



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Modellering av utbredelse og gjengroing av kystlynghei i Norge

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 168 | 2020



Erik Blystad Solbu, Elena Albertsen, Line Johansen
Avdeling for Kulturlandskap og biomangfold

TITTEL/TITLE

Modellering av utbredelse og gjengroing av kystlynghei i Norge

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Erik Blystad Solbu, Elena Albertsen, Line Johansen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
22.01.2021	6/168/2020	Åpen	11369	18/01502
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02710-2	2464-1162	27		

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

M-1577|2019

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Else Marie Løbersli

STIKKORD/KEYWORDS:

Kystlynghei, gjengroing, utbredelse, Naturindeks for Norge, NiN

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Kulturlandskap og Biologisk mangfold

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Kystlynghei er en truet naturtype men det finnes ingen presise arealtall for verken utbredelse eller gjengroing av kystlynghei som fremdeles finnes. I dette prosjektet har vi derfor modellert utbredelse og gjengroing av kystlynghei i Norge. Modellene vil gi et bedre datagrunnlaget for Åpent lavland i Naturindeks for Norge.

Vår utbredelsesmodell bruker miljøvariabler hentet fra arealressurskart og en digital terrengmodell og registrerte forekomster av kystlynghei for å predikere utbredelsen i områder som ikke er kartlagt. Registrerte forekomster ble hentet fra Naturbase i 2018. Kartlagt kystlynghei fra NIBIO ble brukt som et uavhengig testdatasett for å vurdere prediksjonen til utbredelsesmodellen. Den samme prosedyren ble brukt for å predikere gjengroing, med de samme miljøvariablene og forekomstene. Vi fant at det er mulig å bruke tilgjengelig kartdata til å predikere utbredelse og gjengroing av kystlynghei utenfor de registrerte områdene. Det er imidlertid potensiale for å forbedre modellen, men det vil kreve registrering av flere kystlyngheiforekomster som representerer et større areal.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED

Anders Nielsen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Line Johansen

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten representerer del 2 av prosjektet “Åpent lavland: Forbedring av geografisk oppløsning og evaluering av indikatorer» på oppdrag fra Miljødirektoratet for å styrke arbeidet med indikatorer for Naturindeks for Norge. Del 2 av prosjektet omhandler forbedring av geografisk dekning og oppløsning av eksisterende indikator “gjengroing i kystlynghei” i Naturindeks for Norge. Vi har i prosjektet modellert utbredelse og gjengroing av kystlynghei innenfor utbredelsesområdet I Norge.

NIBIO takker Miljødirektoratet for oppdraget og samarbeidet underveis i arbeidet. Vi takker også Pål Thorvaldsen (NIBIO) med avgrensning av definisjonsområdet for kystlynghei i Norge.

Line Johansen

02.12.2019

Innhold

1	Innledning.....	6
1.1	Naturindeks.....	6
1.2	Kystlynghei i naturindeks.....	6
2	Målsetting.....	7
3	Metode.....	8
3.1	Maxent.....	8
3.2	Utbredelse av kystlynghei (modell 1).....	10
3.2.1	Trenings- og testdata.....	10
3.2.2	Miljødata.....	12
3.3	Gjengroing av kystlynghei (modell 2a og b).....	12
3.3.1	Trenings- og testdata.....	12
3.3.2	Miljødata.....	13
3.3.3	Kombinering av modell 1 og 2.....	13
4	Resultater.....	15
4.1	Viktige miljøvariabler.....	15
4.2	Prediksjonsnøyaktighet.....	16
4.2.1	Utbredelse av kystlynghei (modell 1).....	16
4.2.2	Kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (modell 2a).....	18
4.2.3	Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b).....	19
4.3	Prediksjon av kystlynghei med grad av gjengroing.....	20
5	Diskusjon.....	23
6	Konklusjoner.....	25
	Litteraturreferanse.....	26

1 Innledning

1.1 Naturindeks

Naturindeks for Norge er et rammeverk for å dokumentere tilstand og utvikling av Norges biologisk mangfold over tid. Naturindeksen i 2020 er satt sammen av 260 indikatorer som fordeler seg over ni hovedøkosystemer. Indikatorverdiene skaleres fra 0 til 1, der 0 representerer et ødelagt system og 1 et intakt økosystem. Den høyeste verdien er basert på en referansetilstand som er definert av eksperter innen den aktuelle naturtypen eller data fra gjenværende intakte økosystemer. Naturindeksen gir ekstra vekt til nøkkelindikatorer som er indikatorer som representerer mange arter og/eller som har nøkkel funksjoner i sine økosystem (Jakobsson og Pedersen 2020).

1.2 Kystlynghei i naturindeks

Kystlynghei en av de eldste kulturbetingede naturtypene som finnes i Norge. Naturtypen domineres av lyngarter og er dannet ved at kystnære områder har blitt avskoget for å etablere helårs beiteområder. Lyngen er deretter svidd regelmessig for å vedlikeholde et godt beitegrunnlag (Haaland 2002). Innen hovedøkosystemet åpent lavland er det 22 indikatorer, hvor 3 er nøkkelindikatorer (Johansen og Albertsen 2020). Indikatoren «Tilstand kystlynghei» er en av disse nøkkelindikatorerne og indiatkorverdiene er basert på ekspertvurderinger. Det betyr at eksperter har vurdert all tilgjengelig informasjon som finnes om kystlynghei i Norge og ut ifra det beregnet en indikatorverdi for hver kommune i Norge (Johansen og Albertsen 2020).

En av de største truslene mot kystlynghei og de andre semi-naturlige naturtypene i Åpent lavland er gjengroing (Johansen og Albertsen 2020). NIBIO har iverksatt overvåking av gjengroing med trær i kystlynghei i Norge basert på flyfototolking (Johansen et al 2015). Ut ifra data fra denne overvåkingen ble det utviklet forslag til en ny indikator for Naturindeks som heter; «Gjengroing av kystlynghei» (Johansen et al. 2017a). Det er en målsetting at denne nye indikatoren vil bli brukt som et supplement til en eksisterende indikator, «Tilstand kystlynghei». Gjengroing måles som prosent dekning av tresjikt og rangeres in i fire gjengroingsklasser med verdi; 0, 0-6.25, 6.25-25, 25-100 (Johansen et al 2017a).

Indikatoren «gjengroing i kystlynghei» har imidlertid noen begrensinger ved at kun 26 kommuner i Norge inngår i datagrunnlaget og indikatoren inkluderer dermed ikke hele utbredelsesområdet for kystlynghei i Norge. Ved bruk av modellering kan vi utvide vårt datagrunnlag til de resterende kommuner innen utbredelsesområdet. Data fra diverse databaser sammen med ekspertkunnskap om denne naturtypen vil kunne gi oss et godt grunnlag for å utvikle en slik metode for indikatorvurdering.

2 Målsetting

Vi har datagrunnlag for forekomst og rask suksessjon fra flere områder med kystlynghei, men det mangler fortsatt informasjon for hele utbredelsesområdet i Norge. Vi ønsker her å beregne hvor det potensielt kan være kystlynghei over hele utbredelsesområdet basert på tidligere kartlegging og tilgjengelig informasjon om landskapet. Våre beregninger vil kunne brukes som et verktøy til å anslå utbredelsen av kystlynghei i områder som ikke er kartlagt. Vi ønsker også å undersøke om informasjonen vi har tilgjengelig kan brukes til å skille mellom kystlynghei av ulik grad av gjengroing. Målsettingen i dette prosjektet er å:

1. Utvikle en modell for potensiell utbredelse av kystlynghei innenfor utbredelsesområdet i Norge.
2. Basert på utbredelsesmodellen, utvikle en modell for å estimere hvorvidt kystlynghei har liten/ingen eller moderat/mye gjengroing for alle kommuner innen utbredelsesområdet til naturtypen.

3 Metode

3.1 Maxent

Vi har benyttet programvaren MaxEnt (Maximum Entropy Modeling versjon 3.4.1; Phillips et al. 2006) for å lage en romlig prediksjonsmodell for utbredelse og grad av gjengroing av kystlynghei i Norge. Maxent er en metode som brukes til å predikere utbredelse av naturtyper eller arter (se; Wollan et al. 2008, Carnaval og Moritz 2008, Montesorro et al. 2009, Wehn og Johansen 2015, Johansen et al. 2017b). Her beskriver vi de stegene som ble tatt for å gjennomføre analysen, uten å gå i detalj på hvordan Maxent beregner utfallene.

Maxent bruker bakgrunnsdata hentet fra, for eksempel, databaser og ser etter sammenhenger med naturtypen eller arten man er interessert i. Bakgrunnsdata er informasjon med en romlig referanse som kan være kontinuerlig (f.eks. gjennomsnittstemperatur i et område) eller diskret (f.eks. om en bestemt art er observert i et område, ja eller nei). Maxent baserer seg på forekomstdata og miljødata fra et forhåndsdefinert geografisk område (definisjonsområde) som modellen skal predikere over (Phillips et al. 2006). Definisjonsområdet i denne rapporten var basert på en faglig ekspertvurdering av hvor det var hensiktsmessig å modellere kystlynghei, nemlig de områdene langs kysten hvor det var historisk kjent at det fantes kystlynghei i Norge. (se Figur 1).

