kartleggingsdata og flybilder.
- Evaluere hvordan eksisterende programmer kan bidra til datagrunnlaget for kystlynghei i Naturindeks.

### 3 KYSTLYNGHEI

Kystlynghei er en semi-naturlig naturlig naturtype som er dannet gjennom flere tusen år med rydding av skog, lyngsviing, lyngslått og beite. I NiN 2.0 defineres kystlynghei som: åpne heipregete økosystemer som er betinget av lyngbrenning, gjerne i kombinasjon med beiting store deler av året og/eller slått. Dominans av dvergbusker, først og fremst nøkkelarten røsslyng (*Calluna vulgaris*), er typisk (Halvorsen m.fl. 2015a).



Figur 1. Tradisjonell lyngheisyklus til venstre og når drifta opphører til høyre. I lyngheisyklusen benyttes fire stadier for å beskrive røsslyngens fysiologiske utvikling; pionerfase, byggefase, moden fase og degenrerende fase. (Illustrasjon: P.E. Kaland & K. Isdal, Lyngheisenteret).

Kystlyngheiene finnes i et smalt belte i de ytterste kyststrøk fra Portugal i sør til Norge i nord. I disse områdene er klimaet så mildt at egnede husdyr kan beite ute hele året. Dominerende arter i kystlynghei er lyngarter, hvor røsslyng er viktigst. Røsslyng utgjør en viktig beiteressurs for husdyrene særlig på vinteren da den er vintergrønn. Gammel og forvedet røsslyng har liten forverdi for husdyr og ble tradisjonelt brent om vinteren for å regenerere lyngheia. Etter lyngbrenningen er det de første årene dominans av urter og gress og etter hvert øker også deknningen av røsslyng. Slike regenererte sviiflater egner seg godt til sommerbeite (Haaland 2002, Kaland og Kvamme 2013). Regenereringsdynamikkene etter brann kan generelt deles i fire faser og inngår i det man kan anse som en syklisk utvikling; lyngheisyklusen (Watt 1947, Gimingham 1972). De fire fasene er;

pionerfase, byggefase, moden fase og degenererende fase (figur 1). Bruken av begrepet syklisk suksesjon i kystlynghei har vært noe omdiskutert (Gimingham 1987, 1988), men benyttes likevel for å forklare regenereringsdynamikkene som skjer etter lyngsvving. Ved en tradisjonell skjøtsel av lyngheiene vil det være en syklisk utvikling fra pionerfasen like etter brann til moden fase og en tilbakeføring til pionerfasen ved sviing. Nå skjøtselen opphører vil røsslyngen bli gammel og forvedet og gå inn i degenerasjonsfasen og etter hvert dø. Samtidig starter gjengroingen med busker og trær (figur 1) som bidrar til å skygge ut lyngen.

## 4 INDIKATOR ARTER

Kystlynghei kan anses som en generelt artsfattig naturtype, hvor røsslyng er en viktig mengdeart i de fleste av vegetasjonstypene (Fremstad 1997). Mangfoldet er imidlertid stort når man inkluderer floristiske variasjoner gjennom lyngheisyklusen, og den lange nord-sør gradienten kystlyngheiene er utbredt langs. I første versjon av naturindeks er pupurlyng (*Erica cinerea*) plukket ut som indikator for kystlynghei. Purpurlyng er en vestlig art i Norge med utbredelse fra Rogaland til Møre og Romsdal (Lid og Lid 1994). Denne arten fungerer derfor ikke som indikatorart for store deler av den norske utbredelsen av kystlynghei. Det er ønskelig å inkludere flere indikatorarter for denne naturtypen, både arter som representerer ulike faser i lyngheisyklusen og utbredelsen langs nord-sør gradienten.

Artssammensettingen i kystlyngheia påvirkes i stor grad av skjøtselsformene beiting og lyngsviing, og tidligere også lyngslått. Beiting og sviing fremmer noen av de samme artene, men også en rekke forskjellige arter. Det har blitt vist at en kombinasjon av beiting og sviing samlet sett gir den høyeste artsdiversiteten og større hetrogenitet i vegetasjonssammensettingen enn skjøtselsformene hver for seg (Vandvik m. fl. 2005). Felles for naturtypen, er at sviing i hovedsak fremmer en nøkkelart; røsslyng (Gimingham 1972).

Røsslyng er den dominerende arten i kystlyngheia og gir naturtypen sin karakter i form av et åpent lyngdominert landskap (Lindgaard & Henriksen 2011) (figur 2). Røsslyng er vanlig i hele landet, og finnes i en rekke andre naturtyper. I kystlyngheiene peker den seg likevel ut ved å fremstå som mengdeart eller dominerende art i flere av grunntypene (jf. Fremstad 1997). Røsslyng i kystlynghei er i tillegg en art som i stor grad påvirker resten av vegetasjonssammensettingen i naturtypen (Gimingham 1978, 1994). Det er flere faktorer som gjør røsslyng til en mengdeart i kystlyngheia. Arten er mellom annet godt tilpasset jordsmonnet langs kysten, som ofte er karakterisert av et surt øvre jordlag med akkumulering av organisk materiale. I tillegg fremmes røsslyngen av skjøtselsformen lyngsviing, både i form av godt tilpasset regenereringsstrategier etter sviing, og god konkurransevne i sviflatene. Regenereringsstrategiene skjer normalt både fra vegetative rotskudd og ved frøspiring fra frøbanken som ofte inneholder store mengder frø (Hobbs & Gimingham 1984, Mallik & Gimingham 1985, Måren & Vandvik 2009). I tillegg til at arten produserer et høyt antall frø, har frøa en estimert levetid opp mot 150 år (Cumming & Legg 1995). Det har blitt vist at spiringen av røsslyngfrø i kystlynghei fremmes av komponenter fra røyken og asken som kommer under sviing (Vandvik m. fl. 2014). Disse egenskapene gjør at man innen en og samme brannflate ofte finner røsslyngindivider med samme alder tett i tett. I slike tette bestander av røsslyng med samme alder, slipper ofte svært lite lys ned til jordoverflaten og bunnsjiktet i vegetasjonen.





Figur 2. Fattig fukthei på Tarva i Bjugn kommune. Fremst i bildet en flate med kystlynghei i byggefase og i bakgrunnen kystlynghei i sein moden fase. I byggefase har røsslyng på nytt tatt over dominansen i vegetasjonsdekket. Foto: Liv Guri Velle

Røsslyngen bruker noe ulik tid på å reetablere seg etter sviing, alt etter hvilke regnerereingsstrategi som dominerer (vegetative rotskudd eller frøspiring). Er det frøspiring som er mest utbredt, kan dreneringsgrad (gradienten fra tørre til fuktige habitat) være en viktig faktor som påvirker gjenveksten og vegetasjonssammensettingen. Studier fra Norge har vist at vegetativ regenerering uteblir flere steder etter sviing (Nilsen m. fl. 2005, Velle m. fl. 2012). Dette kan skyldes at den svidde lyngvegetasjonen har blitt gammel, og har mistet evnen til å sette rotskudd (Mohamed & Gimingham 1970, Mallik & Gimingham 1985), men også ung lyng har vist manglende evne til å sette rotskudd (Velle m. fl. 2012). Til tross for fraværende rotskudd, etablerer røsslyngen seg bra ved hjelp av frøspirer, unntaket kan være i tørkeutsatte habitat som tørrhei (Velle m. fl. 2012, Velle & Vandvik 2014).

Vegetasjonssammensettingen i kystlyngheia er sterkt påvirket av skjøtselsformene beiting og sviing. Sviing er den mest dramatiske forstyrrelsen i så måte, ettersom ild fjerner det meste av den stående vegetasjonen.

De fire fasene i lyngheisyklusen skildrer den fysiologiske utviklingen til røsslyngen. Det er glidende overganger mellom de ulike fasene til tross for en rekke fellesnevner, er det også

ulikheter i regenereringen langs kysten. Tydeligst er ulikheter i gjenveksthastigheten (Velle & Vandvik 2014).

Kystlyngheiene endrer karakter fra sør til nord, fra øst til vest og fra lavland til mer høytliggende områder (Fremstad 1997). Arter som er varmekjære finnes i sør og i vest, mens i nord øker graden av nordlige og alpine arter. Særlig er den lange nord-sør gradienten som Norge har av betydning for artssammensettingen. Samlet sett utgjør denne gradienten en tredel av den Europeiske nord-sør gradienten av Atlantisk kystlynghei. En del arter inngår i en rekke utforminger av naturtypen, men i ulike mengdeforhold (Fremstad 1997).

## 4.1 Metode

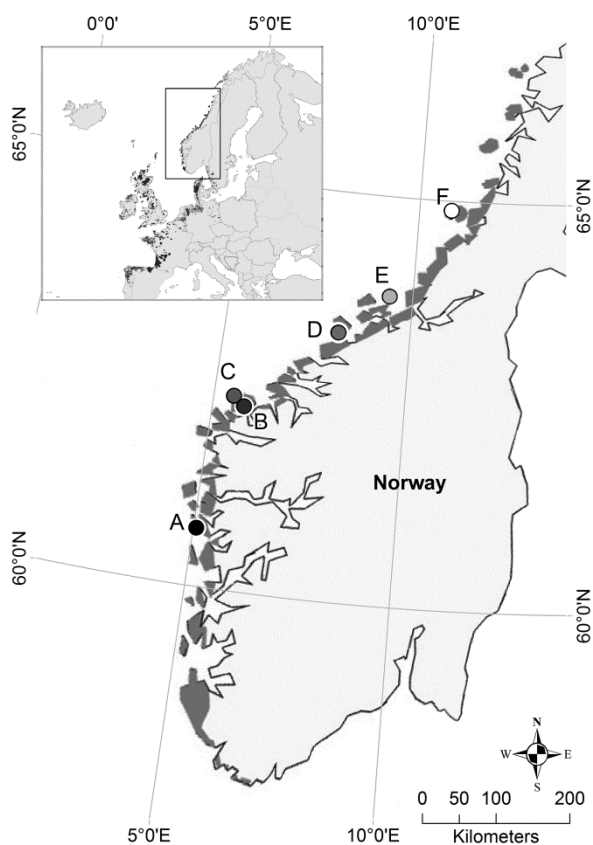
Kystlynghei er en naturtype med en artssammensetting som påvirkes av en rekke faktorer. Her har vi lagt vekt på variasjoner som følge av suksesjonsforløpet etter lyngsviing, plasseringen langs nord-sør gradienten, og endringer i vegetasjonssammensettingen som følge av økende nitrogenberikelse fra nedbør.

Artene som trekkes frem som potensielle indikatorer er valgt på bakgrunn av egne data fra regenereringsdynamikker i fattig kystlynghei langs en nord-sør gradient (Velle 2012, Velle & Vandvik 2014, Velle m. fl. 2014). Det er store fordeler med å ha et felles datasett langs en nord-sør gradient, da dette gir muligheter for å se på fellesnevnerne og ulikskaper i vegetasjonssammensetninger og dynamikker langs gradienten ved hjelp av dataanalyser. Til tross for at naturtypen kystlynghei har en stor utbredelse, er det nokså få studier som har implementert geografiske gradienter som en del av arbeidet med å forstå variasjoner i for eksempel regenereringsdynamikker. Det er likevel viktig å få frem at dette datasettet ikke omfatter rik kystlynghei, og at den gitte gradienten på 470 km ikke inkluderer verken de sørligste eller nordligste kystlyngheiene her til lands. For å kunne si noe om kandidater til indikatorarter her må vi se til annen litteratur og andre studier. Det samme gjelder data knyttet til kystlyngheienes påvirkning av nitrogenberikning.

### 4.1.1 Studieområde og datagrunnlag

I arbeidet med å finne indikatorer for kystlynghei, har vi lagt til grunn data samlet inn gjennom doktorgradsprosjektet til Liv Guri Velle ved NIBIO (tidligere Bioforsk) (Velle 2012). Dette er et geografisk datasett fra kystlyngheier som strekker seg langs en 470 km nord-sør gradient (figur 4; tabell 1). I dette datasettet har vegetasjonsdata blitt samlet fra seks kystlyngheilokaliteter; A=Lurekalven (Lindås, Hordaland); B=Aursnes (Ulstein, Møre og Romsdal); C=Nerlandsøy (Herøy, Møre og Romsdal); D=Kuli/Lamøya (Smøla, Møre og Romsdal); E=Tarva (Bjugn, Sør-Trøndelag); F=Kalvøya (Vikna, Nord-Trøndelag) (figur 4). Alle lokalitetene består av fattige kystlyngheier, og det er samlet data fra både tørrhei og fukthei innen lokalitetene så langt det har latt seg gjøre. I datainnsamlingen har det blitt lagt ut fastruter i et hierarkisk design hvor permanente vegetasjonsplott er nøstet innen blokker i hver av to habitattyper, som igjen er nøstet i lokalitetene (tabell 1; for flere detaljer se Velle (2012)). Suksesjonsdynamikker har blitt fulgt over tid, fra slik vegetasjonssammensettingen var før sviing, og gjennom flere påfølgende år etter sviing. Sviing innen lokalitetene har blitt utført under så like forhold som mulig og av erfarne personer, for å gjøre datasettene innen de respektive lokalitetene så sammenlignbare som mulig.





Figur 4. Seks kystlyngheilokaliteter som danner grunnlag for datasettene benyttet for å finne indikatorer for naturtypen kystlynghei. Lokalitetene er; A=Lurekalven (Lindås, Hordaland); B=Aursnes (Ulstein, Møre og Romsdal); C=Nerlandsøy (Herøy, Møre og Romsdal); D=Kuli/Lamøya (Smøla, Møre og Romsdal); E=Tarva (Bjugn, Sør-Trøndelag); F=Kalvøya (Vikna, Nord-Trøndelag). Grått avmerket felt langs kysten er kystlyngheienes utbredelse.

Tabell 1. (a) Biogeografi, (b) berggrunn og skjøtsel, og (c) utvalg og registreringer innen seks lokaliteter (A-F). Data om skjøtsel er basert på skjøtelsesplaner eller intervju med grunneiere.

