



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2019

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 62

Nasjonal overvåking av hule eiker: resultat andre omløp

Kristina Hatlevoll
Ryan Burner
Hans Ole Ørka
David Arnott
Lisa Fagerli Lunde
Marianne Evju
Tone Birkemoe
Anne Sverdrup-Thygeson



Hatlevoll, K., Burner, R., Ørka, H.O., Arnott, D., Lunde, L.D., Evju, M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2019. **Nasjonal overvåking av hule eiker: resultat andre omløp.** - MINA fagrapport 62. 36 s.

Ås, desember 2019

ISSN: 2535-2806

Miljødirektoratets rapportnummer: M-1520|2019

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Kristina Hatlevoll, Anne Sverdrup-Thygeson

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Per Johan Salberg

FORSIDEBILDE

Overvåkingseik som har blitt delt og falt overende på grunn av lynnedslag, Råde kommune i Østfold.

Foto: Lisa Fagerli Lunde, NMBU

NØKKEWORD

Hule eiker, utvalgt naturtype, overvåking, ARKO-prosjektet

KEY WORDS

Monitoring, hollow oaks, ancient trees, selected habitat type

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), Kristina Hatlevoll, Ryan Burner, Hans Ole Ørka, David Arnott, Lisa Fagerli Lunde & Tone Birkemoe: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003 NMBU, NO-1432 Ås.
Marianne Evju, NINA Oslo, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	5
Sammendrag	7
Abstract.....	9
1. Innledning og bakgrunn	11
2. Metode for årets oppfølging av overvåkingseikene	14
3. Resultat av andre omløp av eikeovervåkingen	16
3.1. Utfordringer med å finne igjen tidligere registrerte overvåkingseiker.....	16
3.2. Frafall trær siden første omløp	16
3.3. Endringer i øvrige målinger fra første omløp til andre omløp.....	19
3.3.1 Status gjengroing og endring siden første omløp.....	19
3.1.2. Verdisetting.....	19
3.1.3. Måling av størrelse.....	20
4. Metodeevaluering overvåking av eikene.....	22
4.1. Feltregistreringer	22
4.2 Videre oppfølging av trær som var falt ned eller hogd.....	22
4.3. Bruk av fjernmåling i overvåkingen.....	22
5. Overvåking av insekter i tilknytning til overvåkingseikene.....	28
6. Diskusjon og konklusjon.....	31
Litteratur	33
Vedlegg	35
Vedlegg 1.....	35
Vedlegg 2.....	36

Forord

Arbeidet med hule eiker startet som en del av *Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold*. Dette prosjektet gikk fra 2003 til 2015, og målet var å stedfeste og verdiklassifisere viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, samt komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skulle både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle kartleggings- og overvåkingsaktiviteter.

ARKO-prosjektet (*Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking*) var en del av Nasjonalt program i hele prosjektperioden. ARKO ble ledet fra NINA, men med en rekke samarbeidende institusjoner. Formålet med ARKO-delprosjektet var tredelt; øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. ARKO-prosjektet fokuserte på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truete arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte hotspot-habitater. All publisering finnes på prosjektets hjemmeside www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx.

Et av hotspot-habitatene i ARKO var *hule eiker*, som har vært fulgt opp fra starten i 2004. I 2013, mot slutten av ARKO-prosjektet, utarbeidet prosjektgruppen et forslag til en metodikk for en nasjonal overvåking av hule eiker.

Eikene har blitt fulgt opp i forlengelse av ARKO-prosjektet. I årene 2012-2016 gjennomførte vi det første omløpet av en nasjonal overvåking, i henhold til metodikken som var utarbeidet. Dette arbeidet ble ledet fra NMBU/MINA med NINA og UiO/NHM som samarbeidspartnere. Det første omløpet er rapportert i MINA fagrapport 50 (2018).

Andre omløp av nasjonal overvåking av hule eiker ble gjennomført i 2019, og denne rapporten er en oppsummering av resultatene. Rapporten gir en oppdatering av tilstanden til de 656 overvåkingseikene som ble registrert i første omløp. Dessuten vurderer vi om fjernmåling kan bidra til å forenkle overvåkingen av eikene. Til slutt foreslår vi en oppfølging for både eikeovervåking og oppstart av insektovervåking fra 2020, basert på resultatene fra årets arbeid.

Prosjektet har vært gjennomført av NMBU og NINA i samarbeid, med Anne Sverdrup-Thygeson ved MINA, NMBU som prosjektleder. Feltarbeidet har vært utført av David Arnott, Ryan Burner, Lisa Fagerli Lunde og Kristina Hatlevoll. Sistnevnte har også hatt hovedansvaret for å sammenstille rapporten, mens Ryan Burner har hatt ansvar for å organisere feltarbeidet, samt datahåndtering og figurer i rapporten. Det er Miljødirektoratet som har finansiert arbeidet.

Ås, desember 2019
(sign.)

Anne Sverdrup-Thygeson, MINA/NMBU

Sammendrag

Hule eiker utgjør viktige hotspothabitater for en rekke arter i Norge. Eik er det viktigste hulromsdannende treet i Norge og i 2011 ble treslaget vedtatt som utvalgt naturtype (Lovdata 2011). Dette ledet til oppstarten av en nasjonal overvåking av eikene i 2012, hvor vi nå har gjennomført andre omløp. Denne rapporten oppsummerer resultatene fra det andre omløpet av nasjonal overvåking av hule eiker, der 656 hule eiker ble oppsøkt i de 500 overvåkingsrutene som overvåkingen omfatter.

Endret antall hule eiker

Status for antall overvåkingseiker viser en nedgang på 5,4 % i forhold til første omløp. Dette er en betydelig nedgang tatt i betraktning det korte tidsintervallet siden forrige omløp (3-7 år). Av de tre verdikategoriene A, B og C, er det spesielt viktig å ta vare på A-verdi trær. A-trær utgjør en liten andel av alle hule eiker (7,5 % av totalt omlag 60 500 estimerte hule eiker i Norge). Totalt forsvant fem A-trær mellom første og andre omløp, og vi anslår et årlig frafall på mellom 1,1 og 1,8 % av hule eiker totalt og mellom 1,1 og 1,9 % for A-trær. Dette inkluderer både trær som er hogd eller falt som resultat av arealendringer, og trær som har gått ut av antatt naturlige årsaker.

Om lag 44 % av alle avgåtte trær er trær fjernet pga. menneskelig inngrep (15 overvåkingseiker av totalt 34). Ettersom alle overvåkingseikene er tilgjengelig i nasjonale databaser (Naturbase) kan avgangen vi ser være underestimert i forhold til reelle nasjonale gjennomsnitt (se diskusjon av dette i MINA fagrapport 50, 2018). Gjentatte, jevnligte feltregistreringer er viktig for å kunne registrere utviklingen av antall hule eiker i Norge.

Vurdering av fjernmåling

Det er begrenset hva fjernmålingsmetoder kan tilføre når det gjelder effektivisering av overvåkingen så lenge det er vanskelig å detektere enkelttrær. Den fjernmålingsmetoden som har størst potensial for overvåkingen av hule eiker er bruk av laserdata (lidar) kombinert med 3D data hentet fra bildematching av flyfoto. Denne metoden gir høy nøyaktighet samtidig som det er god tilgang på bilder. Resultater fra ortofoto viste noe bedre utslag enn satellittdata, der 10 av totalt 34 trær som har avgått ble riktig klassifisert. Per i dag er det ikke mulig å fange opp enkelttrær nøyaktig med satellittdata, men metoden kan detektere arealendringer i skog, der 5 trær ble riktig detektert fjernet pga. arealendringer.

Endringer i andre målevariabler og metodevaluering

I andre omløp oppdaterte vi status for gjengroing. Resultater viste ingen endring i gjengroing rundt trærne. I all hovedsak viser årets resultater at metoden med registrering av hule eiker fungerer godt. Det er allikevel ønskelig å gjennomføre noen utbedringer, som bedre koordinatfesting av eikene med avansert GPS. I andre omløp har vi forbedret registreringsmetodene med bedre foto samt avmerkede målepunkt til omkretsmålinger. Vi har også fått en bedre oversikt over variasjon av registreringer mellom observatører, noe som vil gjøre deteksjon av faktiske endringer i fremtiden enklere.

Oppstart insektovervåking fra 2020

Vi foreslår et opplegg for overvåkingen med et 6-årig omløp. Eikene i seg selv overvåkes hvert 6. år, og to sett av 50 overvåkingseiker overvåkes for insekter hvert 3. år. År 4 i hvert omløp vil da være dedikert til analyser og rapportering.

Vi har gjennomført uttrekket av to sett med 50 overvåkingseiker og vil videre arbeide med å få oversikt over grunneiere for å spørre om tillatelse til å henge opp insektfeller fra og med 2021.

Før vi starter på et slikt 6-årig omløp foreslår vi å gjennomføre et pilot/oppstartsår i 2010. I dette året vil vi teste nye insektfeller som skal sikre god bevaring av materialet for DNA-analyser og mer effektiv fangst av insekter og sammenligne metoden med fangstfeller vi har brukt tidligere.

Oppstart av uttestingen i 2020 betinger at vi får avklart bevilgning tidlig nok til å fullføre forberedelsene. Kunnskapen fra denne pilotundersøkelsen vil danne grunnlag for et mye bedre overvåkingssystem i fremtiden og ikke minst være til nytte for andre forskere som skal gjøre tilsvarende vurderinger både i Norge og internasjonalt.

Abstract

Hollow oaks provide important habitat for a number of taxa and have been designated as 'hotspot habitats' in Norway. Oak trees are also the most important hollow producing trees in Norway and was in 2011 regulated as a selected nature type (lovdata 2011). A national monitoring program was established in 2012 to estimate the total number of large hollow oaks in the country. Trees meeting certain criterion were inventoried in 500 plots around the country, resulting in a sample of 656 hollow oaks that were marked for ongoing monitoring. This report summarizes the results from the second round of the national monitoring of these trees during which we visited and re-assessed these trees.

Attrition and changes among monitored hollow oaks

Among the monitored hollow oaks, the number still standing shows a decrease of 5.4%. The decrease represents a significant proportion considering the relatively short time interval (3-7 years). Each tree was placed into one of three value categories (A - highest, B, or C), based primarily on its size and the extent of its cavity, during the first round of surveys. A- trees are considered the highest value because they habitat the richest biodiversity. However, they are also the rarest (only 7,5 % of approximately 60 500 estimated hollow oak trees in Norway). We estimate a yearly decrease of 1,1 - 1,8 % of hollow oaks, and 1,1 - 1,9 % for A-trees. Because all the monitored hollow oaks are available in national databases (Naturbase), the result may necessarily not show an accurate probability of trees gone. We have mentioned this earlier (see MINA fagrappport 50, 2018), and therefor the risk of trees being cut down or removed is lower than the true risk.

Changes in other monitoring values and evaluation of method

We updated the level of competition from nearby vegetation in the second round. The results show no apparent change.

Mainly our results show that the method of registering hollow oaks works. However, we would like to make some improvements by improving accuracy of located hollow oaks by improving better GPS-equipment. We were able to improve some aspects of the method by better photos and better measurement procedures in the second round. In the second round we also gained a better overview of detecting variation that occurs between registrations. This will insure an easier detection of real changes in the future monitoring ahead of us.