For å beregne sammenhengen mellom forekomstdata og miljøvariabler, trakk Maxent ut et forhåndsdefinert antall bakgrunns punkter (10.000) fra definisjonsområdet og sammenlignet miljøvariablene fra disse bakgrunns punkter med de verdiene av miljøvariablene man fant ved forekomstpunktene, dvs punkter hvor arten eller naturtypen er observert. Sammenhengen mellom forekomster og miljøvariabler kunne ha forskjellige former, som f.eks. lineær, kvadratisk, trinnvis eller en kombinasjon av disse. Modellen avgjør automatisk hva som passet best til dataen basert på forskjellige kriterier. Prosessen ble gjentatt flere ganger (i vårt tilfelle 10) for å måle usikkerheten i de estimatene.

For å kunne si noe om tilstanden til kystlynghei i Norge, måtte vi først predikere utbredelsen av naturtypen og deretter undersøke om vi kunne skille på graden av gjengroing til naturtypen i tillegg.

Vi ville undersøke følgende ved bruk av Maxent:

1. Basert på prediksjonsverdier fra utbredelse av kystlynghei, hvor ofte sammenfaller de predikerte forekomstene med faktiske forekomster av kystlynghei?
2. Gitt at vi predikerer forekomsten til kystlynghei, hvor godt kan man skille mellom områder som har liten grad av gjengroing, med områder som er svært gjengrodd?

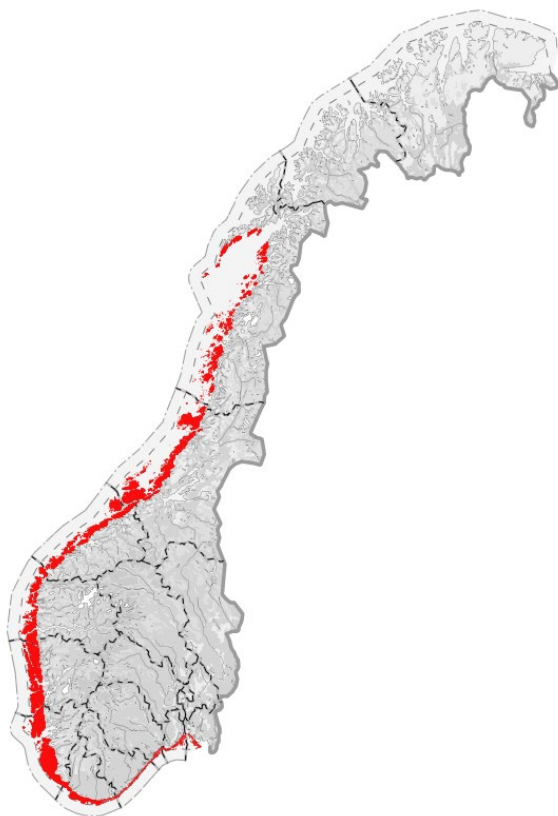
Prediksjonsmodellen for utbredelse av kystlynghei forteller hvor det er mest sannsynlig at det finnes kystlynghei innen definisjonsområdet. Antallet områder (ruter) som klassifiseres som kystlynghei er avhengig av hvilken terskelverdi som benyttes. For eksempel vil en terskelverdi på 0.5, bety at alle områder som har sannsynlighet over 0.5 (50%) klassifiseres som kystlynghei. En lav terskelverdi vil klassifisere flere områder som kystlynghei, men da vil også flere områder som *ikke* er kystlynghei (feil)klassifiseres som kystlynghei.

Klassifikasjonsmodeller vurderes ofte ved å sammenligne hvor ofte modellen korrekt klassifiserer forekomster med hvor ofte modellen korrekt klassifiserer fravær. Andelen korrekt klassifiserte forekomster og fravær er avhengig av hvilken terskelverdi som settes. Vi vil benytte den terskelverdien som maksimerer summen av andelen korrekt klassifiserte forekomster og andelen korrekt klassifiserte fravær i *testdataene* (se Tabell 1 for detaljer om testdata).

Effekten av forskjellige terskelverdier kan illustreres ved å plote andelen korrekt klassifiserte forekomster av kystlynghei ('Sensitivity') mot andelen feilaktig klassifiserte fravær av kystlynghei ('1 –

Specificity’), også kalt en ROC-kurve (ROC -Receiver Operating Characteristic, Altman og Bland (1994)). Vi illustrerer hver av modellene med slike kurver i kapittel 4 (Figur 6-8). Kurvene er funksjoner av terskelverdien for hvorvidt en predikert verdi skal klassifiseres som en forekomst, og begynner på 1 i hjørnet (0, 0), hvor ingen verdier blir klassifisert som forekomster og reduseres gradvis ned til 0, som er i hjørnet (1, 1), hvor alle verdier blir klassifisert som forekomster. Det er ikke mulig å lese av terskelverdien fra kurvene i figuren, men Maxent gir terskelverdier for flere kriterier, blant annet maksverdien av summen ‘Sensitivity’ og ‘1 – Specificity’ for testdataene (den blå kurven), som vi vil benytte.

I tillegg ville vi studere hvilke miljøvariabler som var viktigst for å predikere forekomsten av kystlynghei uavhengig av gjengroing. For å vurdere effekten av hver enkelt miljøvariabel, beregner Maxent to modeller for hver miljøvariabel. Først tilpasser den en modell av forekomstdata utelukkende med den miljøvariabelen som skal vurderes. Deretter tilpasser den en modell av forekomstdata med alle andre miljøvariabler unntatt miljøvariabelen som skal vurderes. Dermed kan man gradere hvilke miljøvariabler som hver for seg beskriver forekomstdataene best og hvor mye bedre eller dårligere prediksjonen blir dersom man tar bort den enkelte miljøvariabelen.



Figur 1: Definisjonsområde av kystlynghei i Norge (rødt) brukt som utgangspunkt i modelleringen. Definisjonsområdet er basert på en faglig ekspertvurdering.

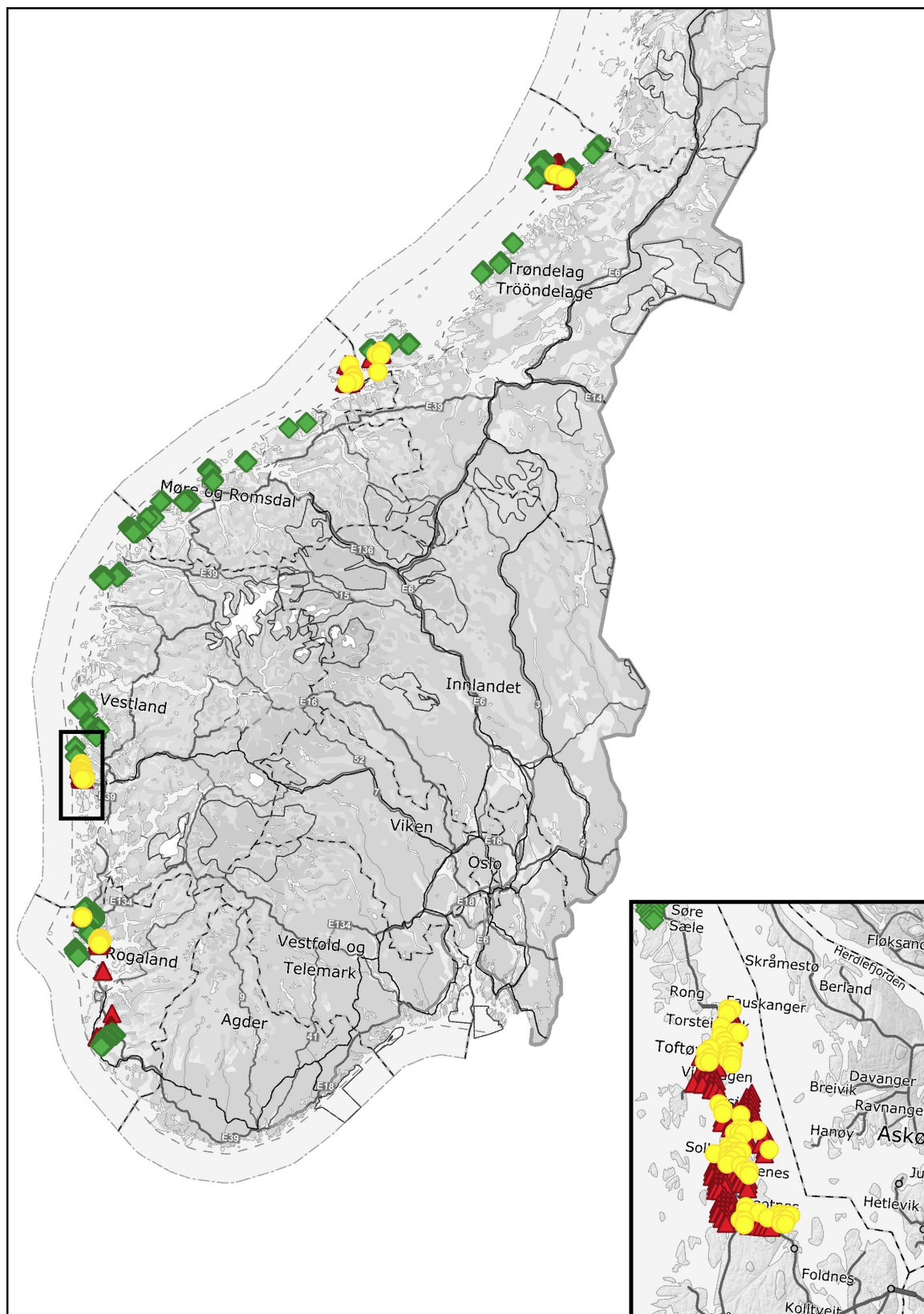
3.2 Utbredelse av kystlynghei (modell 1)