**(a) Biogeografi**

Site	Lokalisering	Snitt årlig temp (°C) <sup>1</sup>	Snitt jan.-temp. (°C) <sup>2</sup>	Snitt årsnedbør (mm) <sup>2</sup>	Vegetasjonsone <sup>3</sup>	Vegetasjonsseksjon <sup>3</sup>
A	60.70 N, 5.08 E	7.3	2.5	1630	Boreonemoral	Sterkt oseanisk
B	62.25 N, 5.83 E	6.7	1.2	2075	Sørboreal	Sterkt oseanisk
C	62.36 N, 5.52 E	6.9	1.8	1645	Boreonemoral	Sterkt oseanisk
D	63.30 N, 8.06 E	6.9	2.0	1155	Sørboreal	Sterkt oseanisk
E	63.79 N, 9.39 E	6.2	1.1	1124	Sørboreal	Sterkt oseanisk
F	64.98 N, 10.87 E	6.0	0.5	850	Sørboreal	Sterkt oseanisk

<sup>1</sup>(Aune 1993), <sup>2</sup>(Førland 1993), <sup>3</sup>(Moen 1999)

**(b) Berggrunn og skjøtsel**

Site	Berggrunn <sup>4</sup>	Beitetrykk	Brannrotasjon siste 50 år
A	Diorittisk til granittisk gneis og migmatitt	1 sau ha <sup>-1</sup>	Mellom 10-20 år
B	Diorittisk til granittisk gneis og migmatitt	Lågt beitetrykk	> 20 år
C	Diorittisk til granittisk gneis og migmatitt	Lavt	> 20 år
D	Tørrhei: konglomerat og sedimentær breksje	0.1 sau ha <sup>-1</sup>	> 20 år
D	Fukthei: Mangeritt til gabbro, gneis og amfibolitt	0.1 sau ha <sup>-1</sup>	> 20 år
E	Granittisk gneis og migmatitt	0.5 sau ha <sup>-1</sup>	> 20 år
F	Kalksilikat, skifer og gneis	0.7 sau ha <sup>-1</sup>	> 20 år

<sup>4</sup>(Sigmund m. fl. 1984)

**(c) Utvalg og registreringer**

Sit e	Kontrollår (før sviing)	Årstall sviing	Antall analyseår	Antall blokker	Antall plott
A	2005	2006	5	10	20
B	2005	2006	6	10	20
C	2007	2008	4	5	10
D	2005	2007	4	10	20
E*	2000	2001	7	14 (8)	28 (16)
F	2000	2001	3	6	12

\* Tallet i parentesen refererer til utvalgsstørrelse de siste fire år

### 4.1.2 Statistiske analyser

Det har blitt brukt ulike statistiske tilnærminger for å analysere det regionale datamaterialet, og for å plukke ut aktuelle kandidater som indikatorarter for kystlynghei. Dette er analyser som alle er publiserte, og nå delvis tilrettelagt for dette arbeidet (Velle m. fl. 2014; Velle & Vandvik 2014).

Prosentvist dekke til nøkkelarten røsslyng har blitt fremstilt fra kontroll (før sviing) og gjennom de tre første årene etter sviing i fem lokaliteter langs kysten (figur 3). Arter som er typiske for moden fase (før sviing) og pionerfase (samlet for de tre første årene etter sviing) har blitt beregnet ved hjelp av en 'Principal response curves' analyse (PRC) med følgende faktorer kodet som behandling (treatments): sviing x lokalitet x habitat x tid, og hvor hovedeffektene av blokk og tid har blitt tatt ut (se flere detaljer i Velle & Vandvik 2014). Artsskårene med negative verdier indikerer arter som i sterkest grad har gått ut, mens positive verdier viser til arter som ommer inn etter sviing. I denne rapporten har arter med artsskårer  $>|0.1|$  blitt presentert (tabell 2 og 3). Data fra fem lokaliteter (A-D), med blokker i respektive to habitattyper (tørr-fuktig) over tid (før sviing og tre år etter sviing) har blitt brukt i analysen (sum = 344 vegetasjonsplott). Lokalitet F ble ekskludert fra denne analysen pga. ubalanse i design.

For å finne kandidater til indikatorarter knyttet til nord-sør gradienten langs kysten, ble det brukt dataanalyser hentet fra både Velle & Vandvik (2014) og fra Velle m. fl. 2014. Generelle vegetasjonsmønster ble tolket gjennom en 'Detrended correspondance ananalysis' (DCA), og kvantifisert gjennom 'Redundancy analysis' (RDA) og PRC-analyser. Kvantifiseringen ble utført ved at en rekke modeller ble bygt opp, og der betydningen av enkeltfaktorer slik som 'geografi' og 'sviing' både ble kvantifisert og testet mot hverandre (Velle & Vandvik 2014). For å systematisere antall arter som øker og minker etter sviing i et regionalt perspektiv, ble arter funnet ved hjelp av PRC-analysen (artskår  $>|0.1|$ ) og delt inn i funksjonelle grupper innen hver av sine respektive lokaliteter fra A-E. Dette ble gjort separat for både fukthei og tørrhei (Figur 9).

For å kunne se på hvilke arter som signifikant økte og minket for hver av de ulike lokalitetene, for tørrhei og fukthei og for hvert av de ulike årene etter sviing, benyttet vi 'multipatt'-funksjonen i 'indicspecies'-pakken i R (Velle m. fl. 2014). Dette er en pakke som studerer assosiasjonen mellom artsmønstre og kombinasjonen av grupperinger (som habitat og lokalitet). Kontrollruter (før sviing) ble brukt som kontrast mot hvert enkelt år etter sviing for hver habitattype innen hver lokalitet (Tabell 4). Multipatt er en robust funksjon for datasett med sjeldne arter, slik som her. I disse analysene ble testene kjørt for alle tilgjengelig data (A-F) i en rekke sub-tester innen funksjonen (se Velle m. fl. 2014 for flere detaljer).

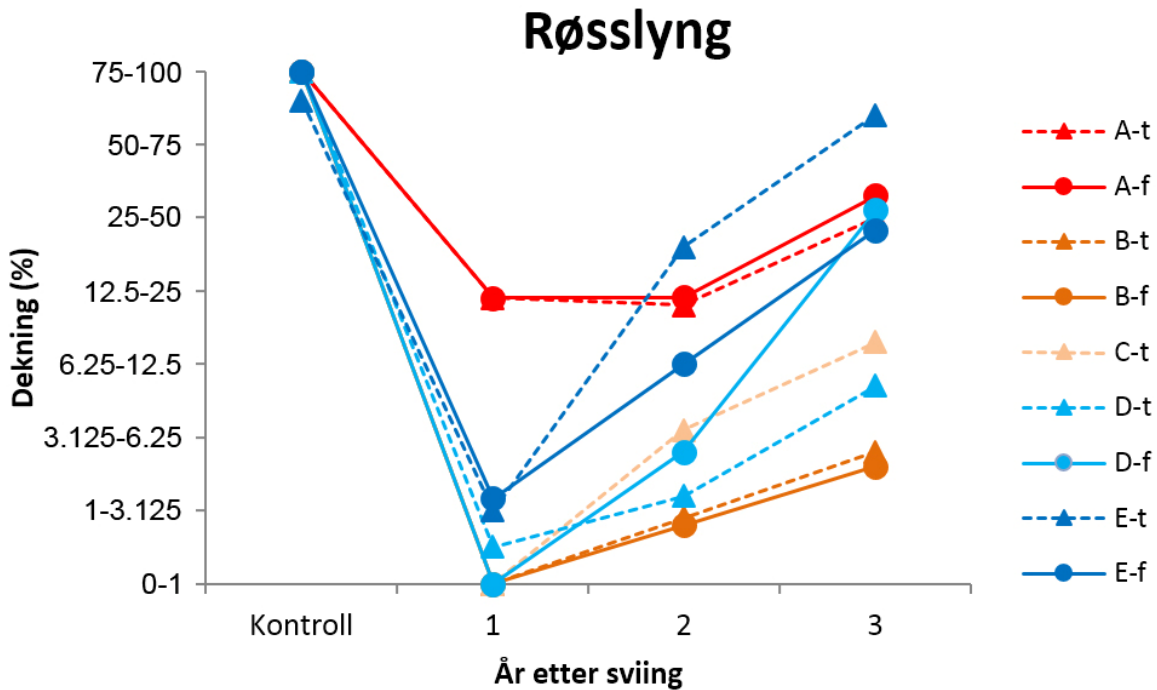
## 4.2 Resultater og diskusjon

### 4.2.1 Indikatorer knyttet til lyngheisyklusen

Vegetasjonsdataene som er samlet langs gradienten før sviing, viser at røsslyng er en dominerende art i naturtypen, og at denne arten i stor grad påvirker de andre artene i vegetasjonssammensettingen.

Den prosentvise dekninga av røsslyng de tre første årene etter sviing viser at gjenvekstem varierer med geografi. Det første året etter sviing var dekninga høyest i sør, grunnet god vegetativ gjenvekst innenfor denne lokaliteteten (Figur 3). Etter tre år derimot, var den høyeste dekninga i nord, i et

område med bare frøspiring. Dette viser at lokale variasjoner i stor grad påvirker suksesjonsdynamikkene i kystlygnheia. Tre år etter sviing var det ikke uvanlig med en røsslyngdekning opp mot 25 % (se også Velle & Vandvik 2014).



Figur 3. Dekningen av røsslyng før sviing (kontroll) og de tre første år etter sviing. A-D referer til lokaliteter langs kysten, se figur 4. Fuktige (f) habitat: sirkler og heltrukket linje, tørre (t) habitat: trekanten og stiplet linje. N=344 (1m<sup>2</sup>vegetasjonsplott). Figur tilpasset fra Velle & Vandvik (2014).

I den modne kystlyngheia var vegetasjonsdekket av røsslyng tett, flere steder opp til 100 %. Generelt er det lite lys som når bakken i moden fase, og det er i tillegg liten fysisk plass til andre arter (Haaland 2002). Artene som i sterkest grad går ut er de artene som er typiske eller vanlige i moden fase (tabell 2, negative artsskår i PRC analyse). De vanligste artene i moden fase var etasjemose, røsslyng, heiflette, narremose, kransmoser, einer og krekling (tabell 2).

Tabell 2. Arter som viser en sterk negativ respons (dvs. forsvinner) etter sviing, rangert etter species scores fra PRC-analyse (data fra 5 lyngheilokaliteter fra Hordaland til Sør-Trøndelag, i fattige lyngheier, n=344). Arter med høy negativ verdi (de mest vanlige i moden fase) er mer påvirket enn de med lav negativ verdi. Mer om metode i Velle & Vandvik (2014).

PRC-artsskår	Artsnavn	Vitenskaplig navn
-1,98	Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>
-1,82	Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>
-1,80	Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>
-1,29	Narremose	<i>Pseudoscleropodium purum</i>
-1,18	Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>
-1,12	Kystkransmose	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>
-1,04	Einer	<i>Juniperus communis</i>
-1,03	Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>
-0,85	Storkransmose	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>
-0,81	Engkransmose	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>
-0,63	Mellbær	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>
-0,62	Ribesigd	<i>Dicranum scoparium</i>
-0,55	Matteflette	<i>Hypnum cupressiforme</i>
-0,51	Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>
-0,48	Loppestarr	<i>Carex pulicaris</i>
-0,48	Krusfagermose	<i>Plagiomnium undulatum</i>
-0,32	Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>
-0,31	Storbjørnemose	<i>Polytrichum commune</i>
-0,26	Cladonia sp.	<i>Cladonia sp.</i>
-0,26	Blanksigd	<i>Dicranum majus</i>
-0,25	Fagerperikum	<i>Hypericum pulchrum</i>
-0,18	Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
-0,17	Molte	<i>Rubus chamaemorus</i>
-0,17	Fuglevikke	<i>Vicia cracca</i>
-0,15	Myrsigd	<i>Dicranum undulatum</i>
-0,14	Flette sp.	<i>Hypnum sp.</i>
-0,10	Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>

Etter sviing var det engfrytle, flekkmarihand, bråtestarr, gulaks, sølvbunke, skrubber, kystmyrklegg og tepperot økte mest etter lyngsviing (tabell 3). Generelt sett blir det ledig plass for en rekke nye arter etter lyngsviing, og de første artene som etablerer seg er ofte graminider og urter (Hobbs og Gimingham 1984), men også branntilpassede spesialister slik som brannmoser (Vandvik m. fl. 2005), eller arter med kystlynghei som sitt viktigste leveområde (Velle m. fl. 2014).

Tabell 3. Arter som viser en sterk positiv respons (dvs. etablerer seg) etter sviing, rangert etter species scores fra PRC-analyse (data fra 5 lyngheilokaliteter fra Hordaland til Sør-Trøndelag, i fattige fuktige og tørre lyngheier, n=344). Arter med høy positiv verdi er mer påvirket enn de med lav positiv verdi, og utgjør også de mest vanlige artene i pionerfase. Mer om metode i Velle & Vandvik (2014).

Species scores	Artsnavn	Vitenskapelig navn
0,86	Engfrytle	<i>Luzula multiflora</i>
0,85	Flekkmarihand	<i>Dactylorhiza maculata</i>
0,81	Bråtestarr	<i>Carex pilulifera</i>
0,68	Gulaks	<i>Anthoxantum odoratum</i>
0,64	Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>
0,61	Skrubbær	<i>Cornus suecica</i>
0,54	Kystmyrklegg	<i>Pedicularis sylvatica</i>
0,50	Tepperot	<i>Potentilla erecta</i>
0,49	Heibläfjær	<i>Polygala serpyllifolia</i>
0,45	Legeveronika	<i>Veronica officinalis</i>
0,43	Geitsvingel	<i>Festuca vivipara</i>
0,41	Sigdmose	<i>Dicranum sp.</i>
0,41	Blåklokke	<i>Campanula rotundifolia</i>
0,41	Kornstarr	<i>Carex panicea</i>
0,37	Hundekvein	<i>Agrostis canina</i>
0,35	Skogstjerne	<i>Trientalis europaea</i>
0,34	Engsyre	<i>Rumex acetosa ssp. acetosa</i>
0,33	Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>
0,28	Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>
0,25	Kystmaure	<i>Galium saxatile</i>
0,24	Tiriltunge	<i>Lotus corniculatus</i>
0,20	Sveve sp.	<i>Hieracium sp.</i>
0,19	Einstape	<i>Pteridium aquilinum</i>
0,17	Slåtestarr	<i>Carex nigra ssp. nigra</i>
0,17	Skogfiol	<i>Viola riviniana</i>
0,17	Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>
0,15	Øyentrøst sp.	<i>Euphrasia sp.</i>
0,15	Krypvier	<i>Salix repens</i>
0,12	Einerbjørnemose	<i>Polytrichum juniperinum</i>



I moden fase (før sviing) var vegetasjonsdekket i studieområdene dominert av røsslyng (Figur 5). Etter sviing startet gjenveksten av vegetasjon, og røsslyng etablerte seg gradvis (Figur 6-8). Røsslyngen regenererte vegetativt fra rotskudd allerede første år og spirte fra frø første høst etter sviing. Dette var lett å registrere i felt i løpet av andre sommer etter sviing.