Evaluation of remote sensing as a monitoring tool

Continued on-the-ground monitoring of hollow oaks is challenging given the wide spatial distribution of the sampling plots. There is some potential, however, in using 3D data that is extracted from annual aerial photos and laser data (lidar) to assist in detecting of disappearing hollow oaks. This method has highest potential to detect changes in trees that grow in forests. Ortophotos show a better result comparing to satellite data, detecting correctly 10 out of total 34 trees as trees gone in the second round. Satellite data was not able to detect singular trees, however this method did detect changes in the area around the monitoring oaks that lead to 5 trees gone.

Improvements to measurements and monitoring methods.

Overall our methods are showing good results. However, some improvements can be suggested, such as more precise GPS receivers. We have been able to improve photos of each tree, and standardize better the marking of circumference measurements on each tree. Inter-observer differences present a challenge to some measurements and classification between and within monitoring rounds, but we have worked to further standardize our methods in order to collect more precise data in the future, increasing our ability to detect future changes.

Plans for insect monitoring in hollow oaks in 2020

After reporting our results from the current round of monitoring, we propose a program for long-term monitoring of these hollow oaks and the insects that depend on them. In this plan, all of the monitored hollow oaks will be revisited every sixth year. In between, insects will be trapped in alternating years on two different 50-tree subsets of these monitored oaks (in years 2 & 5 and 1 & 3, respectively). We have selected a random subset of 50 monitored hollow oaks and are currently working on obtaining permission from landowners to install insect traps in 2021. In 2020, we will evaluate which insect-catching methods are most effective for these hollow oaks. This pilot project will provide a foundation for a much better monitoring system in future research and will aid other scientists that are working with similar evaluations both in Norway and worldwide.

1. Innledning og bakgrunn

Eik er et sydlig treslag, med en begrenset utbredelse i Norge. Vi har hovedsakelig to arter, sommereik (*Quercus robur*) og vintereik (*Q. petraea*), som vi i prosjektet behandler under ett. Vi finner eik i et belte langs kysten nord til Sør-Trøndelag. Selv om eika bare utgjør noen få prosent av skogarealet i Norge, har den likevel et rikt og unikt sett av arter knyttet til seg. Svenske anslag antyder at minst 1500 ulike arter lever i og på eiketrær (Hultengren et al. 1997).

Eiketrær kan bli svært gamle, og med alderen oppstår spesielle mikrolevesteder - som grov sprekkebark, døde partier på stammen, døde grener i kronen, og hulrom med vedmuld. Disse spesielle mikrohabitatene danner grunnlaget for eikas rike tilknyttede artsmangfold.

Hulrommene som gjerne dannes etter hvert som eika eldes, er spesielt viktige. Nedbrytningsprosesser drevet fram av sopp, småkryp og bakterier gjør at eikeveden blir myk og omdannes til en løs, kornet, rødbrun struktur, kalt vedmuld eller rødmuld. Denne blandingen av nedbrutt ved, sopphyfer, fuglereirrester, insektmøkk og døde insekter har et svært høyt næringsinnhold enn intakt eikeved. Den er derfor et levested for mange arter, spesielt biller, tovinger, vepser og mosskorpioner. Noen av disse artene kan bare leve i denne vedmulda. Eik er det viktigste hulromsdannende treet i Norge og ofte det eneste levestedet for disse artene hos oss.

Mange av artene vi finner i tilknytning til eik, lever i hovedsak på dette treslaget hos oss. I Norge er mange av disse eikespesialister regnet som utrydningstruet (Se norsk rødliste - Artsdatabanken 2015). Dette gjelder både arter av sopp, lav og insekter. Samtidig dekker en hul eik et svært begrenset areal, slik at det er gode muligheter for å ivareta et rikt og unikt artsmangfold med enkle og lite arealkrevende tiltak.

Det rike og unike artsmangfoldet var bakgrunnen for at ARKO-prosjektet rettet søkelyset mot hule eiker. Det er også en vesentlig del av grunnen til at hule eiker fikk status som en utvalgt naturtype.

Juridisk status og forvaltning

Hule eiker ble i 2011 vedtatt som utvalgt naturtype (Lovdata 2011). Det betyr at eikene fikk en økt beskyttelse mot trusler som nedbygging og hogst. Både private og offentlige grunneiere, utbyggere, entreprenører og offentlige myndigheter har derfor et ansvar for å ta vare på hule eiker.

Hule eiketrær har også en egen handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2012). Den skal ivareta og legge til rette for at arter knyttet til hule eiker kan beholde eller eventuelt utvikle levedyktige populasjoner. Fagdelen av handlingsplanen ble revidert i 2018, men er så vidt vi vet fortsatt ikke sendt på høring.

Metode for innsamling av overvåkingsdata for hule eiker

Metodikken som legges til grunn i den nasjonale overvåkingen av hule eiker, er grundig beskrevet i Sverdrup-Thygeson et al. (2013). Noen hovedpunkter gjengis her:

Overvåkingen har tatt utgangspunkt i data fra pilotstudier, som er benyttet til å estimere grunnleggende parametere. Vi har også hentet inspirasjon fra det svenske forslaget for overvåking av "Skyddsvärda träd" (Naturvårdsverket 2009).

Innledningsvis bestemte vi et definisjonsområde for overvåkingen. Det inkluderte alt areal under 400 moh. i kommuner med minst to funn av eik i Artskart, forekomst av utvalgt naturtype hul eik eller naturtypelokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik. Dette ga et definisjonsområde for overvåking av hul eik på ca. 41 000 km².

Området ble delt opp i 200 472 ruter á 500 m x 500 m. Rutene ble sortert i to grupper, avhengig av om det var antatt forekomst av hule eiker i ruta eller ikke (enkelt kalt ja-ruter og nei-ruter). Antagelsen var basert på beskrivelser av gammel/hul eik i Naturbase eller registrering av hule lauvtrær i Miljøregistreringer i Skog (MiS). Denne informasjonen var lite presis og ga ingen garanti for at det faktisk fantes hul eik i ruta. Mindre enn 2 % av rutene var ja-ruter; de aller fleste av disse fordi de hadde registreringer av hule lauvtrær i MiS.

Vi vurderte ulike prinsipper for å velge ut overvåkingsruter (tilfeldig versus sannsynlighetsbasert), og testet hvor mange ruter vi måtte ha for å oppdage en gitt endring med en viss sannsynlighet. Vi endte med å foreslå 500 faste overvåkingsruter, fordelt på 20 % ja-ruter og 80 % nei-ruter. Dersom estimatene basert på tidlige undersøkelser i ARKO-prosjektet viste seg å være gyldige, skulle denne fordelingen gi en rimelig mulighet for å kunne oppdage relativt små endringer både i størrelsen og gjenvoksingstilstanden til eiketrærne.

Selve feltundersøkelsen av rutene ble fordelt over 5 år. Første omløp pågikk fra 2012 til 2016 og resulterte i funn av 656 hule eiker, fordelt på 114 av de 500 undersøkte rutene.

Årets overvåking av de hule eikene omfattet kun de 656 trærne som ble funnet i første omløp. Alle disse ble oppsøkt, først og fremst for å avklare om de fremdeles levde, hadde blitt felt/fjernet eller dødd av naturlige årsaker. Siden det kun innebar en liten ekstra innsats når vi først var på stedet, målte vi også andre egenskaper ved trærne og omgivelsene som var registrert i første omløp (verdivurdering, størrelse, vitalitet, barkgrovhet, gjengroingsstatus med flere). Siden første omløp foregikk over flere år var det nå fra tre til syv år siden sist trærne ble oppsøkt

Behov for overvåking av insekter tilknyttet hule eiker

I rapporten som oppsummerte første omløp, beskrev vi også et forslag til videreføring, både av overvåkingen av eiketrærne og av insektmangfoldet knyttet til dem.

Bakgrunnen for at vi fokuserer på insekter er at disse, i kraft av sin tallrikhet og det faktum at de er tilstede nesten overalt i terrestriske og limniske økosystemer, er en vesentlig del av norsk biologisk mangfold, og av prosesser og funksjoner i norsk natur. Samtidig peker en rekke studier de siste årene på en kraftig nedadgående trend for insekter i flere andre land. Helt nylig kom en ny insektstudie fra Tyskland, publisert i Nature, som avdekker en kraftig tilbakegang av både artsantall, biomasse og dels tallrikhet, i jordbrukslandskap og skog i Tyskland de siste ti årene (Seibold et al. 2019). Dette studiet er basert på en tidsserie av systematiske insektovervåkingsdata og understreker til det fulle verdien av slike overvåkingsserier (Se også Kunin 2019).

Både global og nasjonal status for insekter er oppsummert i et samarbeidsprosjekt mellom entomologer ved flere norske institusjoner (Åström et al. 2019). Vi har lite detaljert kunnskap om status og utvikling for norske insekter, men rødlistevurderingene angir at 1163 insektarter er truet, mens 655 er nær truet. Det er særlig to grupper av insekter som peker seg ut: Pollinerende insekter og insekter knyttet til død ved/naturskog.

Hule eiker representerer et betydelig livsmiljø for en rekke av disse artene. Det er kjent om lag 100 rødlistete billearter fra hule eiker i Norge. En stor andel av disse har larveutvikling i vedmuld inne i hule trær eller i døde partier på treet, og flere er (som voksne biller) blomsterbesøkere som bidrar til pollinering. Mange av artene er på retur over hele Europa. Det er derfor viktig å få i gang en overvåking av insektmangfoldet i hule eiker, og det er særlig biller det er aktuelt å følge med på.

Årets oppdrag

Vi har oppsøkt de 656 eiketrærne (ett tre viste seg å være duplikat, derfor er tallet en mindre enn i forrige rapport) som ble kartlagt i første omløp av eikeovervåkingen i perioden 2012-2016 (MINA fagrapport 50, 2018). Denne rapporten dekker følgende hovedtemaer, i henhold til avtale med Miljødirektoratet:

- Resultater fra den videreførte overvåkingen av de 656 overvåkingseikene: frafall av trær og årsak legges frem og status for gjengroingstilstand rapporteres. I tillegg diskuterer vi resultatet for øvrige variabler målt i felt, særlig med tanke på omfang av forventet endring versus observatørfeil.
- En vurdering av om fjernmålingsdata kan brukes som et supplement i overvåkingen av hule eiker, ved å se på et utvalg tilgjengelige datakilder som er tilgjengelig for miljøforvaltningen.
- På bakgrunn av konklusjoner og resultater fra de første to punktene gjør vi en prinsipiell vurdering av behovet for endringer i metodikken slik den er foreslått i tidligere rapporter, både når det gjelder videre overvåking av eiketrærne og oppstart av insektovervåking tilknyttet eikene.

2. Metode for årets oppfølging av overvåkingseikene

I alt ble 656 hule eiker registrert i de 500 rutene i første omløp (**figur 1**). Tallet er en mindre enn tidligere fordi vi oppdaget et duplikat. Årets overvåking av de hule eikene omfattet kun disse trærne, ruter uten trær ble ikke oppsøkt.