3.2.1 Trenings- og testdata

Prediksjonsmodeller tilpasses et datasett som kalles treningsdata. I denne analysen var treningsdata forekomster av kystlynghei basert på kartlegging av Naturtyper i Norge (NiN) fra 2018 (lastet ned fra Naturbase 01.11.2019). Treningsdataene er samlet inn fra fire større områder i Trøndelag, Møre og Romsdal og Vestland, samt flere mindre områder i Rogaland (se kart Figur 2).

Resultatene fra prediksjonsmodellen sammenlignes med et datasett som kalles testdata. Vi benyttet forekomster av kystlynghei fra Johansen et al. (2017) som testdata. Testdataene er samlet inn langs hele kysten fra Trøndelag til Rogaland (se kart Figur 2). Trenings- og testdataene er i vårt tilfelle fra forskjellige datasett, men dette er ikke et krav i metodikken. Alternativt kan man dele opp et enkelt datasett i to deler som hhv. trenings- og testdata. Både trenings- og testdataene består kun av forekomster og ikke fravær av kystlynghei.

Forekomstdata som benyttes i MaxEnt må være i punktformat, dvs at man har en liste med koordinater hvor naturtypen kystlynghei forekommer. I NiN er forekomster registrert som polygoner som må oversettes til punkter før de kan brukes av Maxent. Vi gjorde denne oversettelsen ved å projisere et rutenett over hele definisjonsområde, med 25m x 25m store ruter, og registrerte alle ruter hvor kystlynghei forekom. Deretter summerte vi opp antall forekomster i 10m x 10m ruter og regnet ut andelen kystlynghei i disse 100 rutene, som dekket et område på 250m x 250m. Dersom en slik rute inneholdt mer enn 50% kystlynghei, definerte vi dette som en forekomst og hentet ut koordinatene til senterpunktet i ruten og brukte dette som forekomstdata. Det ble benyttet 872 forekomster av kystlynghei i treningsdataene til modellen.



Figur 2: Kart over trenings- (rød og gul) og testdata (grønn). Treningsdata er basert på NiN kartlegging i 2018, mens testdata er fra kartlegging av kystlynghei fra Johansen et al. 2017a. Det mindre kartet ned til høyre viser hvor sammenblandet forekomster av kystlynghei med rask suksesjon (7RA-SJ) 1-2 (rød) og 3-4 (gul) er.

3.2.2 Miljødata

Miljøvariabler ble hentet fra arealressurskart (AR50) og digital terrengmodell (DTM10). Arealressurskartet er også beskrevet som polygoner, så vi brukte en tilsvarende metode som for forekomstdata for å oversette informasjonen til et punktformat som Maxent håndterer. Vi delte først opp definisjonsområdet i 25m x 25m ruter og registrerte forekomsten av en bestemt verdi av en AR50-variabel. I vår analyse har vi benyttet 'artype' fra AR50 og valgt ut følgende verdier: 'bebygd', 'jordbruk', 'skog', 'snaumark', 'myr' og 'ferskvann'. Dette ga oss seks forskjellige miljøvariabler som ble benyttet i modellene. Vi summerte antall forekomster i 10 x 10 ruter slik at vi igjen fikk en rutestørrelse på 250m x 250m, men vi regnet ikke ut om det er mer enn 50% av en enkelt 'artype' i rutene, men brukte i stedet de kontinuerlige verdiene fra 0 til 100. Årsaken til at vi beholdt de kontinuerlige verdiene til artypene er at det gir mulighet til å differensiere mellom de ulike artypene innen en rute i større grad enn om de skulle vært konvertert til diskrete (kategoriske) variabler.

Digital terrengmodell (DTM10) er tilgjengelig som et rutenett over hele definisjonsområdet med svært høy oppløsning. Maxent krever samme oppløsning for alle miljøvariabler som benyttes i modelleringen, så vi beregnet derfor gjennomsnittverdien i 250m x 250m ruter. Verdien vi regner ut gjennomsnittet av var høyde over havet. I tillegg til gjennomsnittlig høyde over havet innen hver 250m x 250m rute, regnet vi også ut differansen for denne verdien mellom naboruter i nord, sør, øst og vest (men ikke diagonalt) separat. Disse differansevariablene ble benyttet for å kunne si noe om hvor bratt eller flatt det var i et området.

Totalt benyttet vi 11 miljøvariabler (6 fra arealressurskart og fra 5 digital terrengmodell) i et rutenett på 250m x 250m over hele definisjonsområdet (tabell 1, figur 1).

3.3 Gjengroing av kystlynghei (modell 2a og b)

3.3.1 Trenings- og testdata

Testdataene vi brukte i modelleringen av utbredelse av kystlynghei inneholder også informasjon om graden av gjengroing i områder med kystlynghei. Treningsdataene inneholder også en beskrivelse av gjengroing men her er dette registeret ved bruk av NiN og Rask suksesjon (7RA-SJ). For å modellere kystlynghei med liten eller ingen grad av gjengroing (grad 1 og 2 i Johansen et al. 2017a), brukte vi de samme treningsdata som for den generelle utbredelsen av kystlynghei, men kun forekomster med rask suksesjons 1 (jordbruksmark i bruk) og 2 (brakkeleggingsfase) (7RA-SJ_1 og 7RA-SJ-2) som beskrivelse. Tilsvarende, for å modellere kystlynghei med moderat eller stor grad av gjengroing (grad 3 og 4 i Johansen et al. 2017a), bruke vi kun treningsdata med rask suksesjons 3 (tidlig gjenvekstsuksesjonsfase) og 4 (sein gjenvekstsuksesjonsfase) (7RA-SJ_3 og 7RA-SJ-4) som beskrivelse.

Ved å dele opp treningsdata i mindre enheter basert på rask suksesjons, (7RA-SJ) vil antall punkter med forekomster av kystlynghei reduseres. Årsaken er at vi ser på andelen kystlynghei innen en rute og sier at ruten består av kystlynghei med hhv. rask suksesjon (7RA-SJ) 1-2 og 3-4, hvis andelen i en rute er mer enn 50%. Antallet treningsdatapunkter for utbredelsen av kystlynghei, dvs. uavhengig av rask suksesjon (7RA-SJ), var 872, mens antallet treningsdatapunkter for kystlynghei med rask suksesjon (7RA-SJ) 1-2 var 642 og for kystlynghei med rask suksesjon (7RA-SJ) 3-4 var antallet 142. Selv om antallet punkter med forekomst av kystlynghei er redusert, finner vi forekomster av kystlynghei med forskjellig rask suksesjon over hele utstrekningen av treningsdataene, mens forekomster av kystlynghei med rask suksesjon (7RA-SJ) 3-4 finnes over den samme utstrekningen med unntak av sørligste områdene av Rogaland. Derfor vurderte vi det som hensiktsmessig å bruke disse to oppdelte treningsdatasettene. Se tabell 1 for en oppsummering av modellene og hvilke trenings- og testdata som ble benyttet.