Figur 5. Kystlynghei (fattig tørrhei) i moden fase før lyngsviing på Lygra. Vegetasjons-sammensetningen er dominert av røsslyng. Foto: Liv Guri Velle



Figur 6. Første sommer (4 mnd.) etter lyngsviing i mars samme år. Arter som tepperot, bråtestarr og rotskudd fra røsslyng har etablert seg. Foto: Liv Guri Velle





Figur 7. Andre sommer (16 mnd.) etter lyngsviing. Røsslyngen har nå etablert seg mer i vegetasjonsdekket, både i fra rotskudd og fra frøspirer. Foto: Liv Guri Velle



Figur 8. Tredje sommer (28 mnd.) etter lyngsviing. Røsslyng og tepperot er de to vanligste artene. Foto: Liv Guri Velle

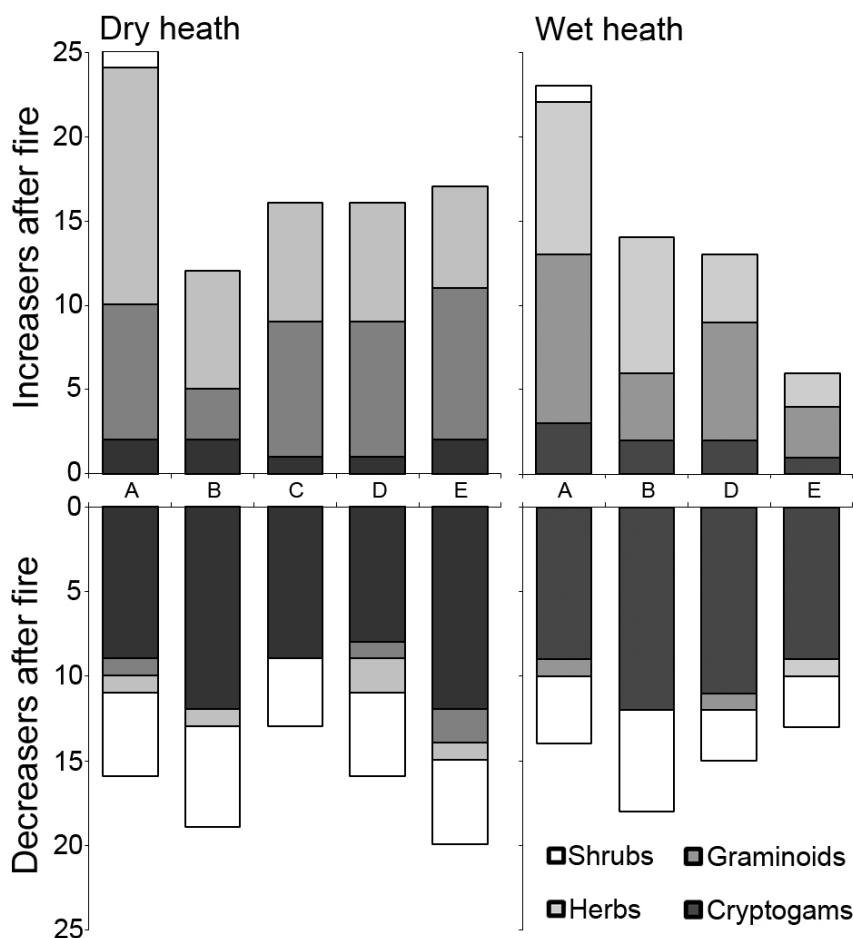
Litteratur viser at gjennom byggefasen reduseres mengden av pionerarter til fordel for et stadig høyere dekke av røsslyng og arter som er vanlige i moden fase (Gimingham 1972). I degenererende fase øker omfanget av gjengroingsarter, som diskutert i kapittel 6 «indirekte indikator – gjengroing med trær».

#### 4.2.2 Indikatorer knyttet til nord-sør gradienten

I det regionale datasettet, ble det vist at hvert av de to endepunktene langs den geografiske gradienten hadde om lag 60 % av artene sine til felles (DCA, diagram ikke vist). Geografi forklarte 27,4 % av den totale variasjonen i datasettet (RDA), mens den totale effekten av lyngsviing forklarte 25.9 % av variasjonen (PRC) (Velle & Vandvik 2014).

Det var ikke noe geografisk mønster i antall arter som gikk ut etter sviing (figur 9), noe som viser at sviingen var effektiv i å fjerne store deler av vegetasjonen lang hele gradienten i både fukthei og tørrhei. Av antall arter som ble etablert etter sviing, var det et høyere antall i sør, og artsantallet avtok nordover. Dette geografiske mønsteret var særlig tydelig i fuktheia (figur 9).

Ved å gå mer i detalj i forhold til de geografiske mønstrene i datasettet, fant vi at vegetasjonssammensetningen etter sviing forandret seg både i forhold til habitattype (fukthei og tørrhei) og plassering langs nord-sør gradienten (tabell 4). Noen av artene som økte etter sviinga, var ikke tilstede før sviinga som for eksempel sølvbunke, heibläfjær, kornstarr og flekkmarihand. På lokalitetene med de lengste tidsseriene så vi også at antall arter etter sviing først steg og for deretter å avta. Dette skyldes at røsslyngen økte i dekning, og begynte å konkurrere ut de andre artene (figur 3, Velle m.fl. 2014). Blant artene som ble etablert i pionerfasen, var noen arter som har kystlyngheiene som sitt viktigste levested; kystmaure, kystgriseøre og heibläfjær.



Figur 9. Antall arter som øker (increasers) og minker (decreasers) etter lyngsviing gjennom en treårsperiode basert på PRC analyse, akse 1 (species scores  $>|0.1|$ ) i fattig fukthei og tørrhei. Artene er kategorisert i funksjonelle grupper: kryptogamer (moser, lav og bregner), graminoider, urter og forvede arter (lyng, busker). A=Lurekalven (Lindås, Hordaland); B=Aursnes (Ulstein, Møre og Romsdal); C=Nerlandsøy (Herøy, Møre og Romsdal); D=Kuli/Lamøya (Smøla, Møre og Romsdal); E=Tarva (Bjugn, Sør-Trøndelag). Hentet fra Velle & Vandvik (2014).

Tabell 4. Liste over arter som øker og minker etter sviing i fattig fuktnei og tørrhei langs en geografisk gradient på 470 km i nord-sør retning. Artene er funnet ved 'multipatt' i 'indicspecies' pakken i R. Arter med signifikant positiv respons ( $p < 0.5$ ) etter sviing er oppgitt. Følgende antall år etter sviing har blitt samlet for de ulike lokalitetene (A-F): A = 4 år; B = 5 år; C & D = 3 år; E = 7 år (år 3 mangler); F = 2 år. Innen lokalitet A–D: n = 10 plott per habitat per år; i E: n = 16 i tørr hei og n = 12 i våt hei per år og i F: n = 6 i begge habitattypene per år \* = art er tilstede før sviing. For flere detaljer Velle m.fl. 2014.

a) Arter som minker etter sviing i fattig tørr hei:

Vitenskapelig navn	Artsnavn	A	B	C	D	E	F
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	*		*	*2	*	*
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Melbær	*2	*123		*1	*1	*
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	*24	*	*	*	*	*
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	*1234	*12345	*123	*123	*12	*12
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd		*1				
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	*	*1	*	*	*12456	*1
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling		*	*123	*1	*124567	*1
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	*1234	*12345	*123	*123	*124567	*12
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heiflette	*1234	*12345	*123	*123	*12456	*12
<i>Juniperus communis</i>	Einer	*	*	*123	*123	*	
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle				*	*2	*
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	*1234	*12345	*123	*1	*	*
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose	*1	*				
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Narremose	*1234	*145	*123	*	*124567	
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Heigråmose			*		*15	*
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose	*1	*145	*	*	*124567	*
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Engkransmose	*	*		*	*124567	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose					*124567	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær					*126	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	*123	*1		*	*	*1

b) Arter som øker etter sviing i fattig tørr hei:

Vitenskapelig navn	Artsnavn	A	B	C	D	E	F
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	*34		*123	*		
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	*34		*	*	*5	*
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	*1234	*		*23	*5	
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	*	*2345	*	*	*	*
<i>Bryum</i> sp.	Vrangmose sp.					4	
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklukke	*4					
<i>Carex panicea</i>	Kornstarr			*3	*	*	*
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	*	345	23	*123	*124567	
<i>Cirsium vulgare</i>	Vegtistel					1	
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmariland			123	*	*	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke			23			
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmose	2	*	*		4	
<i>Euphrasia</i> sp.	Øyentrøst sp.					*5	*
<i>Festuca vivipara</i>	Geitsvingel	*34			*		
<i>Galium saxatile</i>	Kystmaure	*4					
<i>Hypochoeris radicata</i>	Kystgrisøre	2					
<i>Leontodon autumnalis</i>	Følblom	3					
<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle	*12			123	*	*
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Vanl. kystmyrklegg	23					
<i>Pogonatum urnigerum</i>	Vegkrukkemose					4	
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke					6	
<i>Polygala serpyllifolia</i>	Heibläfjær		2345	23			
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose	*	*			*4	
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	*1	*4	*23	*23	*	*
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	*		3		*	*
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronica					6	

c) Arter som minker etter sviing i fattig fuktig hei:

Vitenskapelig navn	Artsnavn	A	B	C	D	E	F
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Mellbær	*	*1				
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	*1234	*12345		*123	*124567	*12
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	*	*1		*12	*14	*12
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling		*1		*12	*124567	*
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	*1234	*12345		*123	*	*12
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heiflette	*1	*12345		*123	*124567	*12
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	*1					
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	*1234	*12345		*12	*	*12
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose	*1			*		
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Narremose	*1234	*		*1		
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse						*12
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose	*1	*1		*	*124567	*
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Engkransmose	*			*23	*12457	*
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose					*124567	
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte					*17	*
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjørneskjegg	*23	*		*		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	*			*	*	*1
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	*12	*		*	*	*1



d) Arter som øker etter sviing i fattig fuktig hei:

Vitenskapelig navn	Artsnavn	A	B	C	D	E	F
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	*3	*345				
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	*1					
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	*1234			3		
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	*	*2345		*23	*	*
<i>Bryum</i> sp.	Vrangmose sp.					*4	
<i>Carex nigra</i>	Slåttestarr	*1			*	*	*
<i>Carex panicea</i>	Kornstarr	34					
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	*	*2345		3		
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmarihand	2	12345				
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	*1234	*		*	*	*
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmose	*	*			4	
<i>Erica tetralix</i>	Klokkelyng	*	*5				
<i>Festuca vivipara</i>	Geitsvingel	*1234	*				
<i>Hieracium</i> sp.	Sveve sp.	*	1				
<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle	*1234			*3		
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	*	2345				
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Vanl. kystmyrklegg	23					
<i>Polygala serpyllifolia</i>	Heibläkfær		*2345				
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose	*	*		23	*	
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	*	*234		*	*	
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre					67	
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	12	12345		*	*	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	*2			*	*	*
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	*	*		*3	*	*

Artene som fremheves som vanlige i det regionale datasettet fra Velle (2012), deler en rekke viktige arter med det andre trekker frem som viktige arter i kystlyngheia i Norge. Semb & Nedkvitne (1957) nevner disse artene som typiske fellesarter for kystlynghei: røsslyng, hundkvein, bergkvein, kornstarr, bråtestarr, knegras, smyle, krekling, engfrytle, blåtopp, tepperot, småbjønnskjegg, storbjønnskjegg, skogstjerne, blokkebær, tyttebær, ribbesigd, etasjemose, heiflette, blåmose, engkransmose og reinlav-arter. Nilsen m. fl. (2009) trekker frem disse artene som typiske kystlyngheiarter: røsslyng, blåbær, blokkebær, tyttebær, krekling, mjølbær, engkvein, gulaks,

smyle, kornstarr, bråtestarr, tepperot, skrubbe, blåklukke, legeveronika, gullris, tiriltunge, heiflette, etasjemose og cladonia-arter.

Resultatene fra det regionale datasettet representerer en lang, men avgrenset, biogeografisk gradient. Heiene sør for Hordaland og data nord for Nord-Trøndelag mangler. Basert på ekspertvurderinger fra L.S. Nilsen, I.E. Måren og O. Pedersen og deres tilgang på data, trekkes det frem en rekke karakteriserende arter for kystlyngheiarter i sør, vest og nord. For sørlandet nevner de følgende arter som karakteriserende i tillegg til røsslyng: blodstorkenebb, dvergsmyle, fagerperikum, firtann, gjeldkarve, gulmaure, klokkesøte, krekling, krypvier, kystmaure, marehalm, rødsvingel, sandkarse, sandskjegg, sandstarr og tiriltunge. I vest (fra Rogaland til Møre og Romsdal): bjønnekam, brannmose, fagerperikum, heiblärfjør, heifrytle, heisiv, heiskjeggmose, heistarr, irsk myrklegg, klokkelyng, kystmaure, kystmyrklegg, lyngøyentrøst, nipdraugmose, purpurlyng, torvsåtemose og vestlandsvikke. I nord (Trøndelagsfylkene og Nordland): dvergbjørk, engkvein, greplyng, krekling, mjølbær, molte, rypebær, rødsvingel, slåttestarr, tepperot, torvull. I de rike heiene i nord nevnes: blåstarr, fjellfrøstjerne, hårstarr, reinrose, rødflangre, stortveblad, svarttopp, vill-lin og vårmarihand.

#### 4.2.3 Indikatorer knyttet til nitrogenberikelse

Kystlyngheiene er i stor grad utviklet på næringsfattig og surt substrat, og artssammen-settningen er ansett å være lett påvirket av økte nitrogenverdier (Fremstad 1992). Tålegrensen for kystlynghei har blitt satt fra 1000-2000 mg N/m<sup>2</sup>/år, og lynghei på Sørlandet, Rogaland og Hordaland har vært utsatt for overskredet tålegrense (Aarrestad & Stabbetorp 2010).

Flere nye studier viser at kystlyngheiene i stor grad påvirkes av nitrogentilførsel, både gjennom eksperimentelle gjødslingsforsøk og fra feltundersøkelser (Maskell m. fl. 2010, Southon m. fl. 2013, Jones & Power 2015). Generelt finner man at artsdiversiteten i kystlynghei reduseres med økende temperatur og nitrogennedfall, og at mengden av nitrofile arter øker med økende N-nivå (Southon m. fl. 2013). Endringene i biodiversiteten er påvist langs geografiske- og klimatiske gradienter, og gjør at man forventer at tilsvarende endringer vil inntre i hele det Europeiske utbredelsesområdet av kystlynghei hvor økning i nitrogennedfall er registrert (Southon m. fl. 2013).

I en omfattende studie av Maskell m. fl. (2010) i Storbritannia fremgår det at det er blomstrende urter og moser som i stor grad går ut med økende nitrogentilførsel. Dette er kystlyngheiarter som er assosiert med lave nitrogentåleverdier, og som dermed er ømfintlige for nitrogenendringer. I kystlynghei nevnes følgende arter som nitrogen-ømfintlige; etasjemose, blåklukke, fagerperikum, fioler sp., flekkmarihand og storblårfjær (Maskell m. fl. 2010). I kystlyngheiene er også økende nitrogen knyttet til økende vegetasjonshøyde, og en økning av mengden av høye arter slik som blåtopp, røsslyng og blåbær, fører til at skyggeintolerante arter i bunnsjiktet reduseres, for eksempel etasjemose som er en vanlig mose i kystlynghei (Maskell m. fl. 2010).

Flere undersøkelser har vist at røsslyngen kan holde på sin dominerende posisjon til tross for økende nitrogentilførsel, så lenge arten ikke blir stresset (Aerts & Bobbink 1999, Alonso m. fl. 2001). Men dersom røsslyngen utsettes for skjøtsel, noe som er en forutsetning for at ikke naturtypen skal gro igjen, kan røsslyngen reduseres i omfang. Ved røsslyngreduksjon forventes det frigjøring av nisjer til fordel for nitrogenelskende arter som blåtopp og smyle (Heil & Diemont 1983).

### 4.3 Oppsummering: Foreslåtte indikatorer

Vi har kommet med forslag til flere potensielle indikatorer enn det en kan forvente vil kunne inkluderes i en revidering og videreutvikling av naturindeks, men mener også at det er viktig å synliggjøre aktuelle indikatorer basert på den kunnskapen som foreligger.