De 656 eikene ble oppsøkt først og fremst for å avklare om de fremdeles stod på stedet eller om de hadde blitt hogd/fjernet eller falt/brukket av naturlige årsaker. Vi har inndelt dødsårsaker i tre kategorier: De to første kategoriene er inndelt ut fra menneskelig påvirkning. Her utgjør hogst hovedårsaken for direkte menneskelig påvirkning, mens indirekte menneskelig påvirkning har vi valgt å kalle for arealendringer. Dette er endringer i omgivelsene rundt eika som sannsynligvis har forårsaket at det har falt ned/brukket - f.eks. utbygging eller flatehogst. Summen av direkte og indirekte dødsårsaker pga. menneskelig inngrep kaller vi for hogst og arealendringer. Den tredje kategori samler opp det som sannsynligvis er naturlige årsaker som kan ha forårsaket treets død, som kraftig vind, råte, elde, lynnedslag etc.

For å vurdere om det hadde skjedd noen endringer i eikenes behov for skjøtsel registrerte vi gjengroingstilstanden hos de trærne som fortsatt var registrert som levende i andre omløp.

Verdikategoriene A, B og C har vi etterprøvd i andre omløp ved at observatører har utført en ny vurdering, der de samme verdikriterier fra første omløp gjelder. Kriterier som bidrar til A-verdi, er meget stor omkrets, dype barksprekker, hulrom med mye vedmuld, og høy tetthet av hule eiker i området. Eiker av B-verdi kan også utgjøre store trær med grov barkstruktur og synlig hulrom, men ikke med like store mengder vedmuld. Derimot vil eiker med mindre omkrets og jevnere barkstruktur, uten synlig hulrom eller med lite utviklet hulrom og uten vedmuld gis C-verdi. Trær av A-verdi kaller vi A-trær, mens B- og C-verdi trær kaller vi for B-trær og C-trær i rapporten.

Siden det kun innebar en liten ekstra innsats når vi først var på stedet, gjennomførte vi også målinger av de øvrige tre-variablene: størrelse, vitalitet, barkgrovhet osv. (Se **vedlegg 2**). Siden det ikke var så lenge siden målingene ble gjort sist, forventet vi at det ikke hadde skjedd store endringer med disse tre-variablene. Vi valgte i stedet å bruke målingene, først og fremst endringer av verdi og størrelse, for å kunne vurdere observatørforskjeller og andre utfordringer knyttet til feltregistreringer.

I all rapportering av resultater har vi brukt de opprinnelige verdivurderingene og diametermålingene fra første omløp.

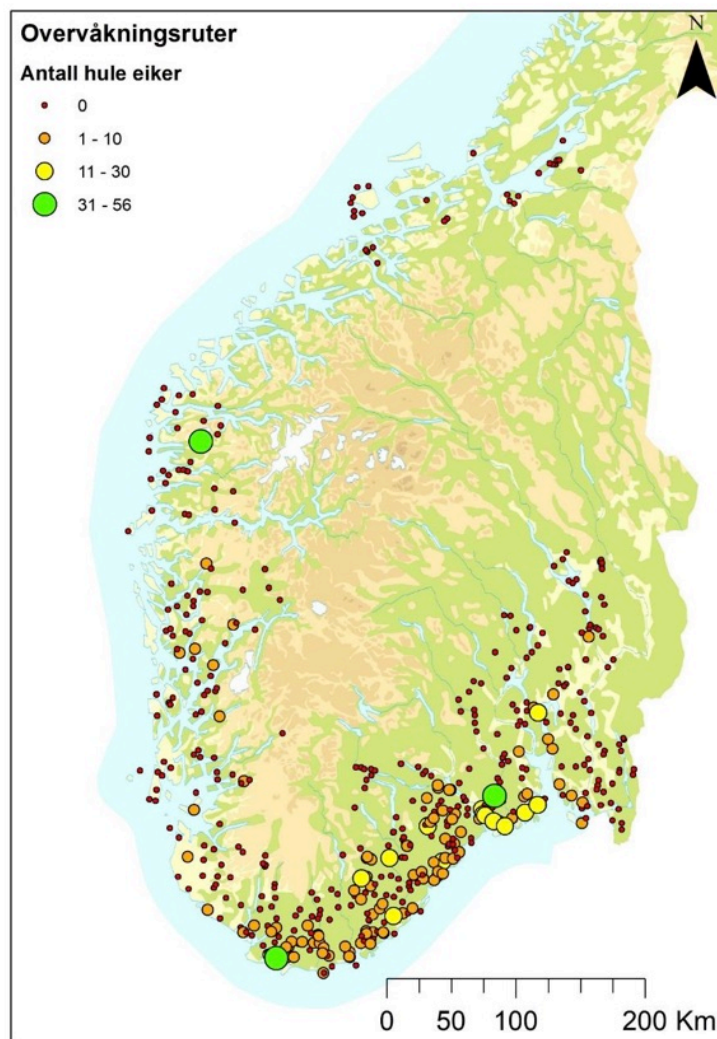
Fra første omløp var det klart at antall hule eiker var skjevt fordelt mellom rutene – 386 ruter hadde ingen slike trær, 38 ruter hadde 1 hul eik, 60 ruter hadde fra 2 til 10 hule eiker, mens 16 ruter hadde mer enn 10 hule eiker (av disse hadde 4 ruter hhv. 30, 36, 54 og 56 hule eiker). Med andre ord er de 656 hule eikene fordelt på bare 114 av de opprinnelige 500 rutene som var undersøkt. Det ble i dette omløpet oppdaget en dobbel registrering av én eik, og dermed oppdateres total antallet trær i første omløp fra 657 til 656 hule eiker.

Ikke alle trærne er omfattet av forskriften om utvalgt naturtype hule eiker. Fra første omløp vet vi at i alt 299 trær (46 % av overvåkingseikene) sto innenfor forskriftens virkeområde og kan omtales som forskriftseiker. Av disse sto 67 trær (10 % av overvåkingseikene, 22 % av forskriftseikene) i kantsonen som i 2017 ble inkludert i forskriftens virkeområde av Klima- og miljødirektoratet (2017). For at hule eiker i kantsoner skal inngå som forskriftseik, må eika stå maks 20 meter inn i produktiv skog fra arealklassene bebyggd, åpen fastmark, fulldyrka jord, overflatedyrket jord og innmarksbeite.

De resterende 357 trærne (54 % av overvåkingseikene) omfattes ikke av forskriften. Av disse trærne er 28 (8 %) utenfor forskriftens virkeområde fordi de står i verneområder; de øvrige 329 overvåkingseikene befinner seg i produktiv skog.

I denne rapporten bruker vi følgende begrep og definisjoner:

- **Hule eiker:** Eiker som tilfredsstiller forskriftens krav til egenskaper ved treet.
- **Forskriftseiker:** Hule eiker som står innenfor forskriftens virkeområde.
- **Overvåkingseiker/trær:** Hule eiker registrert i overvåkingens første omløp, i alt 657



Figur 1 Oversikt over alle kartlagte ruter, der størrelse angir antall overvåkingseiker som ble funnet i ruten i første omløp

3. Resultat av andre omløp av eikeovervåkingen

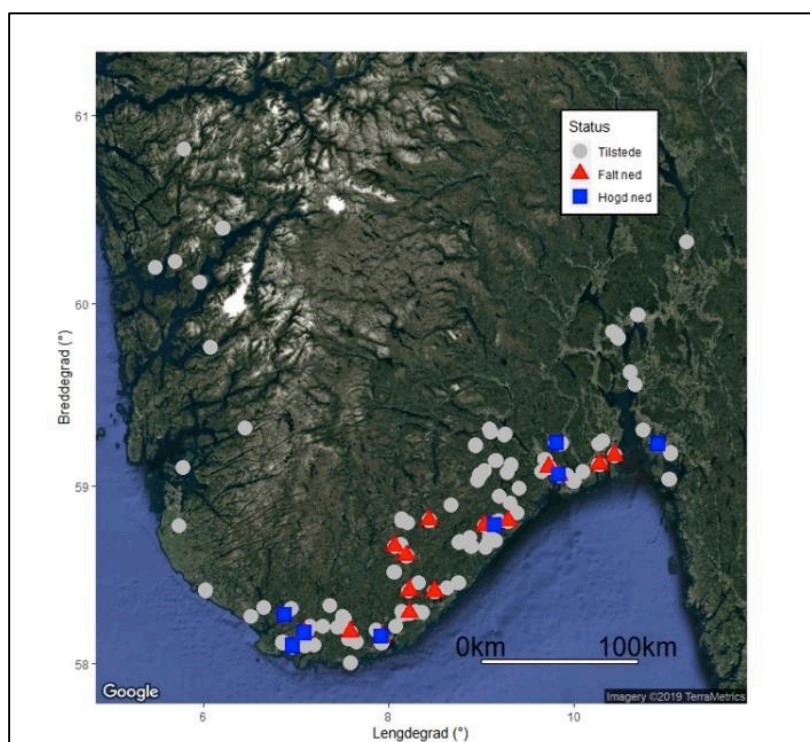
3.1. utfordringer med å finne igjen tidligere registrerte overvåkingseiker

Av de 656 overvåkingseikene registrert i første omløp, kunne 23 trær, eller spor etter disse, ikke gjenfinnes/identifiseres av årets registranter. Dette skyldes antagelig unøyaktighet i stedsangivelse ved håndholdt GPS som kan være stor i tett skog og ulendt terreng. I tillegg var noen foto fra første omløp for dårlige (tatt i dårlig vær, for mørkt etc.) til å sikkert gjenkjenne treet. Vi kan altså ikke si noe om status for disse 23 trærne og har i rapporteringen under forholdt oss til de 633 trærne som ble sikkert identifisert i årets feltarbeid.

3.2. Frafall trær siden første omløp

De fleste overvåkingstrærne som ble registrert for tre til syv år siden, var fortsatt levende, men 5,4% av trærne (34 av de 633) hadde falt eller blitt hogd. En oversikt over status for trærnes tilstand vises i kart under (**figur 2**). Ser man videre på den romlige fordelingen av trær med endret status, er det ingen åpenbare mønstre – felte og hogde trær synes å være fordelt over hele overvåkingsområdet, dog er ingen av de relativt få overvåkingseikene på Vestlandet berørt.

Av overvåkingseiker som døde på grunn av menneskelige endringer har 9 trær status hogd og 6 trær status falt ned/brukket pga. arealendringer.. Status trær som falt ned/brukket av naturlige årsaker utgjør 19 trær (**figur 2**). Vi har begrenset med informasjon om årsaken til at de 15 trærne er borte pga. hogst og arealendringer. Et eksempel på felte trær vises under (**figur 3**) – i form av foto av to trær som er hogd. Begge trærne var vurdert i god tilstand i første omløp. Begge sto i veikanten mot skog, men omgivelsene rundt treet av B-verdi (bildet til høyre) hadde større innslag av bebyggelse.



Figur 2. Status av overvåkingstrær høst 2019.



Figur 3. Venstre foto: Dette var det som var igjen av et tidligere vitalt A-verdi tre som har stått i en løvskogsveikant. Fra Lyngdal kommune i Vest Agder fylke. Høyre foto: Dette treet var et B-verdi tre i god tilstand som har stått i veikant ved bebygget område. Nå står bare en avskåret rest av stammebasis igjen. Fra Fredrikstad kommune i Østfold fylke. Begge foto: Lisa Fagerli Lunde.



Figur 4. Venstre foto: A-verdi tre som har falt ned trolig etter en storm. Treet sto i en blandingskog. Fra Marnardal kommune i Vest Agder. Høyre foto: B-verdi tre som har falt. Fra Porsgrunn kommune, Telemark. Begge foto: David Arnott.