3.3.2 Miljødata

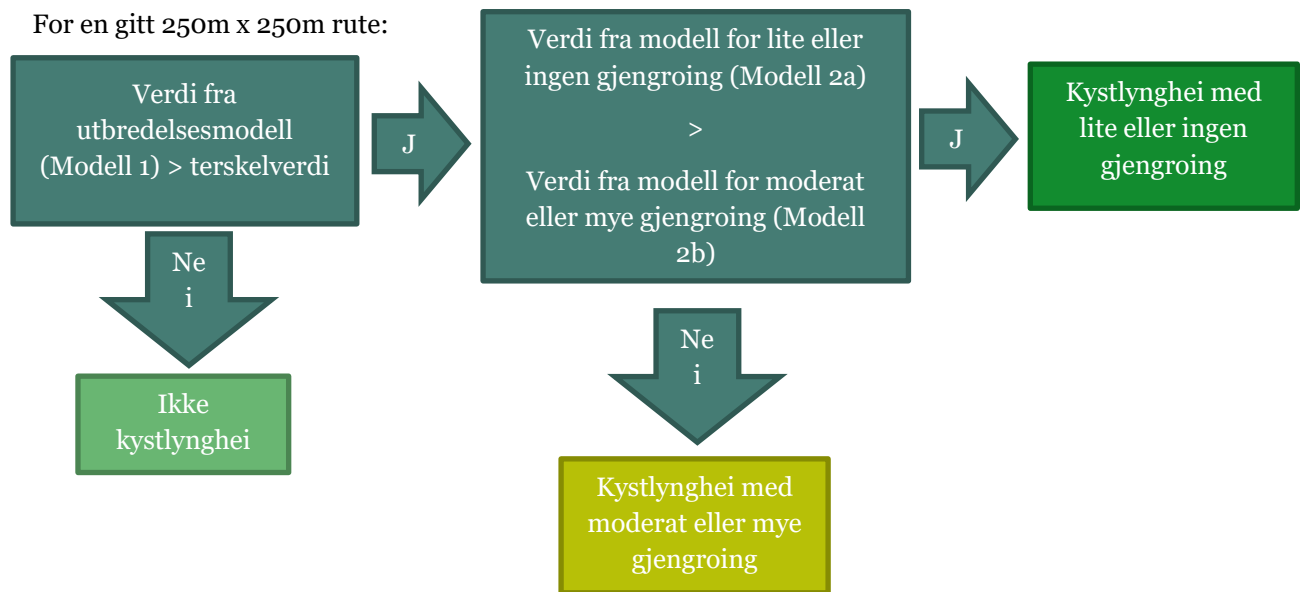
Det ble benyttet de samme miljødata som i modell for utbredelse av kystlynghei (tabell 1).

Tabell 1. Oversikt over kilder til treningsdata, testdata og miljøvariabler brukt i Maxent modellene.

Maxent input	Modell 1: Utbredelse av kystlynghei	Modell 2a: Kystlynghei med lite eller ingen gjengroing	Modell 2b: Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing
Treningsdata	NiN kartleggingsdata 2018 – naturtype kystlynghei, 872 obs	NiN kartleggingsdata 2018 – naturtype kystlynghei med beskrivelse '7RA-SJ_1' eller '7RA-SJ_2' (rask suksisjon 1-2), 642 obs	NiN kartleggingsdata 2018 – naturtype kystlynghei med beskrivelse '7RA-SJ_3' eller '7RA-SJ_4' (rask suksisjon 3-4), 142 obs
Testdata	Kystlynghei (Johansen et al 2017a), 2621 obs	Kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (Johansen et al 2017a), 2392 obs	Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (Johansen et al 2017a), 165 obs
Miljøvariabler	AR50: bebygd, jordbruk, skog, snaumark, myr, ferskvann	AR50: bebygd, jordbruk, skog, snaumark, myr, ferskvann	AR50: bebygd, jordbruk, skog, snaumark, myr, ferskvann
	Digital terrengmodell DTM10: høyde over havet (gjennomsnitt, differanse N, S, Ø, V)	Digital terrengmodell DTM10: høyde over havet (gjennomsnitt, differanse N, S, Ø, V)	Digital terrengmodell DTM10: høyde over havet (gjennomsnitt, differanse N, S, Ø, V)

3.3.3 Kombinering av modell 1 og 2

Fordi kystlynghei med forskjellige grader av gjengroing ofte ligger i samme område (se Figur 2 for eksempel på dette), ønsker vi å se om en kombinasjon av modell 1 (utbredelse av kystlynghei uavhengig av gjengroing) og modellene 2a og b kan gi oss et bedre resultat for å skille mellom de ulike gradene av gjengroing. Ideen er å bruke modell 1 til først å avgjøre om det finnes kystlynghei i en 250m x 250m rute, og deretter avgjøre graden av gjengroing ved å sammenligne de to prediksjonsmodellene for gjengroing (modell 2a og b). Dersom modellen som predikerer kystlynghei med liten eller ingen gjengroing (modell 2a) har den høyeste verdien, vil vi klassifisere at området inneholder kystlynghei med liten eller ingen gjengroing. Tilsvarende, dersom modellen som predikerer kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b) har den høyeste verdien, vil vi klassifisere området som kystlynghei med moderat eller mye gjengroing. Et diagram som beskriver denne klassifiseringsmetoden er illustrert i Figur 3.