På bakgrunn av det regionale datasettet med arter som i er vanlige i moden fase og i pionerfase (tabell 2 og 3), har vi trukket frem de artene vi anser for å være viktigst og som kvalifiserer til å være kandidater som indikatorarter (tabell 5).

Tabell 5. Karakteristiske arter i pionerfase og moden fase i kystlynghei.

<b>Pionerfase</b>	<b>Modenfase</b>
Engfrytle	Røsslyng
Flekkmarihånd	Etasjemose
Bråtestarr	Heiflette
Gulaks	Narremose
Sølvbunke	Kransmoser
Skrubbær	Einer
Kystmyrklegg	Krekling
Tepperot	

Noen arter er vanlige i kystlyngheia uavhengig av hvor man befinner seg langs den geografiske gradienten. Dette er typiske mengdearter hvor forholdet mellom artene varierer alt etter hvilke utforming av naturtypen man er innenfor. Vi har på bakgrunn av tilgjengelige data trukket frem det vi anser for å være de mest vanlige artene i kystlyngheia («generelle» arter Tabell 6).

I tillegg har en rekke karakteristiske arter for de ulike geografiske regionene, her inndelt i sør, vest og nord blitt trukket frem (Tabell 6). Dette er arter som er regionsspesifikke i den forstand at de er nokså vanlige eller bare finnes innen sin region, og ikke ansett som vanlige eller er fraværende i de andre regionene. Utvelgelsen av disse artene er basert delvis på det regionale datasettet i tillegg til og ekspertvurderinger.

Tabell 6. Karakteristiske arter i i hele utbredelsesområdet til kystlynghei «Generelle», og arter som er typiske innen hver av tre regioner (sør, vest, nord), der sistnevnte er delt i rik og fattig hei.

Generelle*	Sør	Vest	Nord (fattig)	Nord (rik)
Røsslyng	Blodstorkenebb	Bjønnkam	Dvergbjørk	Blåstarr
Krekling	Dvergsmyle	Heiblåfjær	Greplyng	Fjellfrøstjerne
Melbær	Fagerperikum	Heifrytle	Krekling	Hårstarr
Tyttbær	Firtann	Heisiv	Mjølbær	Reinrose
Heiflette	Gjeldkarve	Heiskjeggmose	Molte	Rødflangre
Etasjemose	Gulmaure	Heistarr	Rypebær	Stortveblad
Bråtestarr	Klokkesøte	Kystmaure	Slåttestarr	Svarttopp
Kornstarr	Kystmaure	Kystmyrklegg	Torvull	Vill-lin
Slåttestarr	Krekling	Purpurlyng		Vårmarihand
Smyle	Krypvier	Vestlandsvikke		
	Rødsvingel			
	Tiriltunge			

\* De genrelle artene finnes i hver av de tre regionene, men lyngartenes dekning avtar sterkt i de rikste vegetasjonsutformingene sammenlignet med de fattigere utformingene.

Kystlyngheiene er generelt sett fattige system, og ansett for å være ømtålige for økende nitrogennedfall. Flere studier har de siste årene vist at artsmangfoldet reduseres i kystlynghei med nitrogentilførsel fra nedbør. En rekke av artene som har blitt sterkt redusert i Storbritannia, er også vanlige arter i norsk kystlynghei, og forventes å bli redusert i omfang både her og ellers i atlantisk lynghei med verdier over kystlyngheiene nitrogentolegrense (tabell 7). Noen arter har gjennom flere studier blitt vist til å ha en særlig positiv respons av nitrogen i kystlynghei, disse er også tatt med (tabell 7).

Tabell 7. Arter som forventes å minke og øke i kystlynghei over tålegrensen for nitrogen.

Reduseres med nitrogen	Øker med nitrogen
Etasjemose	Blåtopp
Blåklokke	Smyle
Fagerperikum	
Fioler sp.	
Flekkmarihand	
Blåfjær sp.	

## 5 INDIREKTE INDIKATOR –GJENGROING MED TRÆR

Etter 1950 har store deler av kystlyngheiene i Norge ikke hatt aktiv skjøtsel i form av lyngbrenning, lyngslått og helårsbeite. Resultatet er store områder dominert av gammel røsslyng og gjengroing. I utviklingen av Naturindeks for Norge; Åpent lavland er det en utfordring at det finnes lite data tilgjengelig for å kvantifisere den endringen som har skjedd. For Naturindeks, vil gjengroings-tilstand være relevant som indirekte indikator for å beskrive endringene i kystlynghei. Det finnes imidlertid ingen data på hvor stor andel av kystlyngheiene som er under gjengroing.

Når skjøtselen opphører vil røsslyngen bli gammel og forvedet og gå inn i degenerasjonsfasen, og gjengroing med busker og trær tiltar (figur 1). De vanligste gjengroingsartene er furu, bjørk, rogn, osp og einer. Hvor fort gjengroingen skjer avhenger av avstand til frøkilder (særlig plantefelt) og klimatiske forhold som vind og temperatur. Gjengroingen går ofte saktere mot nord og i vindeksponerte områder ytterst på kysten (Kaland og Kvamme 2013). Gjengroingen starter ofte i lesider og forsengkninger hvor det bedre mikroklima enn på vindutsatte topper i lyngheia (Moen m.fl. 2006). Det er typisk at trær og busker sprer seg sakte innover i heia fra forsengkningene. Gradvis vil det etableres mer og mer trær og en suksesjonen mot skog dersom skjøtselen er opphørt. Tilstedeværelse av plantefelt i eller i nærheten av kystlyngheiene øker også sannsynligheten for gjengroing. Mange plantefelt langs kysten har nådd en alder hvor de produserer store mengder frø som ofte etablerer seg i kystlynghei (Vikane m.fl. 2013) (figur 10, 14).

Konsekvenser av gjengroing i kystlynghei er tap av biologisk mangfold og forringelse av viktige økosystem tjenester som beitekvalitet, kulturarv, tradisjonell økologisk kunnskap, estetikk (utsikt) og tilgjengelige arealer for friluftsliv. I tillegg vil faren for ukontrollerte branner øke (Kaland og Kvamme 2013).

Lokaliteter med kystlynghei dekker ofte flere km<sup>2</sup> store arealer. Det er derfor ressursbesparende å bruke flyfoto som datagrunnlag i kartlegging av gjengroing sammenlignet med feltarbeid. Ved bruk av flyfoto er det også mulig å kartlegge ulike tidsperioder parallelt dersom det finnes flyfoto for ulike årstall innen samme lokalitet og dermed studere den historiske utviklingen av områdene. I dette prosjektet vil vi derfor benytte flyfoto som datagrunnlag for å kvantifisere gjengroing i kystlynghei.

### 5.1 Metode

#### 5.1.1 Utvalg av lokaliteter

Kartlegging av kystlynghei gjennom feltundersøkelser vil ofte overse gjengrodd kystlynghei. Den blir i mange tilfeller definert som skog dersom gjengroingen har kommet langt. En gjengrodd kystlynghei vil heller ikke bli prioritert kartlagt ettersom den har lav verdi ifølge verdisseting i DN håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Dersom man tar utgangspunkt Naturbase eller andre databaser med nyere arealdata, kan man risikere å ikke fange opp areal som allerede er gjengrodd. For å kvantifisere gjengroing av kystlynghei i dette prosjektet var vi derfor avhengig av historiske kilder som avgrensner kystlynghei lokaliteter.

I dette prosjektet valgte vi ut lokaliteter beskrevet som kystlynghei i rapportene «Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare» (Fremstad m. fl.1991) og «Vern og skjøtsel av kysthei i Rogaland» (Steinnes 1988). Rapportene inneholder til sammen beskrivelse av 104



lokaliteter med kystlynghei i fylkene Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag. I begge rapportene er lokaliteter med kystlynghei beskrevet ut i fra vegetasjon, beliggenhet, verneverdi og avgrenset på kart. Det ble gjort et stratifisert utvalg av lokaliteter innenfor hvert fylke. Kun lokaliteter hvor det fantes historiske flyfoto i perioden 1950 til 1979 ble valgt. Til sammen ble 38 lokaliteter valgt ut og undersøkt i prosjektet (tabell 8, figur 11).

I rapportene Fremstad m.fl. (1991) og Steinnes (1988) er det avgrenset kystlyngheilandskap opprinnelig for å kunne vurdere områdene for vern. Dette betyr at de fleste lokaliteter består av en mosaikk av naturtyper som myr, strandeng og bart berg, men hvor kystlynghei dominerer. Det var ikke mulig å ut fra rapportene å skille ut enkelte naturtyper. Derfor var det gjengroing i kystlyngheilandskapet som ble studert i dette prosjektet og ikke kun innen hovednaturtypen kystlynghei som definert i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015a).

a)



b)



c)

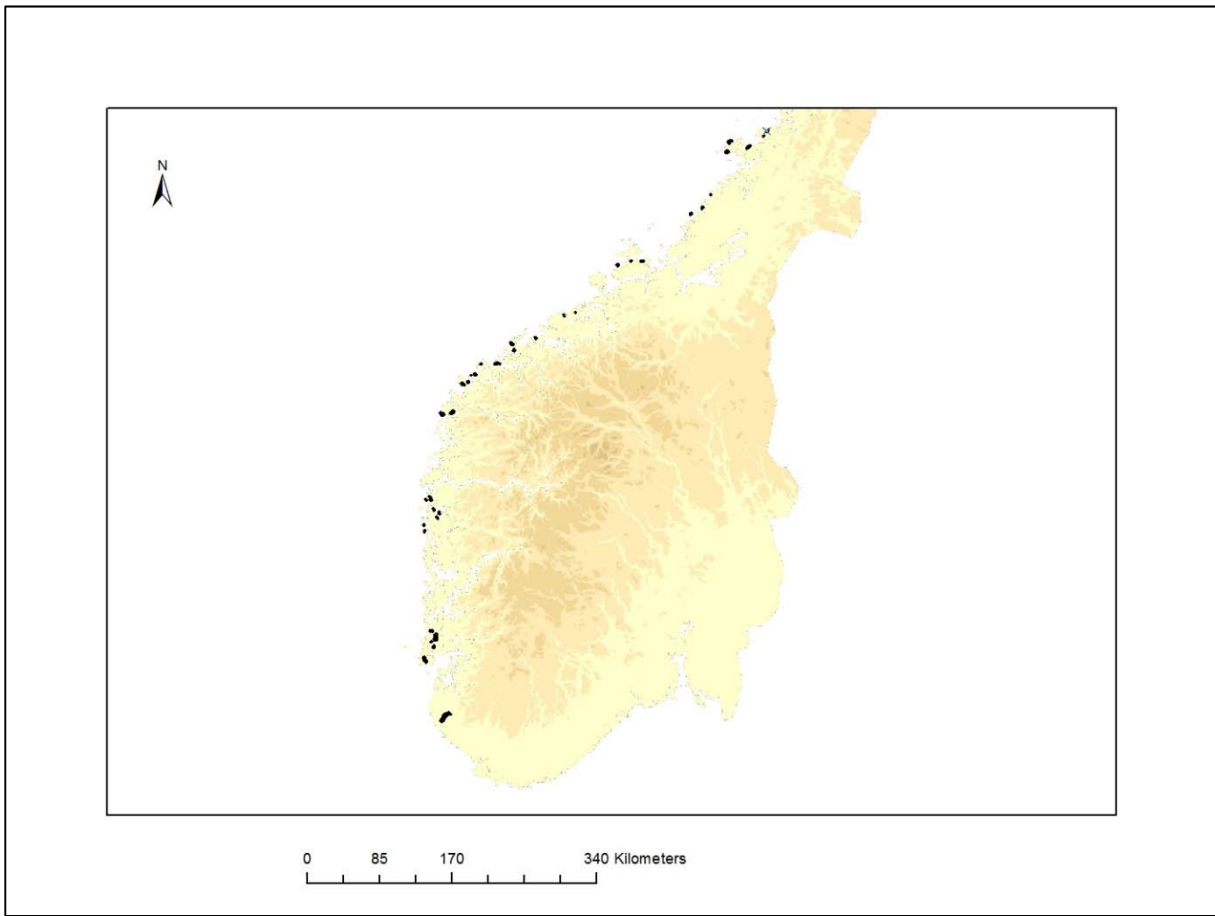


d)



Figur 10. Eksempler på ulike former for gjengroing i kystlynghei. a) spredning av bartrær fra plantefelt inn i kystlynghei (Lauvøya, Vikna kommune), b) begynnende gjengroing i forsenkninger (Håven, Vikna kommune), c) gjengroing med krypende einer (Børøya, Roan kommune), d) gjengroing med bjørk på et seint stadium hvor også høydedrag har tresjikt (Kjeksvika, Nærøy kommune). Foto: Line Johansen/NIBIO.





Figur 11. Utbredelse av utvalgte lokaliteter. Kartgrunnlag: Norge Digital

Tabell 8. Utvalgte lokaliteter

<b>Fylke</b>	<b>Kommune</b>	<b>Lokalitetsnavn</b>	<b>Referanse</b>
<b>Rogaland</b>	Time/Hå	Synesvarden	Steinnes 1988
<b>Rogaland</b>	Time/Hå	Litlamoss-holm	Steinnes 1988
<b>Rogaland</b>	Karmøy	Geithaug	Steinnes 1988
<b>Rogaland</b>	Karmøy	Ørpetveit	Steinnes 1988
<b>Rogaland</b>	Tysvær	Hauge	Steinnes 1988
<b>Rogaland</b>	Tysvær	Stakkastad og Valhest	Steinnes 1988
<b>Hordaland</b>	Sveio	Tveitfjellet	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Sveio	Rognavatnet	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Lindås	Lurøykalven-Lygra	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Lindås	Verås	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Øygarden	Blomøy	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Øygarden	Tjeldstø	Fremstad m.fl. 1991
<b>Hordaland</b>	Austrheim	Bakkøy-Fonnes	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sogn og Fjordane</b>	Gulen	Røytinga	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sogn og Fjordane</b>	Bremanger	Frøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sogn og Fjordane</b>	Bremanger	Skarstein	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sogn og Fjordane</b>	Selje	Revjehornet	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sogn og Fjordane</b>	Selje	Hoddevik	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Sande	Riste	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Sande	Sandsøy, Rinden	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Ulstein	Flø	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Haram	Terøy	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Haram	Bjørnøy	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Haram	Lepsøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Eide	Sandblåstvågen-	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Midtsund	Otrøy, Raknes	Fremstad m.fl. 1991
<b>Møre og Romsdal</b>	Herøy	Nerlandsøy	Fremstad m.fl. 1991
<b>Nord-Trøndelag</b>	Leka	Madsøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Nord-Trøndelag</b>	Leka	Skeisneset	Fremstad m.fl. 1991
<b>Nord-Trøndelag</b>	Vikna	Lauvøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Nord-Trøndelag</b>	Vikna	Håven	Fremstad m.fl. 1991
<b>Nord-Trøndelag</b>	Vikna	Kalvøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Hitra	Burøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Hitra	Skjelalandet	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Hitra	Dolmøya-vest	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Roan	Allmenningen	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Roan	Børøya	Fremstad m.fl. 1991
<b>Sør-Trøndelag</b>	Osen	Sætervika	Fremstad m.fl. 1991

### 5.1.2 Forundersøkelse

Det ble utført befaringer i felt i seks lokaliteter beskrevet i Fremstad m.fl. (1991) sommeren 2013. Fire lokaliteter (Håven, Hitra, Hitra, Lauvøya) er med i utvalget av lokaliteter i prosjektet (tabell 8). Abelvær og Arnøyvatnet i Nærøy kommune ble også befart, men ikke inkludert i utvalget pga manglende historiske flyfoto. Målsettingen med feltarbeidet var å bli kjent med områdene, vurdere om det var mulig å skille ut ulike stadier av røsslyng fra flyfoto, og estimere dekning busk- og tresjikt fra flyfoto. Feltarbeidet ble utført for å gi et erfaringsgrunnlag for vurderinger i det videre arbeidet med flyfototolkning. Det var ikke ressurser til å besøke flere lokaliteter.