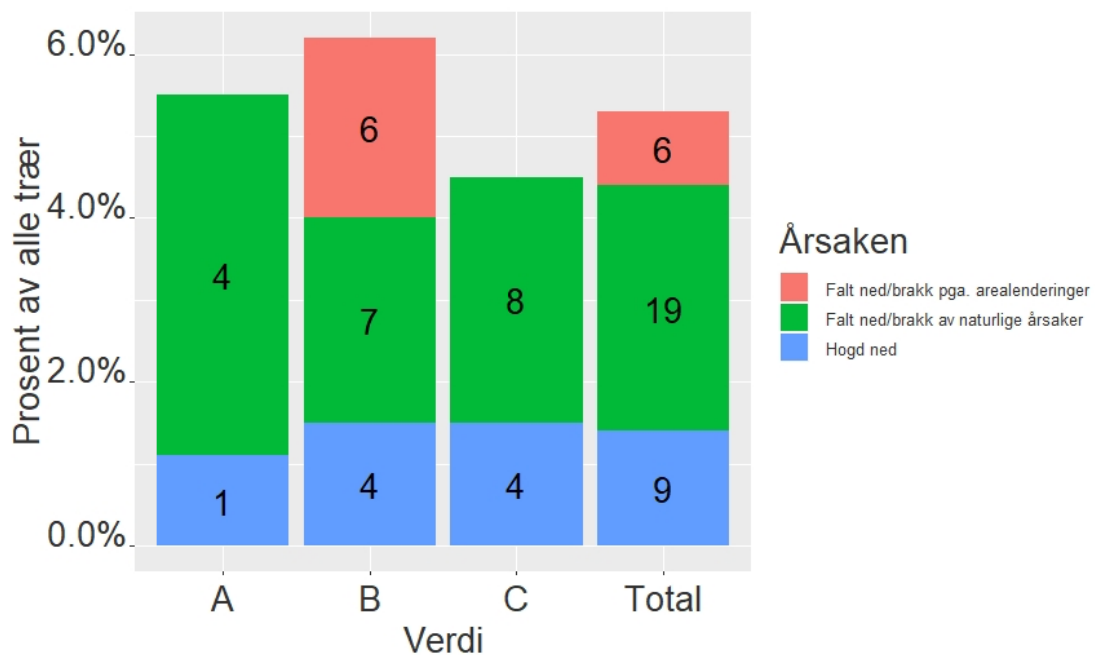
Trær som ble funnet liggende på bakken i områder der vi ikke registrerte noen menneskelig påvirkning har mest sannsynlig falt ned av naturlige årsaker (**figur 4**).

Trær registrert døde fra hogst og arealendringer utgjorde omtrent halvparten (44 %) av alle avgåtte trær (15 av totalt 34). To B-trær som hadde falt overende var i hogstområder. Sannsynligvis økte dette trærnes utsatthet for vind og medførte til at begge fikk brukket av største delen av stammen (se **figur 5** og avsnitt om fjernmåling **figur 10**). Videre var 4 trær fjernet på grunn av steinbrudd i området (se avsnitt om fjernmåling og **figur 9**).



Figur 5. Venstre foto: Eik registrert i hogstfelt i første omløp (Foto: Rannveig Margrete Jacobsen). Høyre foto: I gjenbesøket i andre omløp har eika falt ned, trolig fra økt vindutsatthet (Foto: David Arnott). I Birkenes kommune i Aust-Agder.

Figur 6 viser verdivurderingen av trær avgått enten ved å bli hogd ned, arealendringer eller naturlige årsaker. Trær hogd ned omfattet 1 A-verdi tre, 4 B-trær og 4 C-trær. Trærne falt ned/brukket pga. arealendringer utgjorde 6 B-trær, mens trær som falt ned/ brukket av naturlige årsaker var fordelt mellom 4 A-trær, 7 B-trær og 8 C-trær.



Figur 6. Oversikt over verdifordeling av alle overvåkingseiker som har falt ned/brekket fra enten naturlige årsaker eller pga. arealendringer eller fra å bli hogd ned pr. 2019, mellom første og andre omløp.

3.3. Endringer i øvrige målinger fra første omløp til andre omløp

3.3.1 Status gjengroing og endring siden første omløp

Gjengroing har betydning for trærnes skjøtselsbehov. Vi har derfor sammenfattet gjengroingsstatus for andre omløp, selv om vi forventet få endringer siden første omløp. Det må påpekes at vi ikke kan skille reell endring i gjengroingstilstand fra ulikheter i vurdering hos observatørene i de to omløpene. Gjengroing i eikenes omgivelser er oftest et resultat av opphør av tidligere bruk (beite/slått), men kan også ha elementer av suksjon etter naturlig forstyrrelser. Generelt kan gjengroing rundt eiketrærne redusere treets vekst, levetid samt egnethet som habitat for rødlistete og eikespesialiserte insektarter (Gough et al. 2014).

Gjengroing ble skåret i felt på en tredelt skala for hvert overvåkingstre: (1) Ja - busker/småtrær, (2) Ja - trær i tilnærmet samme høyde som eika, (3) Nei. Vi skåret forskjellen mellom tidligere og årets registreringer på en skala fra -2 til 2, der økt gjengroingsgrad har verdi 1 eller 2, mens verdiene -1 og -2 betyr mindre gjengroing (**tabell 1**). Uendret tilstand gjenspeiles i verdi 0.

I hovedsak var det ikke skjedd store endringer i gjengroingstilstanden siden sist. Totalt hadde 74 % av alle trærne uendret gjengroingstilstand.

Ser vi på trær i ulike verdikategorier, hadde 72 % av A-trær, 76 % B-trær og 74 % C-trær uendret gjengroingsstatus (**tabell 1**). Økt gjengroing ble registrert rundt 9 % av alle trær (9 % av A-, 10 % av B-trær, og 7 % av C- trær). Gjengroingsgrad ble registrert å ha gått tilbake for 17 % av overvåkingstrærne i andre vs. første omløp (19 % A-trær, 14% B- trær og 19 % C- trær).

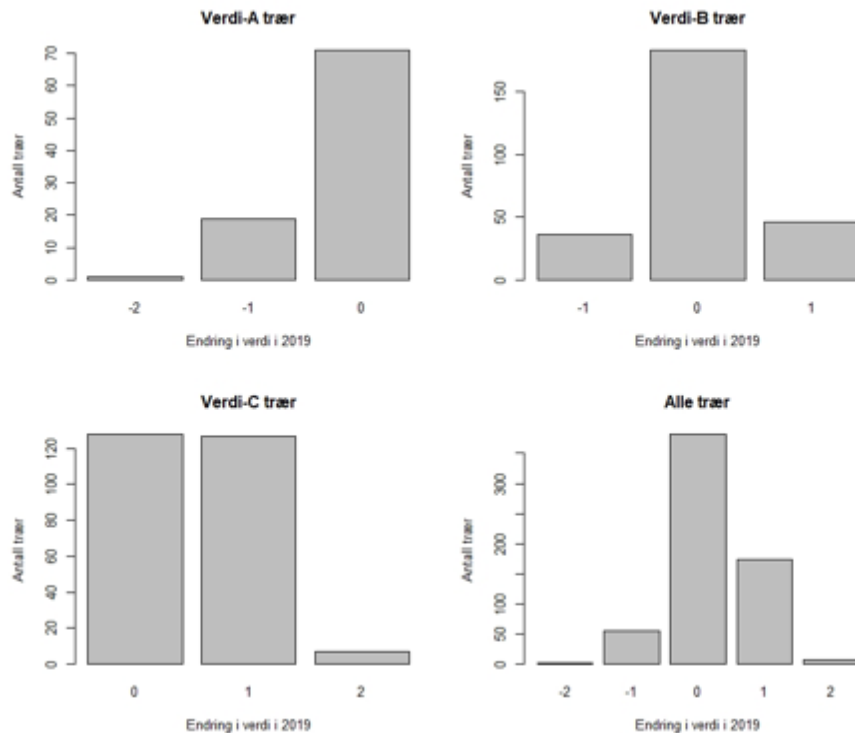
Tabell 1. Oversikt over endret gjengroingstilstand fra første til andre omløp. Antallet er noe lavere enn 599 trær som var registrert levende i andre omløp, fordi noen trær ikke hadde fått vurdert gjengroingstilstand.

Endring i gjengroing fra første til andre omløp						
Verdi i første omløp	-2	-1	0	1	2	Totalt
A	2	14	61	6	2	85
B	10	26	193	20	6	255
C	13	36	188	10	7	254
Totalt	25	76	442	36	15	594

3.1.2. Verdisetting

Vi har skåret forskjellen mellom tidligere og årets verdisetting på en skala fra -2 til 2, der økt verdi gir verdi 1 (eks. fra C til B) eller 2 (fra C til A), mens redusert verdi gir -1 (eks. fra A til B) eller -2 (fra A til C). 0 betyr uendret verdi.

Under ser vi en oversikt over årets verdisetting av overvåkingseikene, sammenlignet med resultater fra første omløp (**figur 7**). I hovedsak ble de aller fleste eiker blitt vurdert likt med unntak av C-trærne.



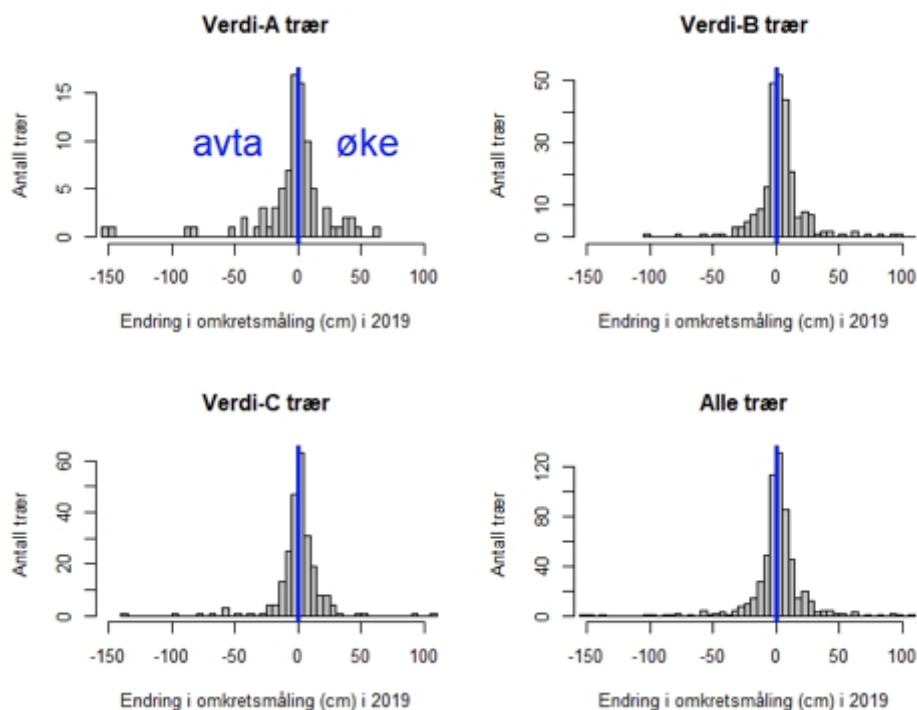
Figur 7. Oversikt over endring i verdi mellom første og andre omløp.