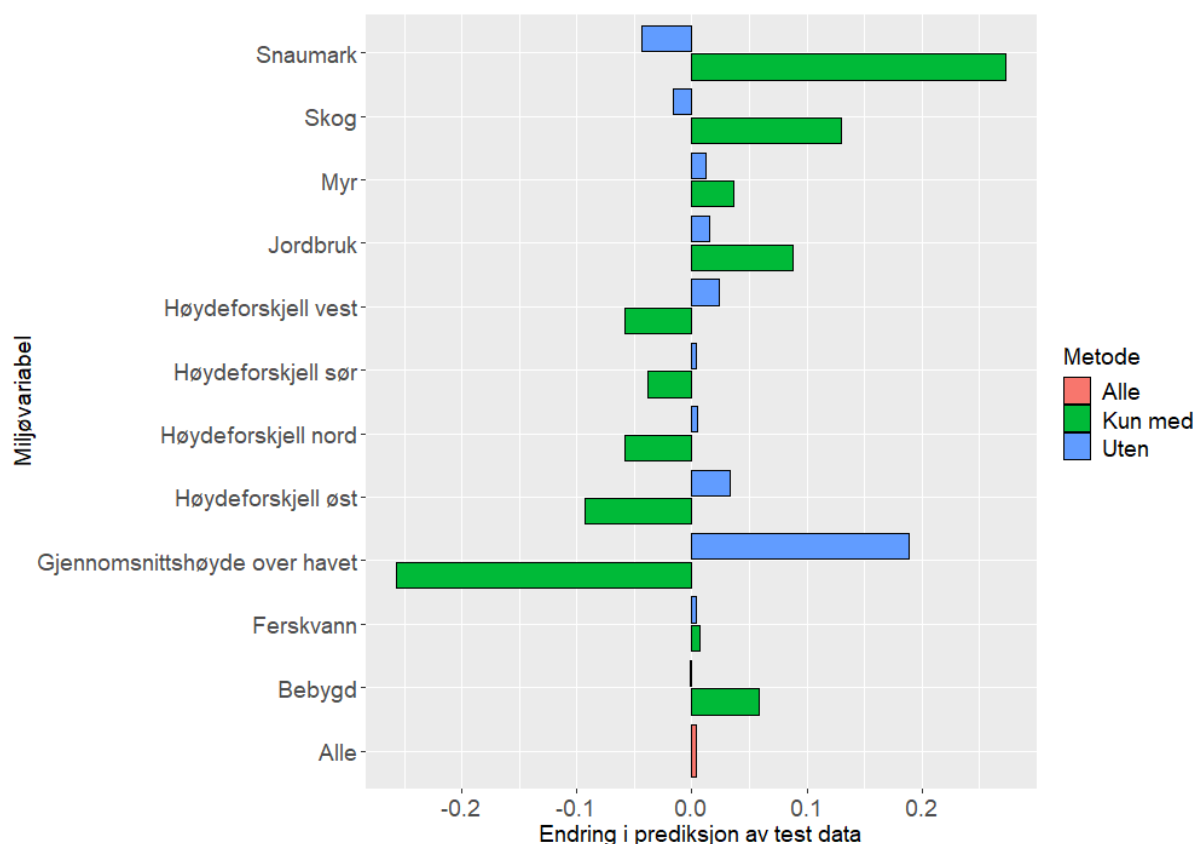


Figur 3: Diagram for modellering av kystlynghei og gjengroing

4 Resultater

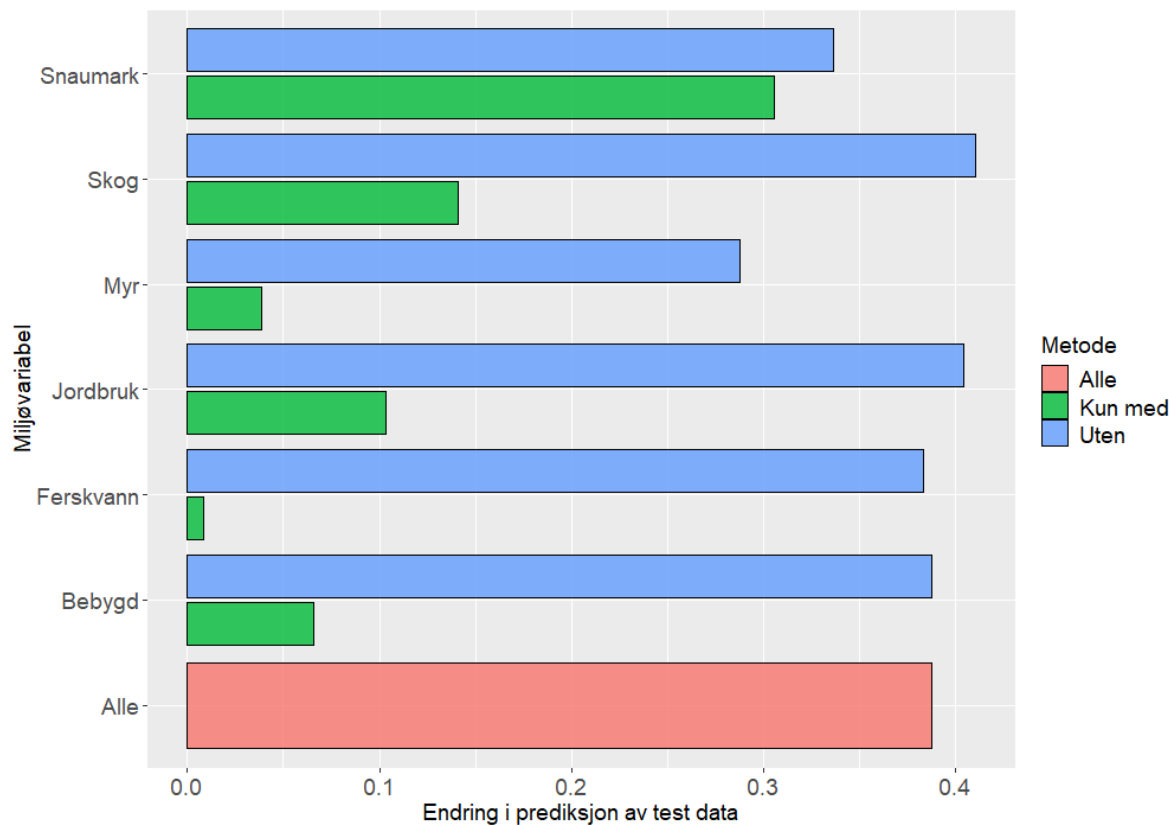
4.1 Viktige miljøvariabler

I Figur 4 illustrerer vi hvordan alle miljøvariablene i modellen påvirket prediksjonen av forekomst av kystlynghei fra Johansen et al. (2017), uavhengig av gjengroing. Vi ser at modellen som inkluderer 'Alle' miljøvariablene ikke predikerer testdataene særlig godt sammenlignet med en modell uten 'Gjennomsnittshøyde over havet' (blå søyle). I tillegg ser vi at en modell som kun inkluderer 'Gjennomsnittshøyde over havet' har en mye dårligere prediksjon enn om alle variablene er med (grønn søyle). Dette gjelder i mindre grad også for variablene om høydeforskjell, derfor tar vi ut disse fem miljøvariablene ut av modellen.



Figur 4: Oversikt over effekten av de forskjellige miljøvariablene på prediksjonen av testdataene. 'Alle' er alle miljøvariablene. 'Kun med' er en prediksjonsmodell tilpasset med den enkelte miljøvariablen. 'Uten' er en prediksjonsmodell tilpasset med alle miljøvariabler unntatt den enkelte miljøvariablen.

Miljøvariablene i den endelige prediksjonsmodellen er presentert i Figur 5. Vi ser at det er mindre endringer i prediksjonen ved å ta ut en av de resterende miljøvariablene fra modellen. Samtidig er 'Snaumark' den variabelen som predikerer testdataene best på egenhånd. De samme effektene av miljøvariablene ble funnet i modellene som predikerte kystlynghei med hhv liten eller ingen gjengroing (modell 2a) og kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b), dvs vi utelukket også gjennomsnittshøyde og høydeforskjeller i disse modellene.

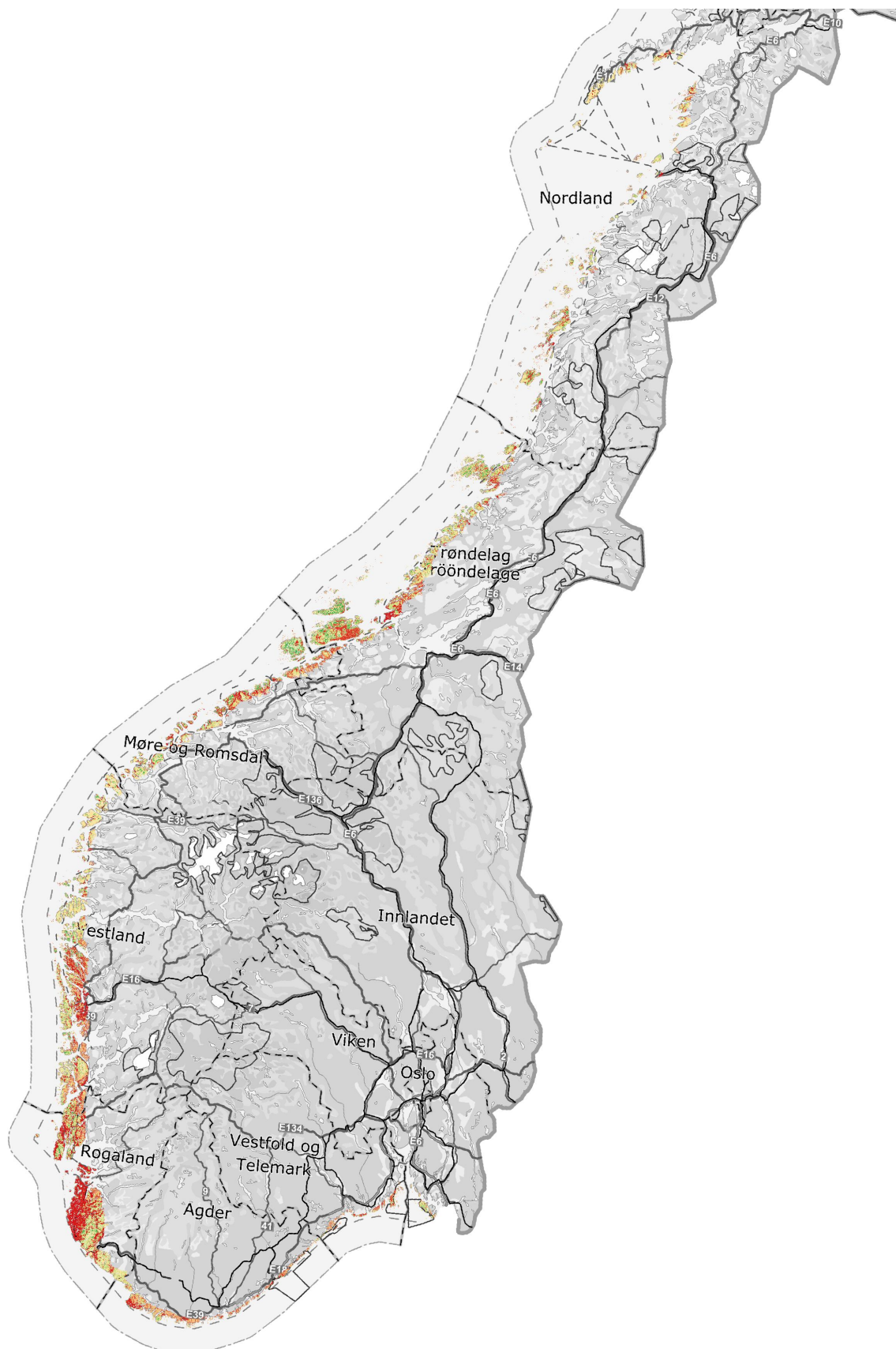


Figur 5: Oversikt over effekten av de forskjellige miljøvariablene på prediksjonen av testdataene når miljøvariablene for gjennomsnittshøyde og høydeforskjeller er tatt ut. 'Alle' er alle de gjenværende miljøvariablene. 'Kun med' er en prediksjonsmodell tilpasset med den enkelte miljøvariabelen. 'Uten' er en prediksjonsmodell tilpasset med alle gjenværende miljøvariabler unntatt den enkelte miljøvariabelen.