Feltarbeidet viste at det ikke var mulig å skille ut de ulike stadiene av lyngheisyklusen fra flyfoto. Vi fant at det var mulig å skille ut helt nye sviflater fra flyfoto og dermed pionerfasen i lyngheisyklusen. Etter et par år er dekningen av vegetasjon så høy at de ulike fasene struktur på flyfoto blir lik. Det var også vanskelig å skille busksjikt dekning på flyfoto sammenlignet med felt. Einer er en viktig art i gjengroende kystlynghei. Denne arten er ofte teppedannende og vokse i mosaikker innimellom lyngartene (figur 10). Dette var ikke mulig å identifisere fra flyfoto. Det var ikke mulig fra flyfoto å skille ut busker fra flyfoto uten bruk av feltvalidering.

Det var enklere å estimere dekning av tresjikt fra flyfoto enn ved feltarbeid. I feltarbeidet var det ofte utfordrende å få oversikt over områdene på en god nok måte for å estimere dekning av tresjikt. Det er vist at ved kvantifisering av gjengroing med trær i semi-naturlige eng er det stor korrelasjon mellom registreringer i felt og fra flyfoto (Norderhaug m.fl. 2012).

På bakgrunn av erfaringer fra feltarbeidet ble det besluttet å kun kvantifisere tresjiktdekningen fra flyfoto og ikke busksjikt. Det er i dette prosjektet derfor kun kvantifisert gjengroing med trær. Gjengroingen i kystlynghei starter ofte med etablering av lave busker. Det betyr at det er bare den siste delen av gjengroingssuksessjonen som blir studert.

### 5.1.3 Kvantifisering av gjengroing fra flyfoto

For å kvantifisere gjengroing ble det tolket flyfoto for to tidsperioder for alle lokaliteter basert på de nyeste tilgjengelige flyfoto i farger (2012-2014) og historiske svart hvitt foto fra perioden 1955 til 1979 (vedlegg 2). All digitalisering er gjennomført i ArcMap (Esri ArcMap 10.1). Flyfoto ble tolket i målestokk 1:5000 i 2D og minste avgrensingsenhet var 1000 m<sup>2</sup>.

Tolkingen av flyfoto ble gjennomført i tre trinn:

#### 5.1.3.1 Trinn1: Avgrensing av lokaliteter

Det ble tatt utgangspunkt i de avgrensingene som er beskrevet tidligere (Fremstad m.fl. 1991, Steiness 1988) (tabell 5). Grensene ble justert dersom det var overlapp med andre naturtyper registrert i Naturbase. Basert på info fra AR5 ble arealer med vann tatt ut for å få bedre arealstatistikk. Myr (fra AR5) ble ikke tatt ut som polygon da overganger mellom myr og fukthei ikke blir fanget opp ved bruk av fjernmåling. De fleste polygoner med kystlynghei i Naturbase er blitt oppdatert og kvalitetssikret i 2014 gjennom prosjektet "Kvalitetssikring av arealgrenser kystlynghei" gjennomført av NIBIO på oppdrag for Miljødirektoratet. Det ble tatt hensyn til nye avgrensinger dersom de førte til en mer presis avgrensing og at områder med gjengroing ikke ble ekskludert.

### 5.1.3.2 Trinn2: Avgrensing av gjengroingsklasser

Gjengroing med trær ble kvantifisert etter en firegradig skala (tabell 9) som ble utviklet spesielt for formålet med prosjektet. Det ble tatt utgangspunkt i nigradig måleskala A9 i NIN 2.0 som benyttes til blant annet registrering av % dekning av tresjikt (Halvorsen m.fl. 2015b) (Vedlegg 4). Denne skalaen ble vurdert som for detaljert for formålet i prosjektet og trinnene ble derfor gruppert i fire gjengroingsklasser som vist i tabell 9.

Tabell 9. Beskrivelse av fire gjengroingsklasser for kystlynghei med prosent dekning av tresjikt og hva dette tilsvarer i måleskala A9 i NIN 2.0.

Klasse	Beskrivelse	Dekning av tresjikt (%)	Måleskala A9 (NIN 2.0)
1	Åpen kystlynghei, men enkelttrær kan forekomme	0	0
2	Spredt forekomst av trær, ofte i forsenkninger	0-6,25	1-2
3	Spredt fordelt med trær i hele lyngheia	6,25-25	2-3
4	Tett med trær i hele lyngheia	25-100	4-8

Innenfor hver lokalitet ble det vurdert hvilken gjengroingsklasser som var tilstede og disse ble avgrenset som polygon. Det ble benyttet hjelpefigurer til vurdering av dekningen av tresjikt (Vedlegg 1). Vi kunne finne flere polygoner for hver klasse innenfor hver lokalitet. Dette ble utført for både historiske flyfoto og nye flyfoto noe som betyr at hvert polygon får definert en gjengroingsklasse fra historiske flyfoto og en gjengroingsklasse fra nye flyfoto.

### 5.1.3.3 Trinn 3: Avgrensing av inngrep

Fysiske inngrep og utbygging som var mulig å identifisere fra flyfoto ble avgrenset som egne polygoner.

Areal for alle polygoner ble beregnet og arealstatistikk utregnet.

## 5.2 Resultater

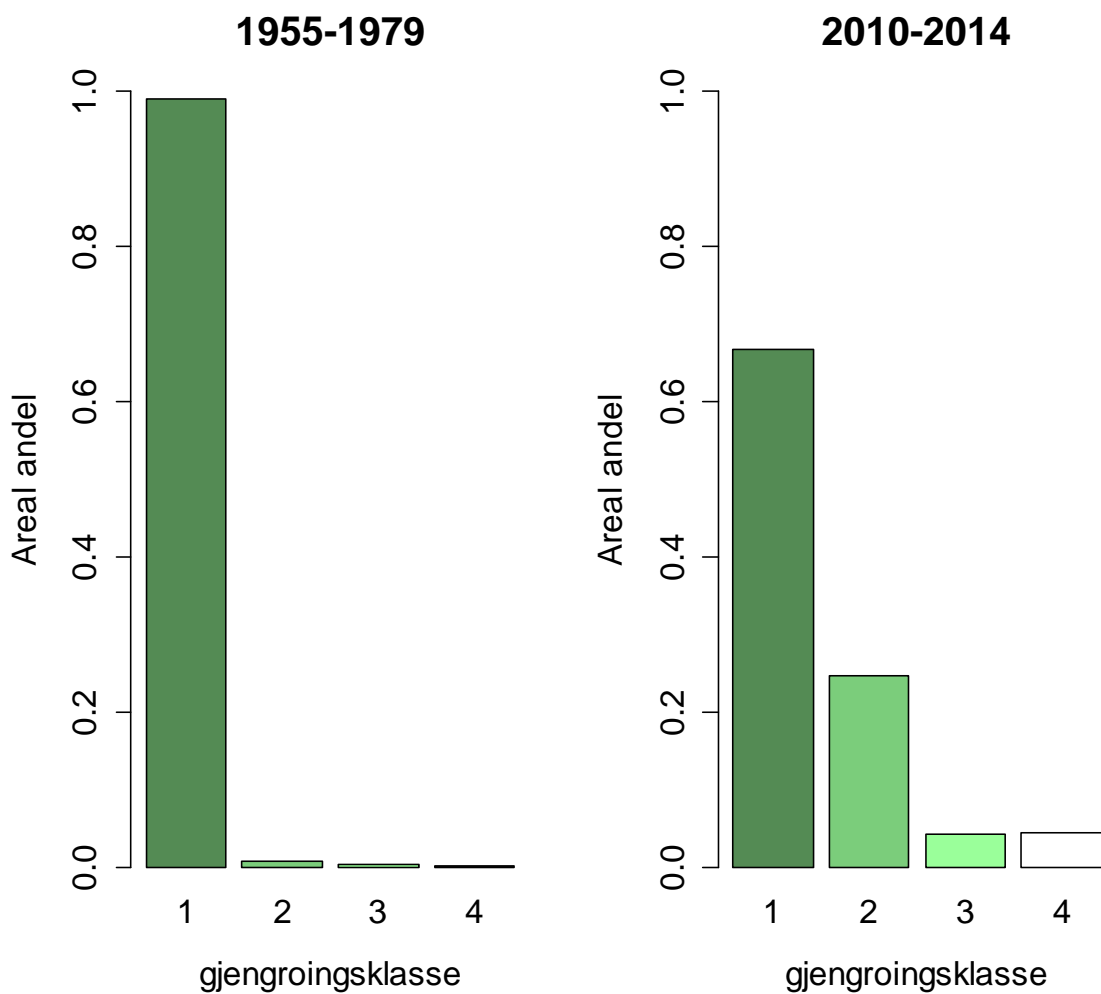
Totalt ble 174,04 km<sup>2</sup> tolket fra flyfoto. 0,3 km<sup>2</sup> av arealet hadde blitt utbygget i løpet av perioden mellom de to flyfotoflyvningene (1955-1979 til 2012-2014). Dette var inngrep som hus/boligfelt, vei, parkering og masseuttak. Det betyr at 173,74 km<sup>2</sup> av arealet ble tolket for gjengroing av tresjikt i de to tidsperiodene 1955-1979 og 2010-2014 (tabell 10). Det var variasjon i både antall lokaliteter og totalt areal som ble analysert i hvert fylke. I Rogaland var det største arealet vurdert mens det i Hordaland og Sør-Trøndelag var langt mindre areal som ble vurdert. Hovedårsaken til dette var at lokaliteter i Rogaland var veldig store sammenlignet med lokaliteter i de andre fylkene.

Tabell 10. Sommert areal (km<sup>2</sup>) for alle polygoner innen hver gjengroingsklasse på fylkesnivå og totalt. Data er fra tolking av flyfoto fra periodene 1955-1979 (historiske) og 2010-2014 (nye). Gjengroingsklassene tilsvarer 1: Åpen kystlynghei men enkelttrær kan forekomme, 2: Spredt forekomst av trær, ofte i forsenkninger, dekning tresjikt 0-6,25%, 3: Spredt fordelt med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 6,25-25%, 4: tett med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 25-100%.

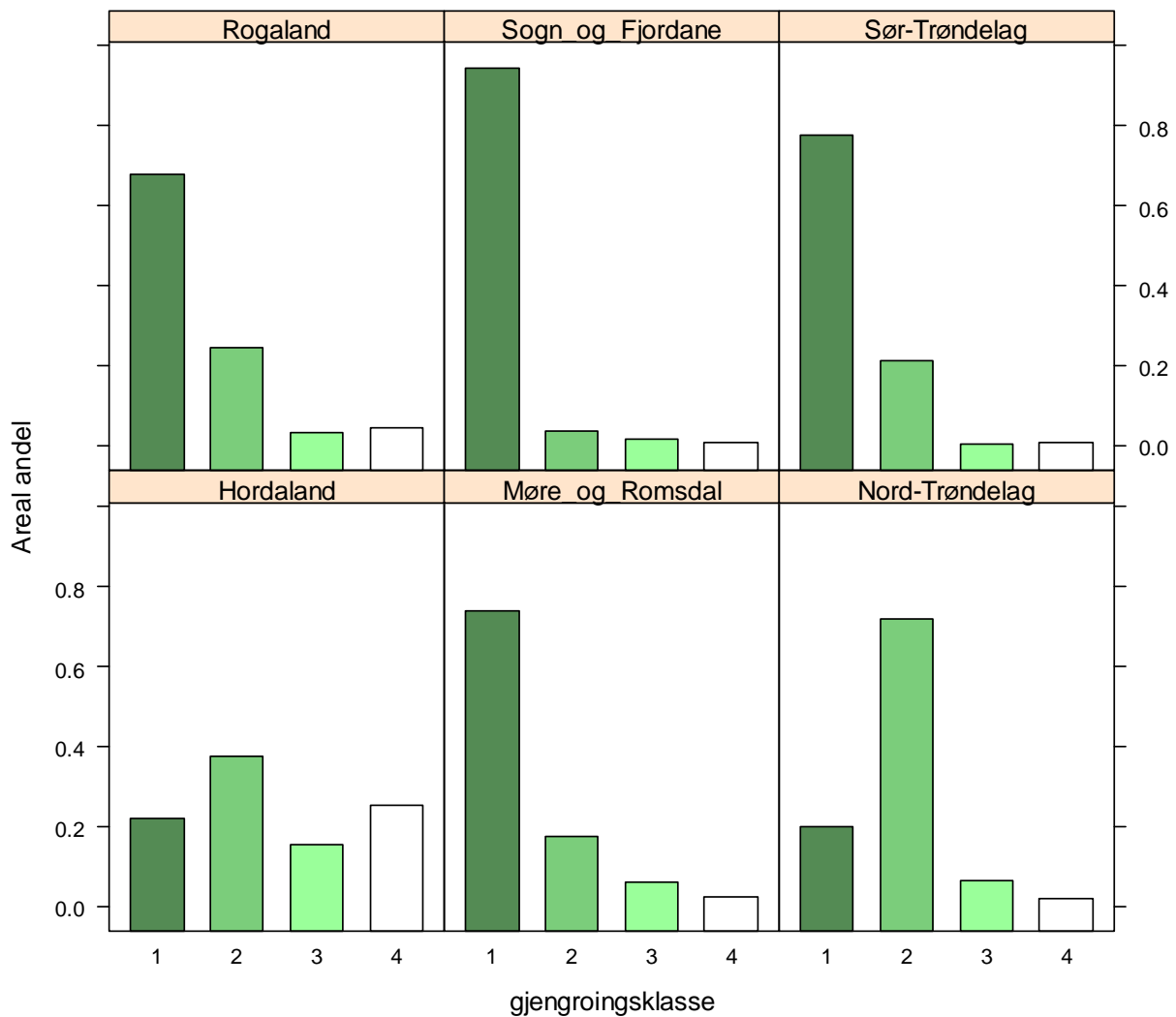
Fylke	Gjengroingsklasse				Totalt
	1	2	3	4	
<b>Nye flyfoto:</b>					
Hordaland	2,817	4,806	1,968	3,263	12,854
Møre og Romsdal	15,667	3,726	1,282	0,521	21,181
Nord-Trøndelag	3,785	13,633	1,178	0,375	18,971
Rogaland	44,745	16,123	2,233	2,979	66,08
Sogn og Fjordane	37,541	1,383	0,556	0,252	39,732
Sør-Trøndelag	10,744	2,949	0,023	0,095	13,81
Totalt	116,397	42,62	7,24	7,484	172,628
<b>Historiske flyfoto:</b>					
Hordaland	12,587	0,002	0,216	0,049	12,854
Møre og Romsdal	20,691	0,413	0,039	0,052	21,181
Nord-Trøndelag	18,343	0,614	0,014	0	18,971
Rogaland	65,982	0,043	0,004	0,051	66,08
Sogn og Fjordane	39,441	0,085	0,206	0	39,732
Sør-Trøndelag	13,74	0	0,052	0,018	13,81
Totalt	171,884	1,156	0,53	0,171	172,628

Historiske flyfoto hadde en vesentlig større andel areal uten tresjikt sammenlignet med nye flyfoto. 67% av arealet som ble vurdert fra nye flyfoto var uten tresjiktdekning og i gjengroingsklasse 1. 24,5% av arealet var i gjengroingsklasse 2, og 4 % i gjengroingsklasse 3 og 4. Dette betyr at 32,5 % av arealet var under gjengroing med tresjikt (figur 12). Det var noe regionale forskjeller mellom fylkene i andel areal innen hver gjengroingsklasse. Den største delen av arealet var uten tresjikt i alle fylker utenom Hordaland og Nord-Trøndelag. Hordaland og Nord-Trøndelag hadde derimot den størst andel av arealet innenfor gjengroingsklasse 2 (figur 13). Bortsett fra de to fylkene med stort areal i gjengroingsklasse 2, indikerer ikke resultatene regionale trender i fordelingen av gjengroingsklasser.