Av alle C-trær som ble vurdert, fikk om lag halvparten (124 av 255) en verdiøkning med ett trinn. Det var også 6 C-trær som hoppet to trinn opp og ble vurdert som A-trær (se **vedlegg 1** for oversikt antall trær verdivurdert i 2019). Av B-trær fikk de fleste samme verdi (177 av 258), 45 trær fikk ett trinn høyere og 35 trær ett trinn lavere verdinivå. De fleste A-trær fikk samme verdi (68 av 86), mens 18 A-trær ble vurdert ett verditrinn lavere.

De ulikheter som ble registrert mellom første og andre omløp kan først og fremst knyttes til at verdissetingskriterier er basert på vurderinger som har subjektive elementer og/eller er vanskelig å måle med 100 % nøyaktighet (**se vedlegg 2**). Dette er en kjent situasjon ved verdivurdering av natur, og berører en stor og krevende pågående debatt om hvordan norsk natur bør beskrives og kvalitetsvurderes. Før neste omløp ønsker vi å se på om det er mulig å beskrive kvalitet mer kvantitativt, og med mindre rom for subjektive vurderinger. Her vil vi også se på arbeidet rundt kvalitetsvurdering av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks (Framstad et al. 2019; Miljødirektoratet 2019).

3.1.3. Måling av størrelse

Treets størrelse ble målt som stammeomkrets ved brysthøyde (1,3 m over bakken). Resultatet viser i hovedsak at målingene, tross ulike observatører de to omløpene, lå på samme nivå (**tabell 2**). De små endringene som ble registrert, var sannsynligvis knyttet til ulikheter mellom observatører heller enn reelle endringer. Fordeling av målingsforskjellene mellom første og andre omløp har noe variasjon (**figur 8**), der A-trærne ble målt til å ha noe mindre omkrets i andre omløp (**tabell 2**).



Figur 8. Endringer i målinger av stammeomkrets i tidsintervallet 2014-2019.

Vi definerte i løpet av analysen 27 trær som feilmålte trær (måleforskjeller mellom første og andre omløp ≥ 50 cm +/-), fordelt mellom 6 A-trær, 11 B-trær og 10 C trær. Disse forskjellene har sannsynligvis sammenheng med at det er vanskelig å legge målebåndet nøyaktig likt når stammen skal måles i brysthøyde (130 cm), spesielt i ujevnt terreng og trær med uregelmessig vekstform. Det kan også være uklart hvilken stamme som ble målt av to-stammede trær. At A-trærne, som generelt har størst omkrets, viser en negativ endring, illustrerer at utfordringene med å måle nøyaktig på samme sted øker for større og mer 'uregelmessige' trær.

Tabell 2. Gjennomsnittlig forskjell i omkretsmålinger fra første til andre omløp. Antallet er lavere enn 656 fordi trær som ble registrert hogd/falt ned er ikke inkludert, samt trær som ikke ble gjenfunnet (se kap. 3.2).

Verdi første omløp	Gj.sn. forskjell i omkretsmålinger (cm) fra første til andre omløp	Standardavvik (cm)	Antall trær
A	-3,7	32,3	86
B	1,6	43,1	258
C	0,8	20,3	255
Totalt	0,5	33,4	599

4. Metodeevaluering overvåking av eikene

4.1. Feltregistreringer

Årets arbeid har vist at overvåkingsmetoden i all hovedsak fungerer bra, men at det er ønskelig å forbedre presisjonen på målingene med bedre GPS-utstyr. I andre omløp har vi bedret registreringsmetodene med bedre foto av overvåkingseikene og faste, avmerkede målepunkt for omkretsmålinger på eikene. Dette vil gjøre det lettere med sikker identifikasjon av eikene ved framtidige omløp og redusere målefeilen av omkrets. Det er også ønskelig å vurdere om det er mulig å beskrive flere av måleparametrene, inkludert verdikriteriene, mer kvantitativt og presist før neste omløp.

4.2 Videre oppfølging av trær som var falt ned eller hogd

Hule eiker er av betydning for insekter og sopp også dersom treet har falt. Det er derfor ønskelig å følge trær som ble hogd (men ligger på stedet), eller hadde falt/brukket, videre i kommende omløp. De 34 trærne som har endret status til hogd (9 trær) eller falt ned/brukket (21 trær) og der den døde veden fortsatt var tilstede, vil danne en egen serie for døde trær.

4.3. Bruk av fjernmåling i overvåkingen

Vi har utført ulike tester for å vurdere om fjernmåling kan brukes til å forbedre / effektivisere overvåkingen av hule eiker. Det finnes et stort utvalg av aktuelle datakilder som kan benyttes for overvåking av hule eiker. Vi har avgrenset oss til tre tilnærminger med utgangspunkt i datakilder som er tilgjengelig for miljøforvaltningen i Norge. Datakildene utgjør optiske satellittdata, ortofoto og laserdata (lidar). I neste avsnitt beskriver vi metodene som har vært testet for å detektere de 34 trærne avgått i årets feltarbeid. Deretter presenteres resultater, metodenes fordeler og ulemper diskuteres, og anbefalinger videre drøftes. I dette kapittelet har vi forenklet inndelingen av de 3 dødsårsakskategorier til å omfatte trær hogd/falt.

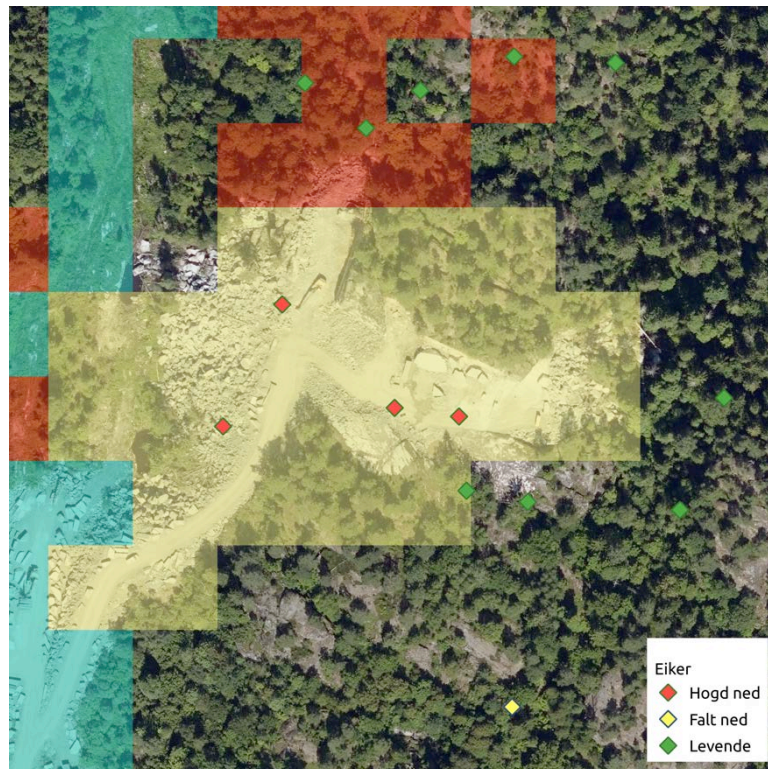
Metode

For satellittdata ble deteksjon av endringer gjort med bruk av LandTrender algoritmen (Kennedy et al. 2018). Denne er evaluert i Norge og gir bedre resultater enn f.eks. Global Forest Watch for deteksjon av hogst i skog (Jutras-Perreault et al. n.d.). Samsvar mellom trær som ble identifisert som falt/hogd i felt, ble vurdert mot detekterte endringer i området filtrert for å fjerne støy. Ved deteksjon av endringer vil de aktuelle pikslene tilordnes årstall for hogst. Årstallet for hogst kan tilordnes GPS-registreringen av trærne og vil således indikere om et tre er hogd/falt.

For ortofoto ble trærne undersøkt i "Norge i bilder", der vi noterte tilgjengelige ortofoto og de endringer som vi manuelt klarte å tolke. For laserdata hentet vi bildegrunnlaget fra "høydedata.no", der tilgjengelige bilder også ble notert. Her ble deteksjon vurdert utfra en overflatemodell (DSM) på to tidspunkt.

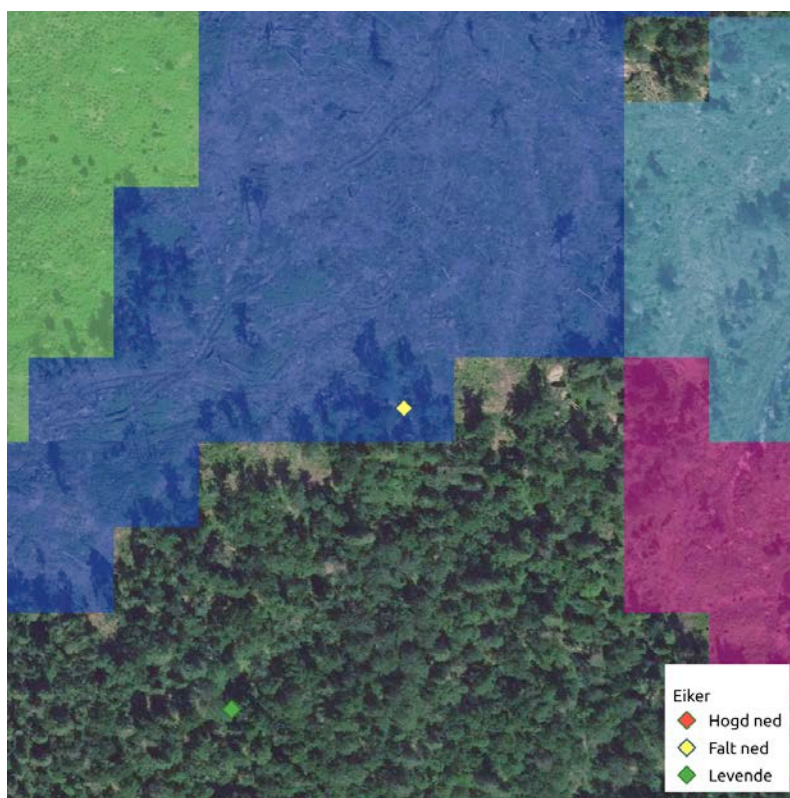
Resultat satellittdata

Med optisk satellittdata klassifiserte vi riktig 5 av 34 overvåkingseiker som var hogd/falt ned mellom første og andre omløp. Disse trærne sto i områder påvirket av store arealendringer. Deteksjon av endringer fra satellittbilder ble vurdert i årene 2015-2019 (**figur 9**).



Figur 9. Areal med detektert endring vises som skravert (turkis = 2014, gult = 2017, rødt = 2018). Trær innenfor det skraverte området (n=8) er klassifisert som fjernet. Imidlertid viser feltdata at bare fire trær (rødt prisme i farget område) faktisk var fjernet, mens fire trær (grønt prisme i farget område) fortsatt sto i 2018. Endring deteksjon fra ulike år: gult område = 2017, rødt område = 2018, turkis område = 2014). Porsgrunn kommune i Telemark.

Samtidig ble 4 overvåkingstrær med optisk satellittdata klassifisert som fjernet på tross av at de fortsatt sto (**figur 9**). Disse 4 trærne sto i samme område som de 4 riktige klassifiseringene (**figur 9**). Det siste treet som ble riktig detektert, sto innenfor kantsonen på en detektert hogstflate (**Figur 10**). Den lave andelen riktig klassifiseringer kan indikere at pikseloppløsningen i satellittdataene er for grov til å detektere enkelttrær.