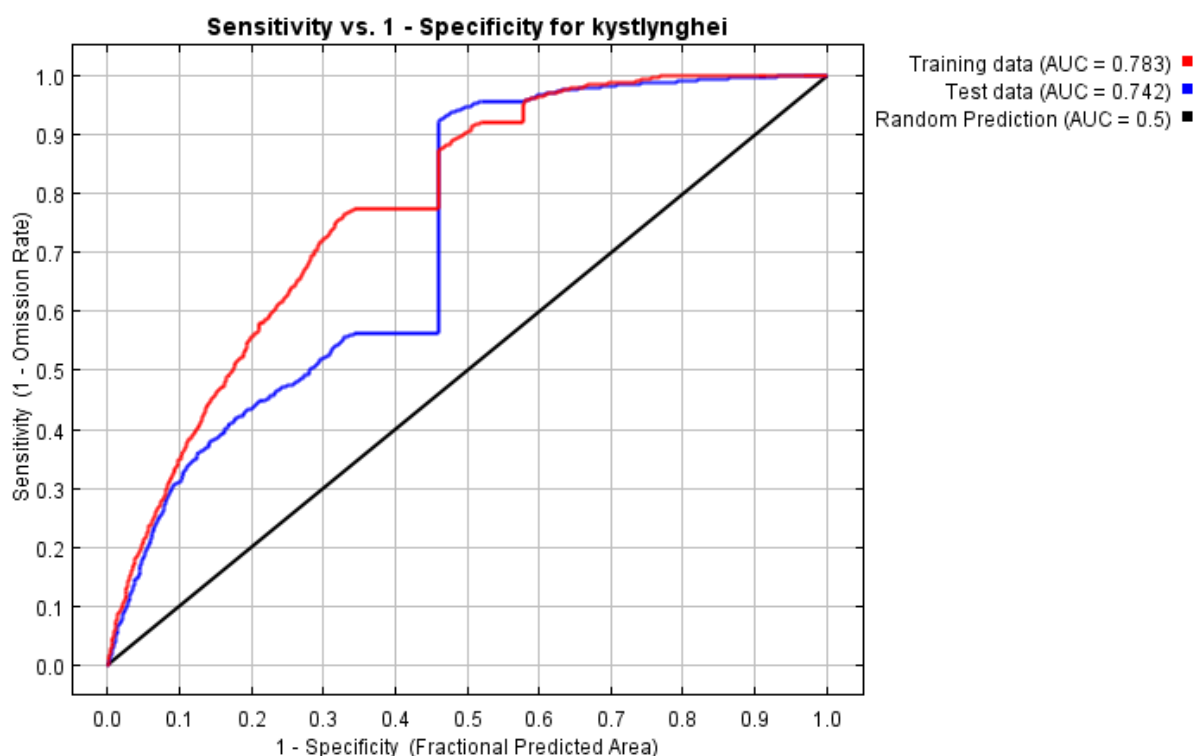
4.2 Prediksjonsnøyaktighet

4.2.1 Utbredelse av kystlynghei (modell 1)

I Figur 6 ser vi utbredelsen av kystlynghei basert på prediksjonsmodellen uavhengig av gjengroing og i Figur 7 vises ROC kurvene. Prediksjonsmodellen for testdataene, dvs. forekomster av kystlynghei fra Johansen et al. (2017), har en lav andel korrekt klassifiserte forekomster av kystlynghei ('Sensitivity') sammenlignet med treningsdataene, fram til den øker kraftig når andelen feilaktig klassifiserte fravær ($1 - \text{Specificity}$) ca. 0.46. At kurven (den blå) gjør et slikt 'hopp' betyr at svært mange forekomster av kystlynghei har den samme prediksjonsverdien. Fra Maxent resultatet kan vi lese av terskelverdien til dette punktet, som er 0,409. Det vil si at dersom utbredelsesmodellen (modell 1) gir en rute en prediksjonsverdi større enn 0,409, vil den bli klassifisert som et område med kystlynghei. Med denne terskelverdien vil nesten 92% av forekomstene i testdataene bli korrekt klassifisert som kystlynghei. Dessverre vil også 46% av ruter som ikke er kystlynghei også bli klassifisert som kystlynghei.



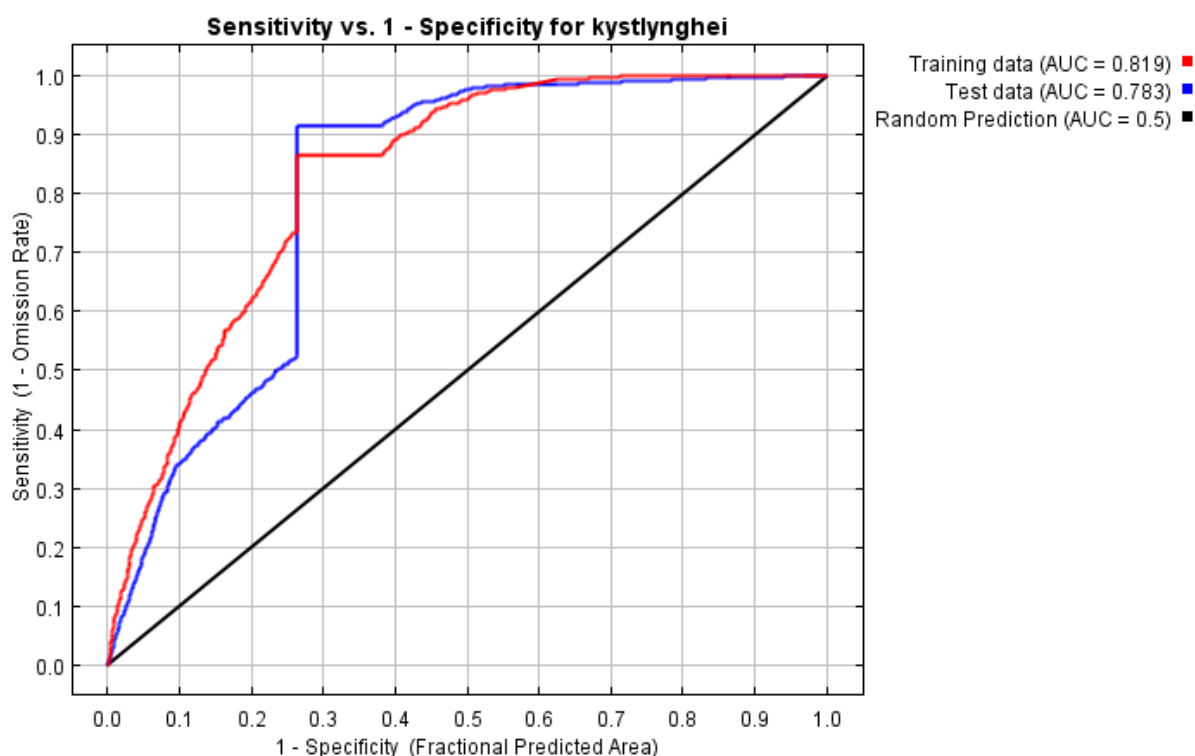
Figur 6: Oversikt over prediksjonsverdier for modell 1 (utbredelse av kystlynghei), hvor rødt har verdi 0 (liten sannsynlighet) og grønt har verdi 1 (høy sannsynlighet).



Figur 7: ROC kurve til prediksjonsmodell for utbredelse av kystlynghei, uavhengig av gjengroing. Modellen er tilpasset ved hjelp av forekomster fra NiN kartlegging i 2018 (Training data) og testet på uavhengige observasjoner fra Johansen et al. (2017) (Test data).

4.2.2 Kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (modell 2a)

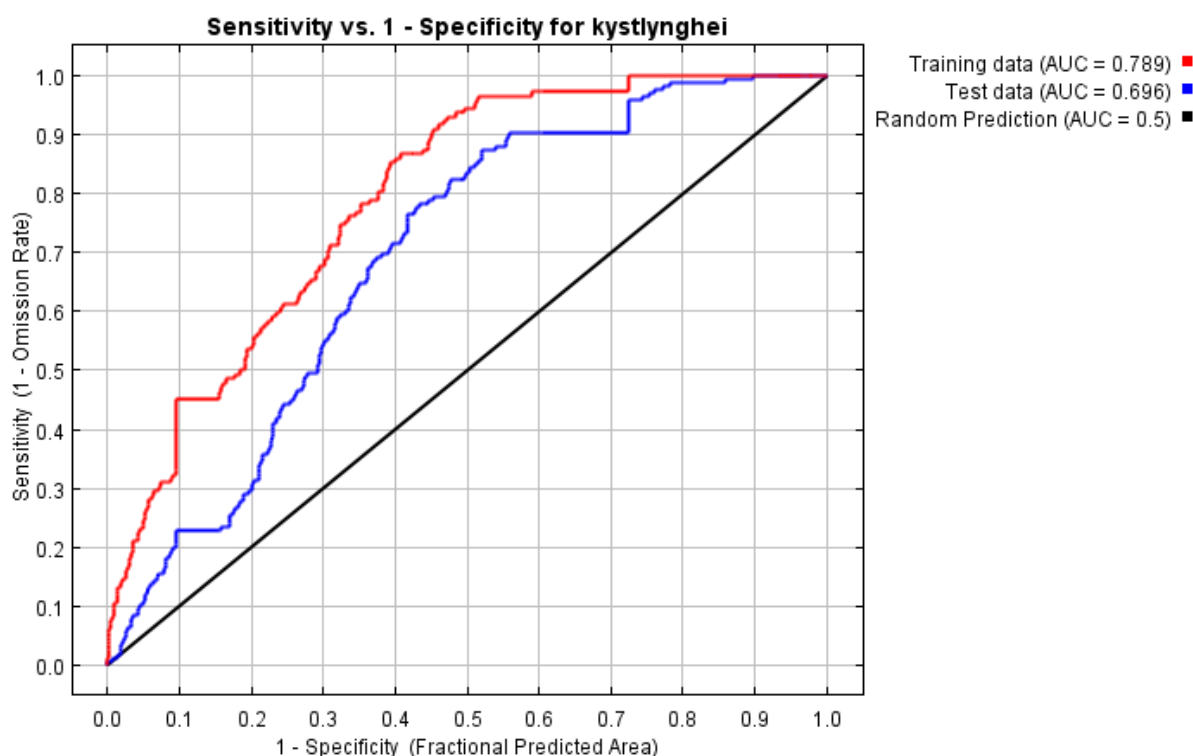
I Figur 8 ser vi ROC kurvene til prediksjonsmodellen for utbredelsen av kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (modell 2a). Den har samme fasong som modellen for kystlynghei uavhengig av gjengroing, men nå er 'hoppet' i kurven flyttet lenger til venstre. Dette betyr at andelen feilaktig predikerte fravær ('1 - Specificity') er redusert, til ca. 0.26. Samtidig oppnår vi nesten den samme andelen korrekt klassifiserte forekomster av kystlynghei ('Sensitivity') som den generelle modellen, på ca. 0.87. Dette resultatet kan tolkes som at det er enklere å predikere kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (modell 2a), sammenlignet med å predikere kystlynghei med forskjellige grader av gjengroing (modell 1).