Figur 12. Areal andel av gjengroingsklasser tolket fra flyfoto fra periodene 1955-1979 og 2010-2014. Gjengroingsklassene tilsvarer 1: Åpen kystlynghei men enkelttrær kan forekomme, 2: Spredt forekomst av trær, ofte i forsenkninger, dekning trejsikt 0-6,25%, 3: Spredt fordelt med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 6,25-25%, 4: tett med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 25-100%.



Figur 13. Areal andel av jengroingsklasser per fylke, tolket fra flyfoto fra periodene 2010-2014. Gjengroingsklassene tilsvarer 1: Åpen kystlynghei men enkelttrær kan forekomme, 2: Spredt forekomst av trær, ofte i forsenkninger, dekning tresjikt 0-6,25%, 3: Spredt fordelt med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 6,25-25%, 4: tett med trær i hele lyngheia, dekning tresjikt 25-100%.



Figur 14. Spredning av trær fra plantefelt inn i kystlynghei på Frøya, Bremanger kommune (Sogn og Fjordane). Svart hvitt foto viser plantefeltet i 1968 før spredningen har startet mens fargefoto viser situasjonen i 2013 etter at spredningen er godt i gang.

## 5.3 Diskusjon

### 5.3.1 Bruk av flyfoto som datakilde

Erfaringer fra prosjektet tilsier at flyfoto kan benyttes til å kvantifisere de sene stadiene av gjengroing i kystlynghei. Flyfoto gir ikke grunnlag for å identifisere den første fasen med gjengroing med busker før tresjikt er etablert gitt den teknologien og kvaliteten på flyfoto som var tilgjengelig i dette prosjektet. Tolking av flyfoto viste at omtrent 1/3 av arealet med kystlynghei var under gjengroing med tresjikt. Ettersom bare tresjikt og ikke busksjiktet ble avgrenset på flyfoto, så kan vi anta at ett mye større areal totalt er under gjengroing med busksjikt. Data fra flyfototolking vil derfor underestimere omfanget av den totale gjengroingen.

Gjengroing i kystlynghei er en prosess som går sakte og over flere tiår. Det er derfor behov for data over lange perioder for å kvantifisere den endringen som skjer. Dette er mulig ved bruk av flyfoto dersom det finnes foto for ulike tidsperioder. I Nasjonalt program for omløpsfotografering blir hele landet fotografert i regelmessige intervaller på 5-10 år. Dette er intervaller som kan egne seg som for overvåkning av tresjikt i kystlynghei.

Det er benyttet RGB foto som er en del av omløpsfotograferinga og tilgjengelig på Norge i Bilder. Infrarøde (IR) flyfoto ble ikke benyttet da det var tilgjengelig for en mindre del av lokaliteter. Bruk av IR flyfoto kan imidlertid bidra til en mer presis kartlegging. Infra røde (IR) bilder er særlig nyttig da det er mulig å skille mellom flere miljøforhold som vanskelig lar seg identifisere på farge/svart hvitt bilder (Ihse 2007). Ved bruk av farge, mønster, struktur og fargetetthet kan man for eksempel skille mellom ulike grader av fuktighets-forhold, vekstformer (lyng, graminider/urter, trær) og naturtyper. På IR bilder kan man for eksempel effektivt skille mellom løvtrær som er rødfarget og barskog som er brun/ purpurfarget (Ihse 2007, Sickel og Norderhaug 2004). IR flyfoto er brukt i NILS-programmet i Sverige (Nasjonalt program for inventering av landskap i Sverige) og er også anbefalt i overvåkning av semi-naturlig eng i Norge (Wehn m.fl. 2015).

Det er i dette prosjektet ikke gjennomført en feltvalidering av data fra flyfototolking. Det er imidlertid vist fra tidligere prosjekter i semi-naturlig eng at det er en stor korrelasjon

mellom registreringer av tresjiktstetthet (fra NiN 1.0) og gjengroingstilstand (fra NiN 1.0) registrert i felt og ved flyfototolking (Norderhaug m.fl. 2012). For overvåking av semi-naturlig eng er det anbefalt å benytte en kombinasjon av feltarbeid og fjernmålingsdata for å oppnå presis og effektiv metodikk (Wehn m.fl. 2015). Det er behov for å utvikle et metodeopplegg for overvåking av kystlynghei der både flyfototolking og feltarbeid inngår, og der resultatene fra tolking av flyfoto blir kalibrert og validert gjennom kontroller i felt. Det bør testes ut hvilke variabler som kan registreres i felt og hva som egner seg til å registrere ved bruk av fjernmålingsdata og hvordan disse to metodikkene kan kombineres.

### 5.3.2 Gjengroingsarter

Når gjengroingen starter vil de lyskrevende artene i lyngheier bli utkonkurrert og erstattet av mer skyggetålende gjengroingsarter. Det er regionale forskjeller i landet hvor fort gjengroinga skjer og hvilke arter som invaderer lyngheiene. Gunstig klima i sør og nitrogenernedfall gjør at gjengroingen går raskere enn i nord. Som andre steder i landet er typiske gjengroingsarter einer og bjørk, men i tillegg er eik vanlig. Fremmede arter som sitkagran, høstberberis, mispelarter og gyvel er også vanlige gjengroingsarter. På Vestlandet er bregnen einstape en vanlig gjengroingsart som kan dekke store arealer og etter hvert utkonkurrere røsslyng. I nord (Trøndelag og Nordland) er typiske gjengroingsarter einer, bjørk, ørevier, osp og rogn (Nilsen m.fl. 2009).

Ved bruk av RGB flyfoto er det ikke mulig å identifisere hvilken trearter som invaderer kystlynghei. Kunnskap om artssammensetningen av busker og trær er relevant da dette kan si noe om skjøtsel og bruk av lyngheier. Einer og ørevier er naturlige i kystlynghei i små mengder. En del busker og trær kan også være en fordel i lyngheiene da de kan fungere som beiteplanter for utegangersau. Både ørevier og rogn er attraktive beiteplanter og stor dekning av disse kan indikere lavt beitetrykk.

### 5.3.3 Gjengroingsklasser/trinn

I NiN 2.0 tilsvarer tilstandsvariablene Rask suksesjon (7RA) gjengroing (tabell 11) (Halvorsen m.fl. 2015b). I følge definisjonene i NiN 2.0 så er det artssammensetningen som avgjør hvilket trinn man er på i tilstandsvariabelen. I semi-naturlig eng vil det være en endring i artssammensetningen av urter og gras i en brakkleggingsfase (Kielland-Lund m.fl. 1999). I kystlynghei er det derimot en endring i stadiene av røsslyngen (figur 1) i en brakkleggingsfase. Når lyngen degenerer vil det etter hvert etableres et busk og tresjikt. Fra flyfoto er det ikke mulig å si noe om artssammensetningen annet enn om den inkluderer tresjikt og i noen tilfeller et busksjikt. Ved bruk av flyfoto er det dermed ikke mulig å identifisere areal i brakkleggingsfasen, men kun sein og tidlig gjenvekstsuksesjonsfase slik det er definert i NiN 2.0. Grunnet dette ble ikke «Rask suksesjon» benyttet som variabel i flyfototolkingen, men det ble derimot definert nye gjengroingsklasser som var mulige å kvantifisere fra flyfoto (tabell 9).

Tabell 11. Rask gjenvvekstsuksesjon (7RA) i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng (NIN 2.0) (Halvorsen m.fl. 2015b).

T	Trinnbetegnelse	Beskrivelse
1	Intakt semi-naturlig mark	Semi-naturlig eng, strandeng, kystlynghei eller våteng som brukes på en måte som opprettholder ekstensivt hevdpreg
2	Brakkleggingsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; artssammensetningen er vesentlig mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden
3	Tidlig gjenvvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; artssammensetningen er mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden
4	Sein gjenvvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; artssammensetningen er mer lik ettersuksesjonstilstanden enn arealer i aktiv bruk
∞	Ettersuksesjonstilstand	Artssammensetningen kan ikke skilles fra sammenliknbare natursystemer på naturmark og systemet har nådd en endringstakt som ikke lengre er vesentlig raskere og/eller har klarere «retning» enn disse natursystemene

#### 5.3.4 Gjengroingstilstand som indikator i Naturindeks

I Naturindeks for Norge er «tilstand kystlynghei» en indirekte indikator innenfor Åpent lavland som er basert på ekspertvurderinger og ikke data. Indikatoren baserer seg på gjenværende andel verdifull arealer av kystlynghei innen en kommune. Med verdifulle arealer menes arealer av kystlynghei som fortsatt har karakteristisk preg i form av et nokså åpent heipreget landskap, lyngdominans, og en øvrig artssammensetning som ikke har blitt forringet på grunn av gjengroing eller gjødsling (Fremstad 1997, Direktoratet for Naturforvaltning 2010). Andel arealer med gjengroing av tresjikt som har blitt beregnet i dette prosjektet, kan i denne sammenhengen inngå som en del av kunnskapsgrunnlaget for ekspertvurderinger av denne indikatoren. Alternativt så kan man utvikle en ny indikator i Naturindeks for Norge som omhandler gjengroing i kystlynghei noe som bidrar til en mer direkte tilknytning mellom tilstand, data og indikatorverdi.

#### 5.4 Oppsummering og konklusjon

Ca 1/3 av de studerte områdene av kystlyngheilandskap var under gjengroing med tresjikt, og andelen av de ulike gjengroingstilstandene veksler mellom fylkene. Dette prosjektet er et av få som kvantifiserer endringer som har skjedd i kystlynghei over et tidsperspektiv på flere tiår på en nokså stor målestokk. Data fra flyfototolking er viktige for å studere utviklingen av gjengroing med tresjikt i kystlynghei over tid. Det er imidlertid begrensinger med metodikken når det gjelder å kvantifisere de tidligste gjengroingsstadiene i kystlynghei, da er befarig i felt nødvendig. Til tross for dette er flyfototolking et effektivt og ressursbesparende verktøy for å kvantifisere og overvåke senere gjengroingsklasser i kystlynghei. Vi anbefaler at gjengroing inngår som kunnskapsgrunnlag for åpent lavland i en ny versjon av Naturindeks for Norge (Nybø 2010).



## 6 EKSISTERENDE PROGRAMMER SOM KAN LEVERE KYSTLYNGHEIDATA TIL NATURINDEKS

### 6.1 Handlingsplan for kystlynghei

Kongen i statsråd vedtok 07.05.2015 at kystlynghei har status som utvalgt naturtype etter naturmangfoldloven (NorskLovtidene 2015). Dette betyr at det skal iverksettes en handlingsplan for å sikre naturtypen (Naturmangfoldloven). I denne forbindelse er det utarbeidet et utkast for faggrunnlag for kystlynghei (Miljødirektoratet) og en beskrivelse av kunnskapsstatus for kystlynghei i Norge og av 23 foreslåtte referanseområder (Kaland og Kvamme 2013). Arbeidet med handlingsplan for kystlynghei har imidlertid allerede startet i mange fylker. I handlingsplan for kystlynghei er det et mål at det skal være aktiv drift i 1/3 av alle A-områder i Norge innen 2017 (Miljødirektoratet). Med A-områder menes svært viktige områder som er særlig godt skjøttede kystlyngheier, velutviklede utforminger med dominans av purpurlyng og/eller forekomst av sjeldne arter og/eller truede vegetasjonstyper og kystlyngheier som inngår i større "helhetlige kulturlandskap" (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Gjennom handlingsplanarbeidet blir lokaliteter undersøkt i felt, avgrenset og det blir skrevet en skjøtselsplan som inkluderer en avtale mellom bruker og forvaltningsmyndighet (Fylkesmannen). Gjennom dette arbeidet blir data samlet inn av mange ulike konsulentfirmaer og forskningsinstitusjoner i Norge. Alle skjøtselsplaner skal oppdateres periodevis og dette gir en mulighet til å kunne samle inn data med jevne mellomrom som er relevante for Naturindeks som oppdateres hvert 5 år.

For at data fra handlingsplanarbeid skal kunne brukes i Naturindeks er det viktig at datainnsamlingen er standardisert og inngår i en database som er søkbar. Skjøtselsplanene utformes etter en bestemt mal som er i skjemaform slik at alle er i samme format (vedlegg 3). I første del av malen inngår «egenskaper for Naturbase» etterfulgt av «område-beskrivelse» og selve «skjøtselsplanen». Skjøtselsplanen i sin helhet blir lagt ut som pdf-fil i Naturbase men det er kun den første delen med «egenskaper for Naturbase» som er søkbar og dermed kan benyttes som datagrunnlag for Naturindeks. «Områdebeskrivelsen» inngår også som en del av Naturbase men denne er ikke standardisert slik som «egenskaper for Naturbase» og inneholder dermed tekststrenger som kan inneholde ulik informasjon. Her kan det finnes informasjon som kan være relevant men det er en uoverkommelig oppgave å lese gjennom områdebeskrivelse for alle lokaliteter for å samle inn et datagrunnlag til anvendelse i Naturindeksarbeidet.

I delen «egenskaper for Naturbase» skal det registreres blant annet verdi, påvirknings-faktorer, tilstand/hevd og bruk som binomiske verdier (1/0). Alle disse variablene er relevant som kunnskapsgrunnlag for indikatoren «tilstand kystlynghei» innen åpent lavland. Under tilstand/hevd skal det registreres om lokaliteten er gjengrodd eller ikke men det er ikke noe krav til kvantifisering av graden av gjengroing. Dersom det var inkludert dekning av busk/tresjikt så hadde det vært mulig å beregne endringer i gjengroing i hver lokalitet over tid. Arealer med gjengroing bør også digitaliseres på kart. Under beskrivelse av dagens bruk av områdene skal det blant annet registreres om det er beite eller sviing men her er det heller ingen gradering av faktorene. For å estimere endringer burde det vært registrert blant annet antall brannflater, alderen på

brannflatene, dekning av død lyng og dekning av de ulike stadiene i lyngheisyklusen. Dette er informasjon som kan finnes i selve «skjøtselsplanen» men denne delen er ikke søkbar og informasjon der er dermed lite tilgjengelig.