Figur 10. Eiketree detektert som falt ned innenfor påvirkning av hogst i 2015. Samtidig ser vi at det står en levende eik, der satellittbildene viser uendret tilstand (Endring deteksjon fra ulike år: blå = 2015, grønn=2008, lyseblå=2010, fiolett=2011). Marnardal kommune i Vest-Agder.

Resultat ortofoto og laserdata

Resultatet fra ortofoto viste noe bedre utslag på deteksjon, der 10 av 34 trær hogd/falt ble riktig klassifisert (**tabell 3**). Dette inkluderte de fire eiketrærne som også var identifisert ved hjelp av satellittdata (**figur 9**) samt eiketreet som falt ned fra påvirkning av hogst (**figur 10**).

Vurdering av de tre fjernmålingsmetodene

Optiske satellittdata slik som Landsat og Sentinel-2 er svært godt egnet til å identifisere større endringer i landskapet som blant annet hogstflater og nedbygging. Slike data har en romlig oppløsning på 10 - 30 m, det vil si at en piksel har en utstrekning på 100 m² til 900 m² på bakken. De er derfor ikke egnet til å kartlegge enkelttrær som har falt eller blir hogd, men de er godt egnet til å detektere større endringer og kartlegge påvirkningsfaktorer i skog over store områder med relativt hyppige intervaller (< årlig) (Cohen et al. 1998; Verbesselt et al. 2010) . Disse satellittene tar bilde hver 3-5. dag (Sentinel-2) eller hver 16. dag (Landsat), men bildekvalitet er avhengig av blant annet skydekke.

Ortofoto og laserdata har høy romlig oppløsning og er derfor godt egnet til å detektere enkelttrær. Derimot utgjør et av hovedproblemene med disse to metodene at frekvens på opptak varierer. For ortofoto ligger intervallet på 5-10 år i omløpsfotograferingen. Laserdata har lavere frekvens, ettersom nasjonale høydemodeller med innsamling av laserdata for terrengmodeller ikke har noen faste planlagte gjentak.

Bildegrunnlaget var svært begrensende både når det gjaldt ortofoto og laserdata. Bare noe over halvparten av lokalitetene hadde bilder som var fra 2018 eller 2019 (**tabell 3**). For trærne som ikke hadde bilder som var nyere enn 2017, var det kun mulig å detektere 1 hul eik som var borte. Videre var det 6 trær som kun hadde bilder fra 2014 og derfor ikke kunne identifiseres som felt/hogd, siden vi ikke hadde tilgang på nyere bilder.

Tabell 3. Antall trær med nyeste flybilde fra ulike år og antall trær mulig å identifisere som fjernet ved hjelp av fototolkning. År for laserdata innsamling vises også for de ulike trærne.

År	<2014	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Totalt antall trær
Flybilder	2	6	4	1	2	17	2	34
Mulig å identifisere		0	1	1	0	7	1	10
Laserdata	1	3	4	9	17	0	0	34
Totalt	3	8	6	11	18	22	4	

Laserdata hadde ingen nye datasett i 2018 og 2019 (**tabell 3**). Vi måtte også hente et sammenligningsgrunnlag fra før 2014. For disse er punkttettheten ofte lavere, noe som gjør at enkelttrær ikke lar seg identifisere. Laserdata som samles inn i forbindelse med nasjonal høydemodell, har en punkttetthet på 2 eller 5 punkter per m², mens tidligere flygninger ofte hadde < 1 punkt per m². Normalt regner man med >5 punkt per m², gjerne opptil 10 punkt per m², for å detektere endringer på enkelttre-nivå (Yu et al. 2004), men store trær kan identifiseres i data med lavere punkttetthet.

Et felles problem for bruk av ortofoto og laserdata er at stedfestingsnøyaktighet til de kartlagte hule eiketrærne er dårlig. Et eksempel er ved tolkning av ortofoto, der et av trærne identifisert som falt ned har en posisjoneringsfeil på ca. 11 m (**figur 11**).



Figur 11. Gult prisme viser stedfesting av falt eiketre, mens gul pil viser identifisert endring ca. 11 m nord for punkt. Endringen utgjør deteksjon av synlig rot og stamme som ligger på bakken. Bildet viser også at tretoppenes posisjon er forskjellig fra posisjon på bakken fordi trærne er fotografert fra siden. Porsgrunn kommune i Telemark.

I overvåkingsarbeidet er posisjonering utført ved hjelp av enkelt GPS-utstyr uten noen form for korreksjonsdata. En undersøkelse utført av NMBU for 918 av Landsskogtakseringens flater i Hedmark viste at posisjonen fra håndholdt GPS kunne være over 30 meter feil. I gjennomsnitt var feilen 3,44 m med et standardavvik på 2,94 m. Posisjonsfeil på opp mot 10 m vil derfor være vanlig. Ved bruk av automatiske metoder med ortofoto eller/og laserdata vil en så unøyaktig posisjonsnøyaktighet gjøre at nabotrær vil bli overvåket og det vil ikke være mulig å overvåke det aktuelle treet.

Tidspunktet for fotograferingen avgjør også mulighetene for å tolke endringer. Bilder med og uten løv gir et svært ulikt inntrykk av skogen og vanskeliggjør deteksjon i skog. I åpne områder vil dette ikke være et problem.

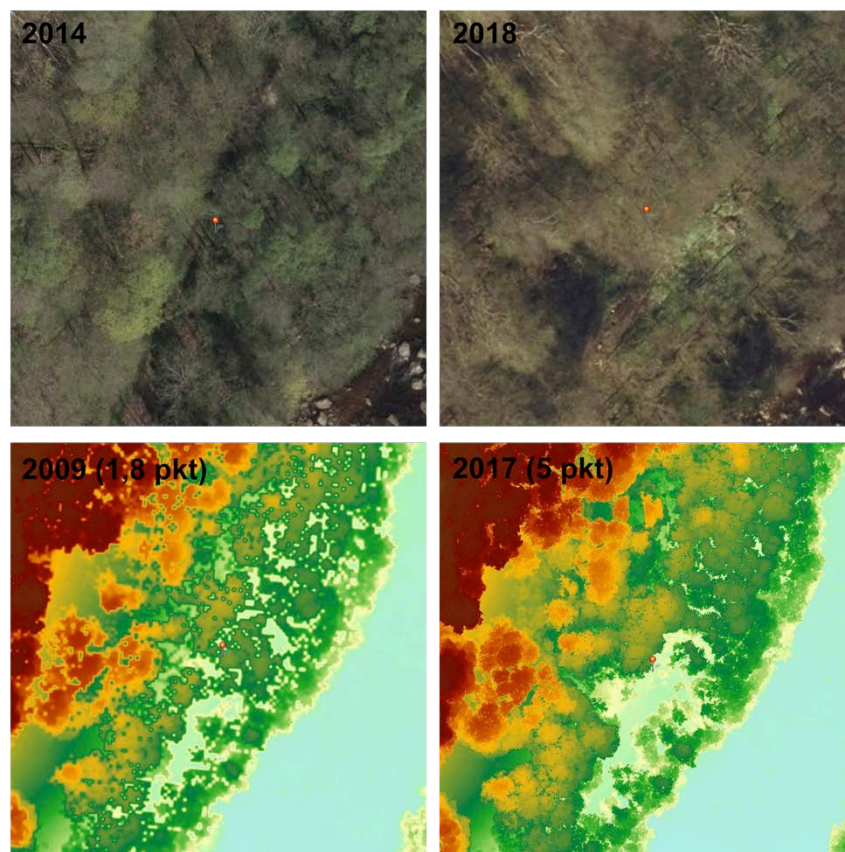
Vi har oppsummert fordeler og ulemper med de ulike fjernmålingsteknikker i **tabell 4**.

Tabell 4. Fordeler og ulemper med ulike datakilder for overvåking av eiketrær.

Datakilde	Fordeler	Ulemper
Optiske satellittdata (Landsat, Sentinel-2)	Høy temporal oppløsning	Lav romlig oppløsning
	Finner store endringer	Ikke mulig å identifisere enkelttrær
	Høy romlig oppløsning	Ikke tilpasset digital høydemodell (DSM)
Ortofoto	Omløpsfotografering gir data med høy temporal oppløsning	Posisjoneringsfeil på tretopper.
Laserdata	Høy Romlig oppløsning 3D data	Lav temporal oppløsning Ingen repeterte opptak planlagt

Anbefaling videre

Fra undersøkelse av litteraturstudier utgjør laserdata med høy punkttetthet det største potensialet for å detektere endringer på enkelttre-nivå (**figur 12**). Ettersom den temporale oppløsning er lav, vil en kombinasjon med 3D-data fra bildematching av flyfoto kunne veie opp denne mangelen.



Figur 12. En av eikene identifisert som borte ved hjelp av ortofoto og laserdata. Laserdata fra 2009 og 2017 viser potensial for 3D data, ved at glennen sør for overvåkingsseika har utvidet seg i denne perioden. En lysere farge betyr lavere trehøyde.

Bildematching er en teknikk der man bruker råbilder fra flyfoto og informasjon om hvor bilde er tatt for å skape en digital "stereomodell" (Hirschmugl et al. 2007). Grunnlagsbilder for bildematching finnes i all hovedsak tilgjengelig hos Statens kartverk til uttakskostnader, men krever ytterligere prosessering for å etablere punktskyer tilsvarende de vi har i laserdata. En ulempe er derfor den noe tidkrevende dataprosesseringen. Vi anbefaler likevel at denne metoden vurderes nærmere i framtidig overvåking av hule eiker.

Når det gjelder satellittdata, vil den grove pikseloppløsningen gi for dårlig bildegrunnlag til å detektere enkelttrær. Derimot oppnådde metoden å detektere omfattende arealendringer som oppstår rundt trær posisjonert i skogsomgivelser. En svakhet er derfor også at trær posisjonert i allerede sterkt forstyrrede miljøer som boligområder eller allerede etablerte hogstflater ikke kan detekteres.

5. Overvåking av insekter i tilknytning til overvåkingseikene

Som vi skrev i forrige rapport, for å kunne koble insektmangfold i hule eiker til de 500 overvåkingsrutene med totalt 656 trær og kunne si noe om en eventuell nedgang i insektantall i hele eikeregionen over tid, vil det være gunstig at insektovervåkingen baserer seg på et tilfeldig trukket underutvalg av trær. Vi foreslo derfor å velge den strategien, men med ett unntak: å vekte utvalget etter diameter, f.eks. slik at sannsynligheten for at hule eiker med en diameter på over 200 cm vil bli trukket ut dobles i forhold til hule eiker under 200 cm. Dette fordi vi vet at trærnes størrelse er spesielt viktig for artsrikdommen, og vi ønsker å sikre oss at denne variasjonen blir fanget opp.

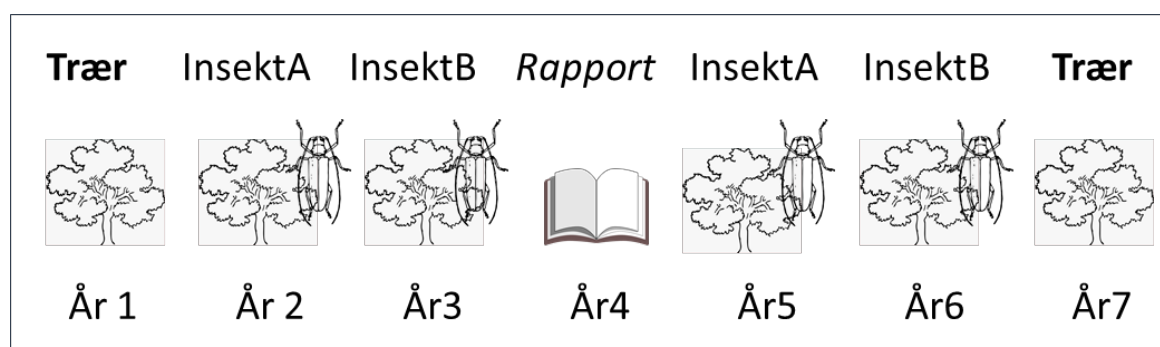
Metodikken for overvåking av insekter er basert på et synlig hulrom. Siden ikke alle store trær vil ha synlig hulrom, foreslo vi å henge en felle inntil stammen der hulromsåpningen ikke er synlig.