Figur 8: ROC kurve for prediksjonsmodell av kystlynghei med liten eller ingen grad av gjengroing. Modellen er tilpasset ved hjelp av forekomster fra NiN kartlegging i 2018 med rask suksessjon (7RA-SJ) 1-2 (Training data) og testet på uavhengige observasjoner fra Johansen et al. (2017) hvor grad av gjengroing er 'liten' eller 'ingen' (Test data).

4.2.3 Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b)

I Figur 9 ser vi ROC kurvene til prediksjonsmodellen for utbredelsen av kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b). Den har ikke det samme tydelige 'hoppet' som de to foregående modellene. Den optimale terskelverdien, dvs. den verdien som maksimerer andelen korrekt predikert forekomst og korrekt predikert fravær, er 0,256. For denne terskelverdien blir 87% av kystlynghei med moderat eller mye gjengroing blir korrekt klassifisert ('Sensitivity'), men 48% av fravær av kystlynghei med moderat eller mye gjengroing blir feilaktig klassifisert ('1 - Specificity'). Dette betyr at det er vanskeligere å predikere områder hvor kystlynghei har moderat eller mye gjengroing (modell 2b), sammenlignet med kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (modell 2a).



Figur 9: ROC kurve for prediksjonsmodell av kystlynghei med moderat eller mye gjengroing. Modellen er tilpasset ved hjelp av forekomster fra NiN kartlegging i 2018 med rask suksesjon (7RA-SJ) 3-4 (Training data) og testet på observasjoner fra Johansen et al. (2017) hvor grad av gjengroing er 'moderat' eller 'mye' (Test data).

4.3 Prediksjon av kystlynghei med grad av gjengroing

I Tabell 2 har vi oppsummert de forskjellige andelene av korrekt predikerte forekomster og fravær av testdataene for de forskjellige modellene, gitt terskelverdien som maksimerer summen av disse to andelene. Dersom vi benytter fremgangsmåten som er beskrevet i 3.3, vil vi først klassifisere alle ruter med terskelverdi større enn 0,409 som kystlynghei og deretter benytte den høyeste verdien av hhv modell 2a eller 2b til å avgjøre om kystlyngheien har lite eller ingen gjengroing eller om den har moderat eller mye gjengroing.

Tabell 2: Andel korrekt predikerte forekomster og fravær av kystlynghei for de forskjellige modellene og terskelverdiene som maksimerer summen av disse andelene.

Modell	Terskelverdi	Andel korrekt forekomst	Andel korrekt fravær
Utbredelse av kystlynghei (modell 1)	0,409	0,924	0,540
Kystlynghei med liten eller ingen gjengroing (modell 2a)	0,435	0,913	0,737
Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (modell 2b)	0,256	0,872	0,480

Tabell 3: Klassifisering av testdata for kystlynghei og hvorvidt den har «lite eller ingen gjengroing» eller «moderat eller mye gjengroing». Hver kolonne er antall ruter hvor testdataene har mer enn 50% 'lite eller ingen gjengroing', 'moderat eller mye gjengroing', mens den siste kolonnen er ruter hvor den totale andelen kystlynghei er mer enn 50%, men består av en blanding av de forskjellige gradene av gjengroing. Linje 1-3 oppsummerer de tre forskjellige modellene og hvor mange forekomster som blir klassifisert i henhold til modellene. De grå rutene fremhever det som blir korrekt klassifisert. Linje 4-5 oppsummerer klassifisering etter de to stegene beskrevet i avsnitt 3.3 (se Figur 3). Linje 6-7 oppsummerer klassifisering dersom vi ikke betinger på modell 1 først, men utelukkende sammenligner prediksjonsverdier for modell 2a og 2b, så lenge prediksjonsverdiene er høyere enn sine terskelverdier.

	Klassifisering	Lite eller ingen gjengroing (2391)	Moderat eller mye gjengroing (164)	For små områder til å avgjøre gjengroing (65)
1	Kystlynghei Ja/Nei? (Modell 1)	2253 (94%)	122 (74%)	47 (72%)
2	Kystlynghei med lite eller ingen gjengroing Ja/Nei? (Modell 2a)	2184 (91%)	96 (59%)	34 (52%)
3	Kystlynghei med moderat eller mye gjengroing Ja/Nei? (Modell 2b)	1326 (55%)	143 (87%)	56 (86%)
4	Gitt modell 1 er «Ja», er modell 2a > modell 2b?	2232 (93%)	81 (49%)	36 (55%)
5	Gitt modell 1 er «Ja», er modell 2b > modell 2a?	159 (7%)	83 (51%)	29 (45%)
6	Gitt modell 2a > terskelverdi, er modell 2a > modell 2b?	2118 (89%)	73 (46%)	29 (45%)
7	Gitt modell 2b > terskelverdi, er modell 2b > modell 2a	129 (5%)	76 (46%)	26 (40%)

I første linje i Tabell 3 kan vi se hvor stor andel av testdataene fordelt på grad av gjengroing som blir klassifisert som kystlynghei gitt terskelverdien 0,409 (modell 1). I dette tilfellet er vi ikke interessert i grad av gjengroing, så vi ønsker at alle kolonnene skal ha så høye andeler som mulig (markert med grå bakgrunn). Linje 2 i Tabell 3 viser hvor stor andel av testdataene som blir klassifisert som kystlynghei med 'lite eller ingen gjengroing' med terskelverdi 0,435 (modell 2a). Det vil si at dersom vi utelukkende bruker denne modellen, vil 91% av testdataene bli korrekt klassifisert som kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (markert med grå bakgrunn), men det vil også 59% av testdataene som er moderat eller mye gjengrodd. Tilsvarende i linje 3, ser vi at 87% av testdataene som er moderat eller mye gjengrodd vil bli korrekt klassifisert med terskelverdi 0,256, for modellen som predikerer kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (markert med grå bakgrunn). Her ser vi også at 55% av kystlyngheien med lite eller ingen gjengroing også vil bli klassifisert som moderat eller mye gjengrodd, dersom vi utelukkende bruker denne modellen (modell 2b).

I linje 4 og 5 i Tabell 3 har vi oppsummert resultatet av å benytte de to stegene som ble beskrevet i kapittel 3.3 (og oppsummert i Figur 3), hvor vi først benytter modell 1 til å avgjøre om testdataene er

kystlynghei og deretter sammenligner prediksjonsverdien for modell 2a og 2b for å avgjøre om det er lite eller ingen gjengroing (linje 4), eller om det moderat eller mye gjengroing (linje 5). Med denne tilnærmingen vil 93% av testdataene med lite eller ingen gjengroing og 51% av testdataene med moderat eller mye gjengroing bli korrekt klassifisert (markert med grå bakgrunn). Dersom vi kun sammenligner prediksjonsverdiene til modell 2a og 2b, men fortsatt benytter deres terskelverdier på hhv 0,435 og 0,256, vil andelene bli 89% av kystlynghei med lite eller ingen gjengroing (linje 6, markert med grå bakgrunn) og 46% av kystlynghei med moderat eller mye gjengroing (linje 7, markert med grå bakgrunn).

5 Diskusjon

I denne analysen har vi vist at det er mulig å bruke tilgjengelige kartdata til å lage prediksjonsmodeller som kan supplere kartlegging av utbredelse av kystlynghei og vurdere graden av gjengroing. Alle de tre modellene har en høy andel korrekt predikerte forekomster, enten det er uavhengig av gjengroing (modell 1) eller inndelt i liten eller ingen gjengroing (modell 2a) og moderat eller mye gjengroing (modell 2b).