I skjøtselsplanen er en av de siste punktene «oppfølging – behov for å registrere spesifikke artsgrupper». Her er det muligheter for å inkludere registrering av forekomst og fravær av de indikatorarter som inngår i Naturindeks. Dette bør da være en liste med definerte arter som kan oppdateres dersom indikatorutvalget endres i Naturindeks. Det er imidlertid behov for metodeutvikling for hvordan en slik datainnsamling skal foregå.

I ekspertvurderinger til indikatoren «tilstand kystlynghei» ble det lagt til grunn ulike former for data. Naturbase og skjøtselsplaner fra Handlingsplan for kystlynghei er en av de viktigste datakildene (Direktoratet for Naturforvaltning 2010). Det er imidlertid en stor mangel i registreringer av tilstand/hevd og bruk. En av de viktigste tiltaket for at data fra handlingsplanarbeidet kan benyttes som datagrunnlag for Naturindeks er derfor at det blir obligatorisk at alle felter i «egenskaper for Naturbase» blir fylt ut.

## 6.2 Natur i Norge (NiN) kartlegging

I April 2015 ble NiN 2.0 lansert av Artsdatabanken og er det rammeverket som skal benyttes for å kartlegge natur i Norge. Systemet består av typeinndeling, lokale miljøvariabler og et beskrivelsessystem (Halvorsen m. fl. 2015a). Målet med NiN 2.0 er å beskrive all variasjonen i Norsk naturen og er derfor veldig godt egnet som rammeverk for å registrere data som kan benyttes i Naturindeks. Det er utarbeidet en veileder som beskriver hvordan NiN skal benyttes i kartlegging (Bryn og Halvorsen 2015). Systemet er operasjonalisert til flere målestokker for å kunne tilpasses forskjellige framdrifts- og kvalitetsbehov som ulike kartleggingsprosjekter vil ha. For Kystlynghei (og alle andre hovednaturtyper) er det listet opp et sett med standard variabler i beskrivelsessystemet som skal registreres ved kartlegging i de ulike målestokkene (tabell 12) (Bryn og Halvorsen 2015). Variabler som kan være relevante for datagrunnlag for Naturindeks bør registreres ved alle målestokker slik at sammenlignbare data kan etableres uavhengig av målsettingen med kartleggingen. Variabler som skal registreres ved alle målestokker og relevante er: hevdintensitet (HI), tresjiktdeknning (1AG-A), busksjiktdeknning (1AG-B), fremmedartsinnslag (7FA), jordbruk: aktuell bruksintensitet (7JB-BA) og rask suksesjon (7RA-SJ).

Normalt skal ikke variabler fra beskrivelsessystemet gi opphav til egne polygoner, men dette kan gjøres for utvalgte variabler. Som datagrunnlag til Naturindeks er det relevant å kunne areal bestemme enkelte av variablene i beskrivelsessystemet for å kunne studere endringer over tid. Dette gjelder særlig tresjiktdeknning, busksjiktdeknning og rask suksesjons som kan være indikatorer for gjengroing.

Tabell 12. Standard variabler fra beskrivelsessystemet i NIN 2.0 for de ulike målestokkområdene som skal benyttes ved kartlegging av kystlynghei (Bryn og Halvorsen 2015).

Kode	Variabel Navn	Målestokk				
		1:500	1:2500	1:5000	1:10000	1:20000
BK	Berggrunn med avvikende kjemisk sammensetning	X	X	X	X	X
HI	Hevdintensitet	X	X	X	X	X
1AG-A-0	Artsgruppesammensetning: Tresjiktsdekning	X	X	X	X	
1AG-A-E	Artsgruppesammensetning: Tresjiktsdekning Dekning av overstandere	X	X	X		
1AG-A-G	Artsgruppesammensetning: Tresjiktsdekning Dekning av gjenvekstrær	X	X	X		
1AG-B	Busksjiktdekning	X	X	X	X	X
1AR-A	Relativ del- artsgruppesammensetning: Relativ sammensetning av tresjiktet	X	X	X		
4NB-BK	Nakent berg i jorddekt natursystem: bergknausforekomst		X	X		
4NB-BV	Nakent berg i jorddekt natursystem: bergveggforekomst		X	X		
7FA	Fremmedartsinnslag	X	X	X		
7JB-BA	Jordbruk: aktuell bruksintensitet	X	X	X	X	X
7JB-BD	Jordbruk: beitedyr	X	X	X		
7JB-BT	Jordbruk: beitetrykk	X	X	X		
7JB-BR	Jordbruk: brenning	X	X	X		
7JB-GJ	Jordbruk: gjødsling	X	X	X		
7JB-SI	Jordbruk: slåtteinntensitet	X	X	X		
7RA-SJ	Rask suksesjon	X	X	X	X	X

Gjennom NiN 2.0 vil det forekomme oversikter over arter som definerer og avgrenser grunntypene innen en hovedtype. Disse artene kan benyttes i felt for å avgrense grunntyper fra hverandre. Det er ingen krav i kartleggingsmetodikken at disse artene skal registreres i felt, men det er muligheter i systemet for å registrere arter i tilknytning til naturtypekartleggingen (Bryn og Halvorsen 2015). Artsregistreringer kan også spesifikt inngå som en del av kartleggingsoppdraget. Å kombinere registrering av indikatorarter relevante for Naturindeks i NiN kartleggingsoppdrag kan være en kostandeffektiv metode å samle inn data. Det er imidlertid nødvendig å utvikle en metodikk for hvordan en slik datainnsamling skal foregå.

Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) startet i 2011 basiskartlegging av utvalgte verneområder i Norge etter NiN systemet. Mange kystlynghei lokaliteter ligger i verneområder langs kysten. De er ofte ikke i utgangspunktet vernet pga kystlynghei forekomst men har andre verneverdier. Kystlynghei kan derfor være i ulik grad av gjengroing, og det er kjent at gjengroing langs kysten er en utfordring for mange verneområder. Dette programmet kan også være en viktig kilde til data for indikatorer for kystlynghei.

### 6.3 Konklusjon

Skjøtselsplaner innen Handlingsplan for kystlynghei kan gi relevante data til Naturindeks, men det er behov for en bedre tilpasset skjøtselsplanmal i forhold til dette formålet og at det blir obligatorisk å registrere alle variabler som kan legges inn som søkbare egenskaper i Naturbase.

Utvalgte variabler i beskrivelsessystemet i NiN kan egne seg til å samle inn data om tilstand til kystlynghei i Naturindeks for Norge. I tillegg gir dette systemet rom for å registrere data for arter som også inngår som indikatorer i Naturindeks. Det er imidlertid behov for en metodeutvikling for å etablere en mer spesifikk metodikk til dette formålet.

## REFERANSER

- Aarrestad, P.A. Fremstad, E. Skogen, A. 2001. Kystlyngheivegetasjon. – i Fremstad, E. & Moen. A. Truede vegetasjonstyper i Norge. – Rapport botanisk serie 2001-4.
- Aarrestad, P.A. & Stabbetorp. O.D.2010. Bruk av bioindikatorer til overvåkning av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogenålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge – NINA Rapport 567.
- Aerts, R., & R. Bobbink. 1999. The Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on Vegetation Processes in Terrestrial, Non-Forest Ecosystems. Pages 85-122 in S. Langan, editor. The Impact of Nitrogen Deposition on Natural and Semi-Natural Ecosystems. Springer Netherlands.
- Allard, A. 2007. Instruks for flygbildsinventering vid nationell inventering av landskap i Sverige, NILS. SLU, Institutionen för skoglig ressurshushåldning, Umeå.
- Alonso, I., S. E. Hartley, M. Thurlow. 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science* 12:249-260.
- Aune, B. 1993. Air temperature normals. Normal period 1996-1990., Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Britton, A. J., P. D. Carey, R. J. Pakeman, R. H. Marrs. 2000. A comparison of regeneration dynamics following gap creation at two geographically contrasting heathland sites. *Journal of Applied Ecology* 37:832-844.
- Bryn, A. & Halvorsen, R. 2015. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NIN 2.0. Artsdatabaken, Universitetet i Oslo naturhistorisk museum.
- Calvo, L., R. Tarrega, E. Luis. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 23:81-90.
- Cumming, G., & C. Legg. 1995. Longevity of the *Calluna vulgaris* seedbank determined from a history of lead smelting at leadhills and Wanlockheade, Scotland. Pages 135-139 in D. B. A. Thompson, A. J. Hester, and M. B. Usher, editors. *Heaths and Moorland: Cultural landscapes*. HMSO, Edinburgh.
- Direktoratet for Naturforvaltning 2010. Datagrunnlag for Natuindeks 2010. DN utredning 4-2010.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2.utgave 2006 (oppdatert 2007).
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjonen. En litteraturstudie.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA temahefte 12.
- Fremstad, E. Aarrestad, P.A, Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. – NINA Utredning 029.
- Førland, E. J. 1993. Precipitation normals, normal period 1961-1990. 39/93, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.



- Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.
- Gimingham, C. H. 1978. Calluna and its associated species - some aspects of coexistence in communities. *Vegetatio* 36:179-186.
- Gimingham, C. H. 1987. Harnessing the winds of change - heathland ecology in retrospect and prospect. Presidential address to the British Ecological Society, December 1986. *Journal of Ecology* 75:895-914.
- Gimingham, C. H. 1988. A reappraisal of cyclical processes in Calluna heath. *Vegetatio* 77:61-64.
- Gimingham, C. H. 1994. Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia* 24:615-626.
- Haaland, S. 2002. Fem tusen år med flammer. Det europeiske kystlyngheilandskapet – Vigmostad & Bjørke AS.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015 a. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim (<http://www.artsdatabanken.no/nin>).
- Halvorsen, R. medarbeidere og samarbeidspartnere. 2015 b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået.-Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.0.1): 1-508.
- Heil, G. W., & W. H. Diemont. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53:113-120.
- Hobbs, R. J., & C. H. Gimingham. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. 2. Post-fire vegetation development. *Journal of Ecology* 72:585-610.
- Hobbs, R. J., A. U. Mallik, C. H. Gimingham. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. 3. Vital attributes of the species. *Journal of Ecology* 72:963-976.
- Ihse, M. 2007. Colour infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: A review. *Norsk geografisk tidsskrift* 61:170-191
- Jones, A., & S. Power. 2015. Functional Relationships with N Deposition Differ According to Stand Maturity in Calluna-Dominated Heathland. *AMBIO* 44:131-141.
- Kaland, P.E. & Kvamme, M. Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. Miljødirektoratet rapport M23-2013.
- Killand-Lund, J., Losvik, M.H., Norderhaug, A. 1999 I-Norderhaug, A., Austad, I., Kvamme, M. 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget.
- Kvalvik, M.S., Carlsen, T.H., Johansen, L., Thorvaldsen, P., Dyrhaug, M, Bär, A. 2013. Verdifulle kystlyngheilokaliteter fra Bindal i sør til Rødøy i nord. Bioforsk rapport 8 (156).
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. Det norske samlaget.
- Lindgaard, A., & S. Henriksen. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). LOV-2009-06-19-100

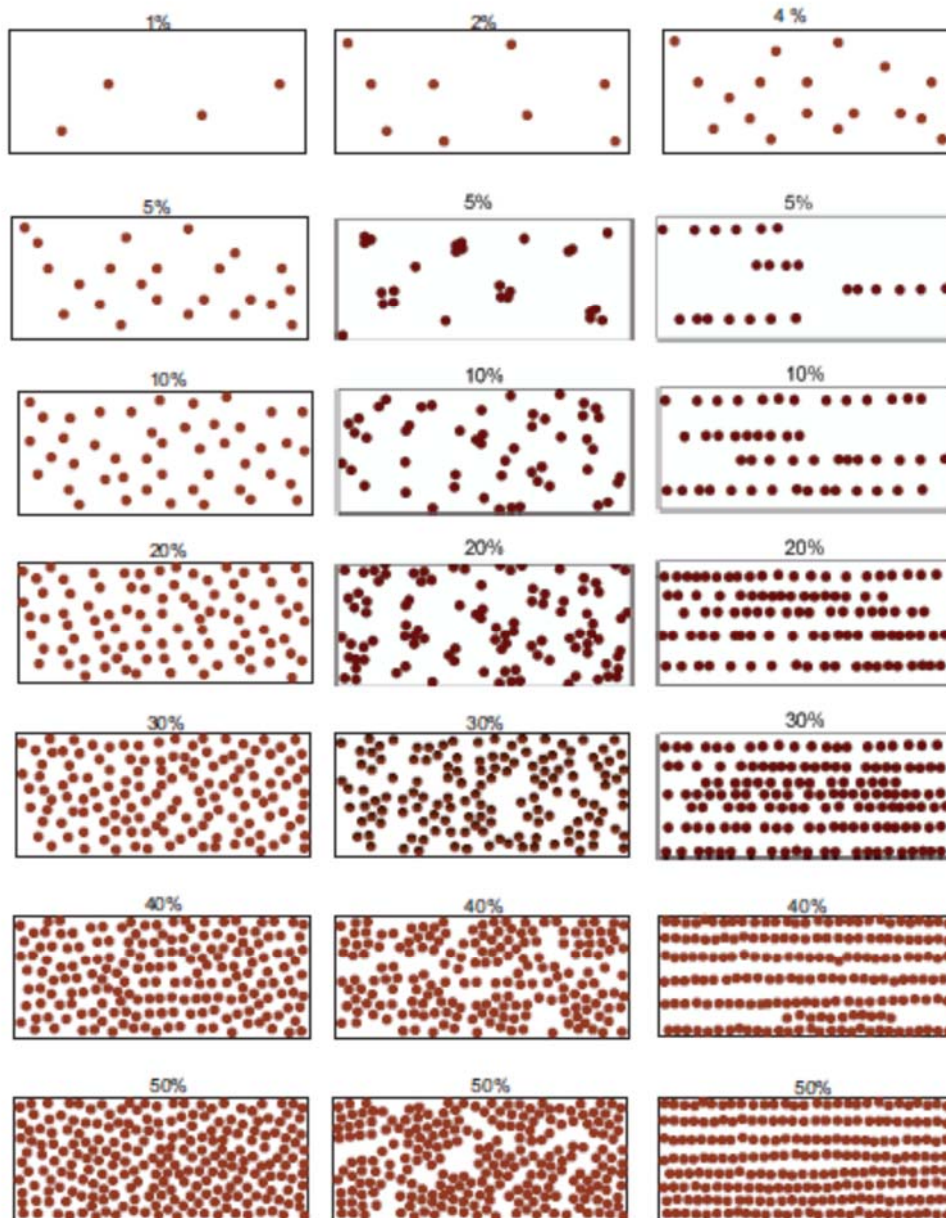
- Mallik, A. U., & C. H. Gimingham. 1985. Ecological effects of heather burning. 2. Effects on seed-germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology* 73:633-644.
- Maskell, L. C., S. M. Smart, J. M. Bullock, K. E. N. Thompson, C. J. Stevens. 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology* 16:671-679.
- Miljødirektoratet. Utkast til faggrunnlag for kystlynghei. Med sikte på utvelgning til utvalgt naturtype. (upublisert)
- Moen, A. 1999. National Atlas of Norway: Vegetation. Norwegian Mapping Authority, Hønefoss.
- Moen, Asbjørn; Nilsen, Liv S.; Aasmundsen, Anne; Oterholm, Alf-Ivar. (2006) Woodland regeneration in a coastal heathland area in central Norway. [Norsk Geografisk Tidsskrift](#). vol. 60.
- Mohamed, B. F., & C. H. Gimingham. 1970. Morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*. *New Phytologist* 69:743-750.
- Måren, I. E., & V. Vandvik. 2009. Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamics of northern heathlands. *Journal of Vegetation Science* 20:871-888.
- Nilsen, L. S., L. Johansen, L. G. Velle. 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Applied Vegetation Science* 8:57-64.
- Nilsen, L. S., I. E. Måren, O. Pedersen. 2009. Fargen er purpur - kystlyngheivegetasjon i Norge. *Naturen* 2:86-93.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. 2011. Kulturmark og boreal hei. I- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabaken, Trondheim.
- Norderhaug, A. Halvorsen, R. Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H, Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks; utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåkning og forvaltning. *Bioforsk Rapport* 7(129).
- Norsk Lovtidende 2015. Forskrift om endring i forskrift 13. mai 2011 nr. 512 om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven.
- Nybø, S. (red). 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010.
- Nybø, S., Pedersen, B., Skarpaas, O. 2012. Naturindeksens økologiske rammeverk; et notat som grunnlag for diskusjon for å få en mer stringent tilnærming til fastsetting av referanseverdi og utvalget av indikatorer. – NINA Notat. 18. Januar 2012.
- Semb, G., & K. Nedkvitne. 1957. Forholdet mellom jord og vegetasjon på Jæren, særlig på lyngmark. *Meld. NLH* 36:1-40.
- Sickel, H & Norderhaug, A. Kartlegging av biologisk mangfold og kulturminner i Svartdal ved bruk av infra røde flyfoto. -53. 2004. Rapport til Fylkesmannen i Telemark, Landbruksavdelingen.
- Sigmond, E. M., M. Gustavson, D. Roberts. 1984. Bedrock map of Norway. Norges geologiske undersøkelse.