Det vil alltid være en mulighet for at innsamlingen i seg selv kan påvirke arter og lokale populasjoner. Dette er neppe et problem for det store flertall av arter, men for enkelte arter, som f.eks. den store eikeblodsmelleren (*Ampedus hjorti*) som er vurdert som sårbar (VU) og øyebillen *Euglenes oculus* som er vurdert som nær truet (NT), kan et betydelig antall individer fanges på enkelttrær.

For å sikre at ikke overvåkingen i seg selv påvirker bestanden, ønsket vi å unngå fellefangst i de samme trærne i to påfølgende år. Et problem med overvåking av insekter med lave tettheter er imidlertid den store variasjonen mellom år. I en studie der vi brukte fireårige tidsserier, var det totale antallet rødlistearter 47 % høyere enn antallet rødlistearter fanget det første året (Gough et al. 2014) Det er derfor en utfordring å overvåke arter med kun ett års innsamling i hvert tre.

I forrige rapport foreslo vi et kompromiss med et overvåkingssystem med to sett med trær som undersøkes, annenhver gang med to års mellomrom, annenhver gang med tre års mellomrom. Mer presist foreslo vi to sett av 50 tilfeldig trukne trær, men med en doblett sannsynlighet for å trekke trær med omkrets over 200 cm.

Etter årets erfaringer tror vi det er rom for å strekke eikeovervåkings-intervallet til 6 år, men fremdeles overvåke to likeverdige sett av 50 overvåkingseiker, valgt ut som beskrevet før. Ved å legge inn et eget analyse- og rapporteringsår vil vi da kunne oppnå like intervaller mellom overvåkingsårene for både eiker og insekter. Vi foreslår dermed et opplegg der eikene i seg selv overvåkes år 1 og 7, insekteiker_A i år 2 og 5, insekteiker_B i år 3 og 6 – og år 4 som et rapporteringsår (**figur 13**).



Figur 13. Forslag til overvåkingsopplegg for både eiker og insekter. Se tekst for detaljer.

Vi har gjennomført dette uttrekket av to sett med 50 overvåkingseiker, og er i gang med å sjekke de utvalgte eikene ved hjelp av kart og foto vi har tatt. Vi arbeider også med å få oversikt over grunneiere slik at de kan kontaktes for å spørre om tillatelse til å henge opp insektfeller fra og med 2021.

Et stort problem med insektfangst er mangel på kunnskap om hvordan ulike feller, og modifiseringer av disse, påvirker den totale fangsten. Når vi nå skal i gang med overvåking av de hule eikene, ønsker vi derfor å benytte de mest hensiktsmessige fellene som både muliggjør identifisering ved hjelp av DNA-metabarcoding (se Åström et al. 2019), færrest mulige felle-tømminger (=tid brukt) hver sommer og som samtidig fanger et størst mulig spekter av insekter som lever i de hule eikene. Våre gamle feller er også i stor grad ødelagt, så nye feller bør uansett utvikles/lages. For å kunne sammenholde nye overvåkingsdata med data fra gamle feller er det derimot viktig å vite hvordan fangsten endrer seg mellom gamle og nye feller.

Vi foreslår derfor å legge inn et pilot-år, eller år 0 i overvåkingen, der vi tester ut ulike varianter av feller. Mer presist ønsker vi å teste ut hva følgende modifiseringer har å si for resultatet av fellefangsten:

- Separasjon av regnvann og insekter i en ekstra enhet montert under trakten. Dette kan redusere antall tømminger og øke sannsynlighet for å kunne identifisere insektene med DNA. Flere forskere benytter seg av slike enheter uten å ha testet effekten.
- Betydningen av å bruke etanol vs propylene glycol som konserveringsmiddel i fellen. Etanol er nå det foretrukne konserveringsmiddelet i undersøkelser der insektene skal identifiseres ved hjelp av DNA. Dessverre fordampes etanol raskt og virker i tillegg tiltrekkende på et utvalg av insekter.
- Bruk av en ekstra, integrert insektsfelle som sikrer fangst av flere insektgrupper enn det vi normalt får i vindusfeller. Dette er en enhet som fanger insekter som flyr *oppover* etter å ha truffet vinduet i vindusfellen (Knuff et al. 2019) og som i stor grad fanger insekter som vanligvis går i malaise-feller (Eks. Hallmann et al. 2017). Dette vil bidra til vi får samlet inn særlig mange tovinger og veps, som vi aldri tidligere har studert i de hule eikene. Tovinger er sannsynligvis like artsrike som biller i død ved (Ulyshen et al. 2018), men kunnskap om denne gruppen er mindre kjent. Tovingene vil kun bli identifisert med DNA-metabarcoding.

Vi tenker at felle testen kan gjennomføres på Ås, fordelt på 20 ulike steder (**tabell 5**). Fellene som skal inneholde sprit, plasseres minimum 20 meter unna de andre fellene for å hindre at spritlukten påvirker insektsamfunnet i de andre fellene.

Utvikling av feller er et samarbeid med prototypeverkstedet på NMBU.

Tabell 5. Type feller som foreslås å testes sommeren 2020 (år 0).

Antall feller	Nype felle	Tømme-periode	Behandling av feller	DNA-metabarcoding av biller
20	Vindusfelle + toppfelle	Hver 4. uke	Manuell identifisering av biller	
20	Vindusfelle + toppfelle + vannenhet	Hver 4. uke	Manuell identifisering av biller	5 vindusfeller 5 toppfeller
20	Vindusfelle + toppfelle + vannenhet	8 uker uten tømning	Manuell identifisering av biller	5 vindusfeller 5 toppfeller

20	Vindusfelle + toppfelle + vannenhet	12 uker uten tømming	Manuell identifisering av biller	5 vindusfeller 5 toppfeller
20	Vindusfelle + toppfelle + vannenhet + sprit	Hver 4. uke	Manuell identifisering av biller	5 vindusfeller 5 toppfeller
20	Vindusfelle + toppfelle + vannenhet + sprit	Hver 2. uke	Manuell identifisering av biller	5 vindusfeller 5 toppfeller

Oppgavene i 2020, eller år 0, vil være å få laget 120 nye feller med diverse moduler og teste disse ut som beskrevet over (**tabell 5**). Billene som blir fanget, vil bli identifisert ved hjelp av morfologiske trekk, og totalt 35 feller vil bli valgt ut til DNA-metabarcoding for å sjekke effekten av konserveringsmiddel, felle-type og tømmeperiode. I tillegg vil vi kontakte grunneiere til de to settene av 50 eiker som vi skal brukes til insektovervåking fra og med 2021 (år 1). Da vi ikke har kompetanse på DNA-metabarcoding internt, vil vi måtte leie inn denne kompetansen. Arbeidet med metoder og DNA-analyser vil foregå i nær kontakt med det nasjonale insektovervåkingsprosjektet, der også NMBU er med.

Oppstart av uttestingen i 2020 betinger at vi får avklart bevilgning tidlig nok til å fullføre forberedelsene. Kunnskapen fra denne pilotundersøkelsen vil danne grunnlag for et mye bedre overvåkingssystem i fremtiden og ikke minst være til nytte for andre forskere som skal gjøre tilsvarende vurderinger både i Norge og internasjonalt.

6. Diskusjon og konklusjon

Frafall av eiker

Ser vi på frafallet av trær i prosent av det totale antallet av overvåkingseiker registrert i årets feltarbeid, utgjør frafallet 5,4 % (34 av 633 trær). Dette utgjør et årlig frafall på 1,8 %, dersom vi forutsetter at alle overvåkingstrær har blitt borte i løpet av perioden 2016-2019 (m.a.o. at alle trær sto da første omløp var over). I alt 15 av overvåkingstrærne var fjernet på grunn av enten direkte eller indirekte menneskelige påvirkninger som hogst eller arealendringer. Det tilsvarer et frafall pga. hogst på 0,8 % årlig. Dersom flertallet av trær forsvant før 2016, vil det årlige frafallet være noe lavere. Hvis vi f.eks. antar at alle trærne forsvant i 2014, er den årlige tilbakegangen på 1,1 % og tilbakegangen pga. hogst 0,5 %.

Av de 91 A-trærne som ble registrert i første omløp og gjenfunnet i andre omløp, var fem borte (fire falt ned, ett hogd) – totalt 5,5 %. Dette tilsvarer et årlig frafall på 1,9 % totalt og 0,4 % på grunn av hogst, gitt at alle trærne forsvant i perioden 2016-2019. Dersom vi antar at de forsvant i perioden 2014-2019, blir det årlige frafallet 1,1 % og frafallet pga. hogst 0,2 %. I Sverige er det anslått en årlig tilbakegang på trær med diameter over en meter (såkalte jätteträd) på 0,5-1 % (Höjer & Hultengren 2004). Vi har tidligere anslått en omtrentlig tilbakegang i samme størrelsesorden som i Sverige, gjennom gjenbesøk av tidligere dokumenterte lokaliteter med hul eik (Sverdrup-Thygeson et al. 2014), men årets data tyder på at frafallet kan være noe større.

Det er viktig å understreke at utvalget av eiker som inngår i overvåkingen, også er tilgjengelig i nasjonale databaser (Naturbase). Dette formidles også i første rapport (se MINA fagrapport 50, 2018) og dette kan påvirke den reelle risikoen for om en hul eik bli hogd/fjernet. Våre resultater for avgåtte trær kan derfor være lavere enn det reelle frafallet for alle hule eiker.

Våre resultater viser at nesten halvparten av alle frafall av overvåkingeiker (44 %) skyldes menneskelig påvirkning, enten direkte gjennom hogst eller indirekte gjennom arealpåvirkninger på eikas voksested.

Vurdering av fjernmåling

Laserdata (lidar) med 3D data hentet fra bildematching av flyfoto vurderes å gi størst potensial som fjernmålingsmetode for overvåking av hule eiker. Denne metoden vil gi best nøyaktighet for å overvåke enkelttrær samt at tilgang på omløpsbilder av flyfoto er svært god. Ortofoto viste noe bedre resultat enn satellitt data, der 10 trær av totalt 34 trær hogd/falt ble riktig klassifisert.

Satellittdata viste generelt å ha for dårlig pikseloppløsning til å fange opp enkelttrær, men metoden kan detektere arealendringer i skog, der 5 trær ble riktig detektert som fjernet. Derfor kan denne metoden indikere tap av overvåkingseiker, i berørte områder. Denne metoden krever at man kvalitetsjekker resultatene ved å dra ut i felt. Det er med andre ord begrenset hva disse metodene kan tilføre når det gjelder effektivisering av overvåkingen.