Vi må likevel innse at modellene i sin nåværende form ikke er tilstrekkelig nøyaktig. Modellene har en stor andel feilaktig predikerte fravær av kystlynghei, dvs. modellene predikerer ofte at et område er kystlynghei når det egentlig ikke er kystlynghei. Dette er spesielt merkbart når man predikerer kystlynghei som inkluderer forekomster med moderat eller mye gjengroing (modell 1 og 2b). Årsaken til dette er først og fremst få miljøvariabler, som gjør det vanskelig for modellen å skille mellom forekomster og fravær. Et område som består av kystlynghei som er moderat eller mye gjengrodd, har høyere andel av miljøvariabelen skog, sammenlignet med et område som består av kystlynghei som har lite eller ingen gjengroing. De miljøvariablene vi benyttet har ikke mulighet for å skille en rute med en større andel skog fra kystlynghei med mye gjengroing, fra et område som ikke er kystlynghei, men består av en del skog. Derimot er det enklere å predikere kystlynghei med lite eller ingen gjengroing fordi disse områdene i stor grad består av snaumark. Riktig nok vil man finne store andeler snaumark andre steder i landet som ikke er kystlynghei, men her har vi allerede begrenset definisjonsområdet for hvor kystlynghei kan forekomme (Figur 1). Dette var også årsaken til at gjennomsnittshøyde over havet ble tatt ut av modellen, samt høydeforskjellene, fordi disse miljøvariablene ikke ga mer informasjon som kunne skille mellom forekomst og fravær av kystlynghei, men i stedet gjorde forekomst og fravær mer like og dermed vanskeligere å predikere. Utvilsomt kunne en rekke andre miljøvariabler ha hjulpet med å skille forekomster fra fravær, som for eksempel historisk informasjon om jordbruksaktivitet: dersom det har vært aktive gårdsbruk i et område for en tid tilbake vil det kanskje være større sannsynlighet for at det har vært kystlynghei i nærheten.

Treningsdataene som ble benyttet i modelleringen var betydelig mindre enn testdataene og omfattet færre områder langs kysten. Det er ikke nødvendigvis avgjørende for modelleringen, med mindre kystlynghei fra andre områder har en helt annen konfigurasjon av miljøvariablene som ble benyttet, enn det som var tilgjengelig i treningsdataene. Siden testdataene hadde en høy andel korrekt predikerte forekomster og strekte seg over et større område, har dette mindre betydning enn f.eks. antallet miljøvariabler, som diskutert over.

Det er likevel oppløftende å se at kystlynghei i noen grad kan predikeres, selv med få miljøvariabler, sammenlignet med andre mer omfattende studier (Horvath et al. 2019). En ulempe med Maxent, er at den ikke benyttet fraværdata, men antar at fravær er tilfeldig spredt i definisjonsområdet, noe som ikke er tilfellet i f.eks. Horvath et al. (2019) som benytter både forekomst og fraværdata. Modellen vil kunne være et godt supplement til andre eksisterende metoder for å anslå både utbredelse og gjengroing av kystlynghei innen kommuner.

Prediksjonen av gjengroing (lite eller ingen/moderat eller mye) av kystlynghei har utfordringer med data på grunn av skjevfordeling av registrerte arealer både for trenings og testdataene. Svært små områder av både treningsdataene inneholdt kystlynghei som hadde rask suksessjon (7RA-SJ) 3-4 (tidlig gjenvekstsuksessjonsfase - sein gjenvekstsuksessjonsfase) og testdata under sterk gjengroing. I tillegg ligger kartlagte områder med rask suksessjon (7RA-SJ) 3-4 ofte innimellom større områder med kystlynghei med rask suksessjon (7RA-SJ) 3-4 (se delfigur nederst til høyre i Figur 2). Det gjør det vanskelig å skille områder fra hverandre med en rutestørrelse på 250 x 250m. Høyere oppløsning vil være å foretrekke (Horvath et al. 2019) og mer nøyaktig data fra f.eks. fjernmåling (Groesz 2018) for å kunne skille mellom områder av kystlynghei med lite eller ingen gjengroing fra kystlynghei med moderat eller mye gjengroing.

Det er flere årsaker til at områder med moderat eller mye gjengroing ligger spredt rundt i landskapet som små polygoner. Gjengroing i kystlynghei vil typisk være fragmentert i liten skala med mindre det er etablert store plantefelt. Gjengroingen starter ofte flekkvis i kystlyngheilandskapet gjerne i forsenkinger, tilgrensinger til plantefelt eller på mindre vindutsatte steder. NiN kartleggingsdata som er benyttet i modellen er ikke utført tilfeldig og representerer ikke arealrepresentative data. Det betyr at kystlyngheilokalitetene som er kartlagt ikke har lik fordeling mellom areal med ulik grad av gjengroing.

I prinsippet er det mulig å utføre tilsvarende prediksjonsmodellering, som utført i dette prosjektet for kystlynghei, for andre naturtyper som inngår i Åpent lavland. Det finnes for eksempel ingen arealrepresentative data for semi-naturlige naturtyper, så datagrunnlaget må forbedres før dette er hensiktsmessig. Det er imidlertid utviklet en modell for potensiell utbredelse av semi-naturlig eng (Johansen et al. 2017b). For semi-naturlig eng er det derimot ikke utviklet en indikator på gjengroing, dette grunnet manglende data. Det er også utviklet metoder for å estimere utbredelse av kystlynghei og semi-naturlig eng i Åpent lavland i Naturindeks for Norge ved bruk av maskinlæring og satellittdata i tre prøvefylker i Norge (Venter et al. 2019). Som for vår modell var miljøvariable fra arealressurskart de viktigste faktorene som forklarer utbredelse for kystlynghei. For de andre naturtypene innen Åpent lavland (boreal hei, semi-naturlig strandeng) er det ikke utført modellering av utbredelse grunnet lite datagrunnlag. Det er behov for et bedre nasjonalt kartgrunnlag for mange av de semi-naturlige naturtypene i Norge. Det er iverksatt en pilot i 2019 og 2020 for overvåking av semi-naturlig eng i Norge som kan bidra med arealrepresentative data for denne naturtypen når den blir iverksatt for hele landet (Johansen et al. 2019 og Bär et al. 2020 upublisert). Når Arealrepresentativ kartlegging av natur i Norge (ANO) er fullt iverksatt kan dette gi potensiale for mer presis modellering av vanlige naturtyper, som kystlynghei, og vi kan da forvente å fange opp sterkt gjengrodd kystlynghei i større grad i modellene.

Arbeidet med Naturindeks 2020 startet i god tid før vi var ferdig med å utvikle modellene i dette prosjektet. Derfor var det ikke mulig å benytte data fra dette prosjektet til å forbedre eksisterende indikator «gjengroing i kystlynghei» i Naturindeks 2020. Det er imidlertid et mål om at dette kan inkluderes ved neste oppdatering av Naturindeks i 2025. Modellering av utbredelse og gjengroing av kystlynghei i Norge har også potensiale til å bidra som datagrunnlag i andre nasjonale programmer som for eksempel Rødliste for Naturtyper.

6 Konklusjoner

Prediksjonsmodell for forekomst av kystlynghei er testet og viser at det er mulig å supplere kartlegging med slike beregninger for å få en økt kunnskap om utbredelsen av kystlynghei i Norge. Det er likevel utfordringer med å finne gode miljøvariabler som kan skille mellom de ulike gradene av gjengroing av kystlynghei. I tillegg har kartlagt gjengroing av kystlynghei svært forskjellige størrelser og omfang som igjen krever informasjon på en romlig skala som gjør det mulig å skille mellom ulik grad av gjengroing. En kombinasjon av arealressurskart og fjernmåling samt høyere oppløsning i prediksjonsmodellen vil trolig redusere usikkerheten i klassifiseringen, spesielt i områder med moderat eller mye gjengroing.

Litteraturreferanse

- Altman D., Bland J. 1994. Diagnostic Tests 3: Receiver Operating Characteristic Plots. *British Medical Journal*, 309(6948), 188
- Carnaval, A.C. og Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, 35, 1187–1201.
- Groesz, F. 2018. Konsulentbistand til testing og metodikkutvikling for kartlegging av naturtyper og beskrivelsesvariabler ved bruk av fjernmåling. Miljødirektoratet. M-1183|2018.
- Haaland, S. 2002. *Fem tusen år med flammer: det europeiske lyngheilandskapet*. Vigmostad & Bjørke.
- Horvath P, Halvorsen R, Stordal F, Tallaksen LM, Tang H, Bryn A. 2019. Distribution modelling of vegetation types based on area - frame survey data. *Applied Vegetation Science*; 22:547–560. <https://doi.org/10.1111/avsc.12451>
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for Naturforskning
- Johansen, L. og Albertsen, E. 2020. Åpent lavland. I: Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Johansen, L., Wehn, S., Hovstad, K. og Velle, L. G. 2015. Kystlynghei i Naturindeks for Norge- Utvikling av indikatorer og datagrunnlag. NIBIO Rapport 1 (5).
- Johansen, L., Wehn, S. og Hovstad, K. 2017a. Naturindeks for Norge: Styrking av datagrunnlag og sammenstilling av påvirkningsfaktorer for temaindekser innen Åpent lavland. NIBIO Rapport.
- Johansen, L., Wehn, S., Halvorsen, R. og Hovstad, K. 2017b. Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge. NIBIO Rapport.
- Monterroso, P., Brito, J.C., Ferreras, P. og Alves, P.C. 2009. Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology*, 279, 27–35.
- NVE (Norsk klimaservicesenter): <https://nedlasting.nve.no/klimadata/kss>
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Wehn, S. og Johansen, L. 2015. The distribution of the endemic plant *Primula scandinavica*, at local and national scales, in changing mountainous environments. *Biodiversity*, 16(4), 278-288.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Kauserud, H., Gulden, G. og Halvorsen, R. 2008. Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. *Journal of Biogeography*, 35, 2298–2310.

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.