- Southon, G. E., C. Field, S. J. M. Caporn, A. J. Britton, S. A. Power. 2013. Nitrogen Deposition Reduces Plant Diversity and Alters Ecosystem Functioning: Field-Scale Evidence from a Nationwide Survey of UK Heathlands. *PLoS ONE* 8.
- Steinnes, A. 1998. Vern og skjøtsel av kystlynghei i Rogaland. – Økoforsk rapport 11.
- Vandvik, V., E. Heegaard, I. E. Maren, P. A. Aarrestad. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *Journal of Applied Ecology* 42:139-149.
- Vandvik, V., J. P. Töpper, Z. Cook, M. I. Daws, E. Heegaard, I. E. Maren, L. G. Velle. 2014. Management-driven evolution in a domesticated ecosystem. *Biology Letters* 10:20131082.
- Velle, L. G. 2012. Fire as a management tool in coastal heathlands: a regional perspective. University of Bergen, Bergen.
- Velle, L. G., L. S. Nilsen, A. Norderhaug, V. Vandvik. 2014. Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands? *Global Change Biology* 20:1429-1440.
- Velle, L. G., L. S. Nilsen, V. Vandvik. 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. *Applied Vegetation Science* 15:119-128.
- Velle, L. G., & V. Vandvik. 2014. Succession after prescribed burning in coastal *Calluna* heathlands along a 340-km latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:546-558.
- Vikane, J.H., Vandvik V., Vetaas, O.R. 2013. Invasion of *Calluna* heath by native and non-native conifers: the role of succession, disturbance and allelopathy. *Plant ecology* 214:975-985.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35:1-22.
- Wehn, S., Johansen, L. Lundemo, S., Hovstad, K.A. 2015. Naturindeks Norge - Videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland: fase 3. Evaluering av metodikk for kartlegging og registrering av biologisk mangfold og miljøvariabler i semi-naturlig eng. NIBIO rapport 1(6).

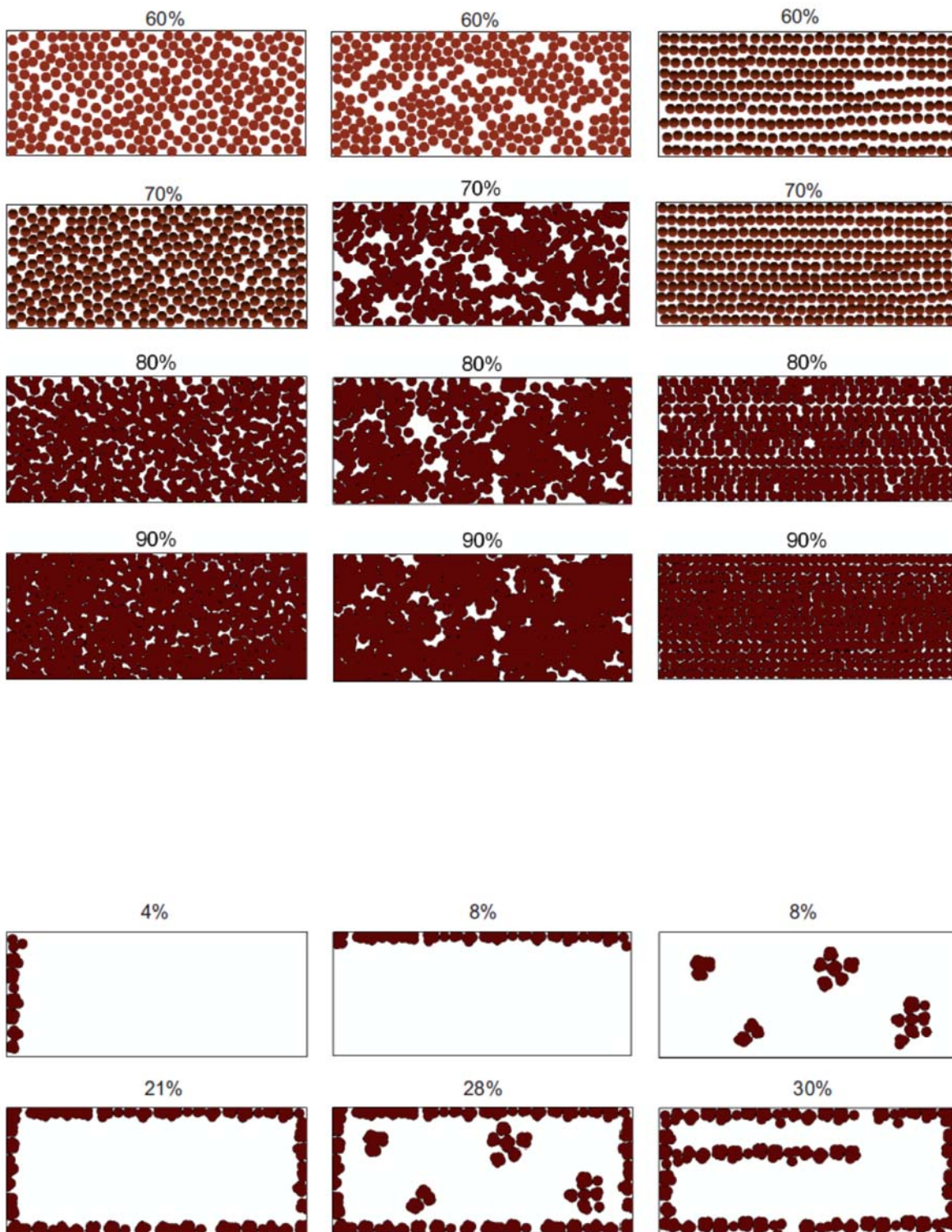
# VEDLEGG

## Vedlegg 1

Hjelpefigur for bestemmelse av dekning av tresjikt (Allard 2007)









## Vedlegg 2

### Historiske bildeserier i svart/hvitt benyttet til flyfototolking

Kommune	Lokalitet	Dekn.nr.	Fotoår	Målestokk/ oppløsning
Time/Hå	Synesvarden	WF 1727	1966	1:15 000
Time/Hå	Litlamos-Holm	WF 1727	1966	1:15 000
Karmøy	Geithaug	WF 0651	1955	1:16 500
Karmøy	Ørpetveit	WF 0651	1955	1:16 500
Tysvær	Hauge	WF 0651	1955	1:16 500
Tysvær	Stakkastad og Valhest	WF 0651	1955	1:16 500
Sveio	Tveitfjellet	WF 0651	1955	1:16 500
Sveio	Rongavatnet	WF 0651	1955	1:16 500
Lindås	Lurøykalven-Lygra	NF-0467	1967	1:15 000
Lindås	Verås	NF-0467	1967	1:15 000
Øygarden	Blomøy	WF-1163	1961	1:10 000
Øygarden	Tjeldstø	WF-1163	1961	1:10 000
Austrheim	Bakkøy-Fonnes	NF-0467	1967	1:15 000
Gulen	Røytingja	WF-3399	1969	1:15 000
Bremanger	Frøya	NF-0686	1969	1:15 000
Bremanger	Skarstein	NF-0686	1969	1:15 000
Selje	Revjehornet	NF-0585	1968	1:15 000
Selje	Hoddevika	NF-0585	1968	1:15 000
Sande	Riste	WF-1659	1965	1:15 000
Sande	Sandsøy, Rinden	WF-1659	1965	1:15 000
Ulstein	Flø	WF-1659	1965	1:15 000
Haram	Terøy	WF-3150	1968	1:15 000
Haram	Bjørnøy	WF-3150	1968	1:15 000
Haram	Lepsøya	WF-3150	1968	1:15 000
Eide	Sandblåsvågen-Gaustadvågen	WF-1115	1960	1:19 000
Midsund	Otrøya, Raknes	WF-3150	1968	1:15 000
Herøy	Nerlandsøy	WF-1659	1965	1:15 000
Leka	Madsøya	FW-6026	1979	1:15 000
Leka	Skeisneset	FW-6026	1979	1:15 000
Vikna	Håven	WF-2209	1961	1:15 000
Vikna	Lauvøya	WF-2209	1961	1:15 000
Vikna	Kalvøya	WF-2209	1961	1:15 000
Hitra	Burøya	WF-1967A	1967	1:15 000
Hitra	Skjelalandet	WF-1967A	1967	1:15 000
Hitra	Dolmøya-vest	WF-1967A	1967	1:15 000
Roan	Allmenningen	FW-3776	1971	1:15 000
Roan	Børøya	FW-3776	1971	1:15 000
Osen	Sætervika	Fw-4055	1972	1:15000

## Vedlegg 3

### Mal for skjøtselsplan for kystlynghei

<b>SØKBARE EGENSKAPER (for Naturbase)</b>									
Navn på lokaliteten				Kommune				Områdenr.	
ID i Naturbase		Registrert i felt av:					Dato:		
Eventuelle tidligere registreringer (år og navn) og andre kilder (skriftlige og muntlige)							Skjøtselsavtale: Inngått år: Utløper år:		
Hovednaturtype:			% andel		Utforminger:			% andel	
Tilleggsnaturtyper:									
Verdi (A, B, C):			Annen dokumentasjon (bilder, belagte arter m.m.)						
Påvirkningsfaktorer (kodeliste i håndbok 13, vedlegg 11)									
Stedkvalitet		Tilstand/Hevd		Bruk (nå):				Vegetasjonstyper:	
< 20 m		God		Slått		Torvtekt			
20 – 50 m		Svak		Beite		Brenning			
50-100 m		Ingen		Pløying		Park/hagestell			
> 100 m		Gjengrodd		Gjødsling					
		Dårlig		Lauving					
<b>OMRÅDEBESKRIVELSE (For Naturbase og som grunnlag for skjøtselsplanen)</b>									
BENNING									
ENHET OG NATURGRUNNLAG:									
TYPER, UTFORMINGER OG VEGETASJONSTYPER									
ANGFOLD:									
TILSTAND OG PÅVIRKNING:									

FREMMEDE ARTER:				
KULTURMINNER:				
SKJØTSEL OG HENSYN				
DEL AV HELHETLIG LANDSKAP:				
VERDIBEGRUNNELSE:				
<b>SKJØTSELSPLAN</b>				
DATO skjøtseleksplan:		UTFORMET AV:		FIRMA:
UTM	Gnr/bnr.	AREAL (nåværende):	AREAL etter evt.restaurering:	Del av verneområde?
Kontakt med grunneier/bruker (ev /informant). Før opp tidsperioder, ev datoer. Navn:			Type kontakt (befaring, tlf, e-post med mer)	
<p>mål for lokaliteten:</p> <p>te delmål:</p> <p>esifikke mål for delområde(r):</p> <p>dsmål arter:</p> <p>Mål for bekjempelse av problemarter/gjengroing:</p>				
AKTUELLE TILTAK:			Prioritering (år)	Ant daa og kostnad/da a
Generelle tiltak:				Kontroll: (Dato)
Aktuelle restaureringstiltak, utover de generelle:				

<p>Aktuelle årlige skjøtselstiltak, utover de generelle:</p>			
<p>UTSTYRSBEHOV:</p>			
<p>OPPFØLGING:</p> <p>Skjøtelsplanen skal evalueres innen, x år:</p> <p>Behov for registrering av spesifikke artsgrupper:</p>			
Tilskudd søkt år:		Søkt til:	
Tilskudd tildelt år:		Tildelt fra:	
<p>Skjøtelsavtale parter:</p>			
<p>ANSVAR:</p> <p>Person(-er) som har ansvar for iverksettelse av skjøtelsplanen.</p>			

## Vedlegg 4

Beskrivelse av måleskala A3-A9 i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015 b).

Andel	> 9/10	3/4 – 9/10	1/2 – 3/4	1/4 – 1/2	1/8 – 1/4	1/16 – 1/8	1/32 – 1/16	0 – 1/32	0
Prosent	> 90	75–90	50–75	25–50	(10) 12,5–25	(5) 6,25–(10) 12,5	(2,5) 3,125–(5) 6,25	0–(2,5) 3,125	0
A3	2		1	0					
A4	3		2	1	0				
A4b	3		2			1	0		
A5	4	3	2	1	0				
A6	5	4	3	2	1	0			
A7	6	5	4	3	2	1	0		
A8	7	6	5	4	3	2	1	0	
A9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Fig. A1–1. Måleskalaer A3–A9 for inndeling av andelsvariabler med angivelse av avkryssingsterskel (nedre grense for angivelse av forekomst). For A8 og A9 er avkryssingsterskelen = 0; det vil si at all forekomst skal registreres som 1 på skalaen. Røde tall viser til tringgrenser på A9-skalaen, som er tilpasset den internasjonale definisjonen av skog med 10 % som viktig grenseverdi (for arealandel innenfor kroneperiferien som skiller tresatte arealer fra ikke-tresatte arealer).





## Notater

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.



Forsidefoto: Line Johansen