Endringer i andre målevariable og metodeevaluering

Vi målte ingen tydelig endring i gjengroing (uendret gjengroingsstatus hos 72 % av A-trær, 76 % B-trær og 74 % C-trær), hvilket betyr at skjøtselsbehovet rundt overvåkingseikene ikke kan sies å ha økt.

Årets arbeid har vist at overvåkingsmetoden i all hovedsak fungerer bra, men at det er ønskelig å forbedre presisjonen på målingene med bedre GPS-utstyr. I dette omløpet har vi forbedret foto av overvåkingseikene og fastsatt faste, avmerkede målepunkt for omkretsmålinger på eikene. Dette vil gjøre det lettere med sikker identifikasjon av eikene og redusere målefeilen av omkrets.

For alle målevariabler bortsett fra ved tap av trær er det imidlertid en utfordring å skille små, reelle endringer fra observatørfeil, siden variablene enten gir rom for subjektiv vurdering (verdi, gjengroing, vitalitet etc.) eller det er vanskelige å repetere målingen nøyaktig likt (f.eks. måling av omkrets).

Med denne nye kunnskapen, som reflekterer at forskjeller i målinger/vurderinger sannsynligvis ligger primært i observatørforskjeller, er vi nå bedre rustet til å detektere faktiske endringer i videre overvåking. Ettersom det tidligere ikke har blitt utprøvd noen lignende metodikk for å overvåke biologisk mangfold nasjonalt, er det svært viktig at overvåkingsarbeidet fortsetter. Bare slik kan vi øke kunnskapsgrunnlaget om endringer i biologisk mangfold. Den nasjonale overvåkingen av hule eiker legger videre et godt grunnlag for å undersøke effekter av ulike tiltak for å bedre tilstanden til hule eiker (Evju et al. In prep.).

Opstart insektovervåking fra 2020

Vi foreslår et opplegg der eikene i seg selv overvåkes hvert 6. år, dvs. år 1 og 7. To sett av 50 overvåkingseiker vil bli overvåket for insekter hvert 3. år, henholdsvis år 2 og 5 og år 3 og 6. År 4 vil ha fokus på analyser og rapportering.

Vi har gjennomført uttrekket av to sett med 50 overvåkingseiker, og er i gang med å sjekke de utvalgte eikene ved hjelp av kart og foto vi har tatt. Vi arbeider også med å kontakte grunneiere for å skaffe tillatelse til å henge opp insektfeller fra og med 2021.

Oppgavene i 2020, eller år 0, vil være å teste nye insektfeller som sikrer god bevaring av materialet for DNA-analyser, fjerning av overflødig vann og mulighet for å fange en større del av insektmangfoldet som finnes i de hule eikene enn det vi har gjort tidligere. Vi ønsker å sammenligne metoden med fangstfeller vi har brukt tidligere.

Opstart av uttestingen i 2020 betinger at vi får avklart bevilgning tidlig nok til å fullføre forberedelsene. Kunnskapen fra denne pilotundersøkelsen vil danne grunnlag for et mye bedre overvåkingssystem i fremtiden og ikke minst være til nytte for andre forskere som skal gjøre tilsvarende vurderinger både i Norge og internasjonalt.

Litteratur

- Artsdatabanken. (2015). *Norsk rødliste for arter*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste>.
- Cohen, W. B., Fiorella, M., Gray, J., Helmer, E. & Anderson, K. (1998). An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 64 (4): 293-299.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2012). *Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker, 1-2012*. 80 s.
- Evju, M., Hegre, H., Tingstad, L., Lyngstad, A., Svalheim, E. & Thorvarldsen, P. o. Ø., D.I. (2020). Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper, NINA Rapport [xxx]: Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Blom, H., Brandrud, T. E., Bär, A., Erikstad, L., Johansen, L., Stabbetorp, O., Øien, D.-I. & Aarrestad, P. A. (2019). Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Forslag til kriterier for lokalitetskvalitet for reviderte naturtyper. *NINA Rapport 1652*: Norsk institutt for naturforskning.
- Gough, L. A., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. (2014). Reactive forest management can also be proactive for wood-living beetles in hollow oak trees. *Biological Conservation*, 180: 75-83.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H. & Hörrn, T. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS one*, 12 (10): e0185809.
- Hirschmugl, M., Ofner, M., Raggam, J. & Schardt, M. (2007). Single tree detection in very high resolution remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 110 (4): 533-544.
- Hultengren, S., Pleijel, H. & Holmer, M. (1997). *Ekjätter - historia, naturvård och vård. Brosjyre. 32 sider*.
- Höjer, O. & Hultengren, S. (2004). *Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet: Naturvårdsverket*.
- Jutras-Perreault, M.-C., Gobakken, T. & Ørka, H., O. . (n.d.). Assessing remote sensing to estimate change indicators in boreal forest ecosystem.
- Kennedy, R., Yang, Z., Gorelick, N., Braaten, J., Cavalcante, L., Cohen, W. & Healey, S. (2018). Implementation of the LandTrendr Algorithm on Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 10 (5): 691.
- Klima- og miljødirektoratet. (2017). Presisering om avgrensning av den utvalgte naturtypen «hule eiker» mot eiker som står i produktiv skog.
- Knuff, A. K., Winiger, N., Klein, A. M., Segelbacher, G. & Staab, M. (2019). Optimising sampling of flying insects using a modified window trap. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Kunin, W. E. (2019). *Robust evidence of declines in insect abundance and biodiversity*: Nature Publishing Group. 641-642 s.
- Lovdata. (2011). *Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven*: <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>.
- Miljødirektoratet. (2019). Kartleggingsinstruks. Kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2019. *Veileder. M1287/2019*: Miljødirektoratet.
- Naturvårdsverket. (2009). *Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Inventering av skyddsvärda träd i kulturlandskapet* http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/landskap/skyddsvarda_trad.pdf. 47 s.
- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., et al. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574 (7780): 671-674.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. (2013). Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet, NINA Rapport 1007. 29 s s.

- Sverdrup-Thygeson, A., Rasmussen, A., Hanssen, O. & Evju, M. (2014). Gjenbesøk av hule eiker kartlagt for 30 år siden. *INA fagrapport*, 23: 1-30.
- Ulyshen, M. D., Ulyshen, M. D. & Koerner. (2018). *Saproxylic Insects*: Springer.
- Verbesselt, J., Hyndman, R., Zeileis, A. & Culvenor, D. (2010). Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114 (12): 2970-2980.
- Yu, X., Hyyppä, J., Kaartinen, H. & Maltamo, M. (2004). Automatic detection of harvested trees and determination of forest growth using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, 90 (4): 451-462.
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. (2019). Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram, NINA rapport 1549.

Vedlegg

Vedlegg 1

Målinger andre omløp	Verdi			totalt
	A	B	C	
Antall trær gjenbesøket	91	275	267	633
Antall trær (funnet og i lik tilstand)	86	258	255	599
Gjennomsnitt omkrets	283,6	209,3	182,3	208,5
Standardavvik omkrets	116,9	66,5	56,3	79,6
Trær med hulrom	71	174	127	372
Gjennomsnittlig størrelse åpning hulrom (cm ²)	3485,9	1345,6	769,1	1597,5
Standardavvik av størrelse åpning hulrom	3109,2	2504,4	1066,9	2505,3
Trær som ikke ble funnet	4	5	14	23
Avgåtte trær	5	17	12	34
Forklaringer for at trær er borte				
Hogd ned	1	4	4	9
Falt ned/ brukket pga. arealendringer	0	6	0	6
Falt ned/ brukket av naturlige årsaker	4	7	8	19
Gjengroing rundt trær 2019				
Ingen gjengroing	17	28	29	74
Busker og småtrær	22	47	39	108
Store trær på samme høyde som eika	49	183	188	420

Vedlegg 2

Merknad: nye endringer er markert med rød tekst

Veileder for feltregistrering av overvåkningsseiketrær	
TreID	Lag en ID på formen smårutenummer_Løpenr
Evt nr på foto	Ta foto av alle trær! Skal inn i Naturbase. For hule trær, ta gjerne ekstra foto som viser hulhet.
Verdi	3 valg, følger DN Håndbok 13: A, B el C. Svært viktig (A): Gammelt tre med velutviklede hulrom, mye vedmuld, stor omkrets, grov sprekkebark, kritisk truete (CR) eller sterkt truete (EN) arter. Flere gamle eiker innen 50 meter i området bidrar til A-verdi. Viktig (B): Gammelt tre som indikerer lang kontinuitet med indikatorarter/samfunn. Treet er leveområde for sårbare arter (VU) eller det er sannsynlig for slike forekomster. Tre med indikasjon til flere arter nær trua (NT). Lokalt viktig (C): Trær uten lang kontinuitet og uten spesielle indikatorer/samfunn, men som likevel antas å ha en viss verdi.
Inventeringsdato	dd.mm.åå
Inventør	Navn
Skjøtselbehov	(1) ingen behov, (2) fristilling, (3) styving/beskjæring, (4) kronestabilisering/bardunering, (5) annet (bruk kommentarfelt)
Omkrets	Mål i cm, i brysthøyde (=130 cm over bakken, sørlig side). Marker målepunkt med knappenål (sør) og malingflekk (nord).
Synlig hulhet	Ja/nei
Hulhet: størrelse	Bredde x høyde, i cm (kun største åpning beskrives)
Hulhet: Plassering	3 valg: (1) ikke bedømt, (2) over bakken, (3) med bakkekontakt (kun størst åpning)
Vedmuld	4 valg: (1) ikke bedømt, (2) over bakken, (3) med bakkekontakt (kun størst åpning)
Treform	3 valg: (1) lav og vid krone ("sparebank eik"), (2) mellomting, (3) høy krone
Barktype	3 valg: (1) relativt glatt og jevn bark (dypeste barksprekker <15mm), (2) små barksprekker (dypeste mellom 15 og 30 mm), (3) grove barksprekker (dypeste >30 mm)
Mosedekning	3 valg: (1) mindre enn 25 %, (2) 25-50 %, (3) mer enn 50 %. Måles på nederste 2 m av stammen.
Vitalitet	4 valg: (1) friskt; >50 % av kronen vital, (2) bare 20-50 %, (3) <20 % av grønen vital, (4) dødt stående, (5) dødt liggende
Dødsårsak	3 valg (1) falt ned/brukket av naturlige årsaker, (2) falt ned/brukket pga. arealendringer, (3) hogd ned
Treet tilstede/fjernet	5 valg (1) levende, (2) liggende, (3) stamme står delvis igjen (4) hogststubbe, (5) helt borte
Kulturspor	5 valg: (1) styving, (2) grener kuttet i nyere tid, (3) barduner/bolter/sementfylling/belysning etc., (4) forsøpling/på satt brann, (5) ingen kulturspor
Omgivelser	Innen 50 m. Maks. 11 klasser angis: (1) allé, (2) veikant, (3) kirkegård, (4) park/hage, (5) barskog, (6) blandskog, (7) lauvskog, (8) beitehage/eng, (9) åker, (10) nærliggende vann/våtmark, (11) annet (bruk kommentarfelt)
Gjenvoksning rundt treet	Gjelder busker/småtrær/trær som skygger for stamme og evt. Kronen, 3 valg: (1) ja - busker/småtrær, (2) ja - trær tilnærmet i samme høyde som eika, (3) nei.
Artsfunn knyttet til treet	Spesielt viktig for evt. Rødlistede arter. Beskrives: Art, antall og hvor på treet
Kommentar	Fritekst