



Langtidseffekter av flatehogst på biodiversitet, karbonlagre og økologiske prosesser i granskog

En oppsummering fra EcoForest-prosjektet



UNIVERSITY
OF OSLO



Norwegian
University of
Life Sciences



NIBIO



NINA
Norsk institutt for naturforskning



Oslo



SABIMA



WWF

NORSKOG



Norges
Skogeierforbund



Funded by
The Research
Council of Norway



↑ Tidligere Ph.D.-student Rieke Lo Madsen plasserer ut poser med plantestø en sen kveld i en av prøveflatene.

Forord

Målsetningen i EcoForest-prosjektet er å undersøke langtidseffekter av flatehogst ved å studere biologisk mangfold, karbonlagring og økosystemprosesser i granskoger med ulik hogsthistorie. Vi ønsker med dette å forbedre kunnskapsgrunnlaget for fremtidig forvaltning av barskog i Norge.

Skog er et komplekst økosystem, der en mengde ulike faktorer påvirker både artene og karbonlagringen. For å isolere effekten av flatehogst fra andre miljøfaktorer best mulig, valgte vi et studieoppsett der vi sammenlikner tolv eldre, tidligere flatehogde granskoger med tolv naturskoger som ikke har vært flatehogd.

EcoForest gjennomføres i perioden 2021-2026 som et omfattende forskningssamarbeid mellom Universitetet i Oslo (UiO), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). I tillegg deltar Norges Skogeierforbund og Norskog som representanter fra skogbruksnæringen, Oslo kommune som utøver av skogbruk, samt WWF og Sabima som representanter fra miljøorganisasjonene. Omtrent 80 personer har så langt bidratt til prosjektet på ulike måter, inkludert 30 MSc-studenter ved UiO og NMBU (se oversikt i kap. 5.1.). Vi takker skogeiere og Statsforvaltere for tillatelse til å jobbe i skogene, og Forskningsrådet, UiO og NMBU for økonomisk støtte.

I denne rapporten beskriver vi bakgrunnen for prosjektet, forklarer valg av studiedesign og oppsummerer de viktigste funnene så langt. Rapporten har i hovedsak blitt skrevet av Håvard Kauserud, Line Nybakken, Tone Birkemoe, Johan Asplund, Anne Sverdrup-Thygeson, Rune Halvorsen, Katrine Eldegaard, Lisa Fagerli Lunde og Inger Skrede, men er kommentert og bygger på bidrag fra alle EcoForest-medarbeiderne. O. Janne Kjønaas har redigert teksten som omhandler karbonlagre i skogøkosystemene. Takk til Elna Bastiansen og Malene Vågen Dimmen for korrektur. Marie David er ansvarlig for grafikk og layout. Takk til Rieke Lo Madsen for mange av bildene. For mer inngående dokumentasjon anbefales allerede publiserte forskningsartikler (se kap. 5.2.). Det vil komme ytterligere resultater og nye forskningsartikler i flere år fremover fra EcoForest-prosjektet.

Innholdsfortegnelse

	Forord	3
	Sammendrag	6
	Summary	7
1	Skogen som økosystem og leverandør av naturgoder	
	Skoghistorikk	10
	Biologisk mangfold	13
	Å måle biologisk mangfold	16
	Karbon i skog	18
	Å måle karbon	20
2	Studieoppsett	
	Utvalg av studieområder og overordnet metodikk	24
	Utfordringer og usikkerheter med utvalget	28

3	Resultater og diskusjon	
	Skogstruktur og død ved	31
	Biologisk mangfold	33
	Vegetasjon	
	Sopp	
	Rundormer	
	Insekter	
	Stor granbarkbille	
	Flaggermus	
	Hullrugende fugler	
	Genetisk mangfold	42
	Rødrandkjuke	
	«Rødrandkjukebillen» <i>Gyrophana boletii</i>	
	Traktkantarell	
	Karbon	44
	Karbonflukser	
	Karbonlagre	
4	Konklusjoner og behov for videre forskning	
	Oppsummering av viktige funn	49
	Pågående og videre forskning	52
	Begrensninger	53
	Behov for videre studier	55
5	Fakta om EcoForest prosjektet	
	Deltagere	57
	Formidling og publiserte vitenskapelige arbeider	59
6	Litteratur	62

Sammendrag

Målet for EcoForest-prosjektet er å undersøke langtidseffekter av flatehogst på biologisk mangfold, karbonlagring og økosystemprosesser i granskog. For å gjøre dette sammenlignet vi, parvis, tolv tidligere flatehogde skoger med tolv naturskoger som ikke har vært flatehogd. Naturskogene hadde alle spor etter historisk skogsdrift.

De tidligere flatehogde skogene var tettere, med slankere trær og kortere kroner. Trærne i naturskogen varierte mer i størrelse og dermed ble også lysforholdene mer varierte. Dette ga dobbelt så stor dekning av karplanter, inkludert en tydelig forskjell for blåbær som var langt vanligere i naturskog. Naturskogene hadde flere hulrom i trærne og mer død ved, spesielt av store dimensjoner.

Respirasjonsmålinger indikerte høyere gjennomsnittlig utslipp av CO₂ fra hver stokk av død ved i den tidligere flatehogde skogen, altså forblir karbonet bundet kortere i død ved i den tidligere flatehogde skogen enn i naturskogen. De tidligere flatehogde skogene hadde også høyere CO₂-utslipp fra bakken, men samtidig mer strøfall som tilførte mer karbon til jordsmonnet. Dermed var det ingen netto forskjell i karbon ut og inn fra skogbunnen i de to skogtypene. Foreløpige resultater viser at noe mer karbon er bundet i levende trær over bakken i de tidligere flatehogde skogene enn i naturskogene, mens det er mer karbon under bakken og i død ved i naturskogene. Totalmengden karbon er dermed ganske lik i de to skogtypene, men ulikt fordelt.

Artssammensetningen av planter, biller og sopp var gjennomgående forskjellig i de to skogtypene. Det skjer altså en utskiftning av artsmangfoldet etter flatehogst som fortsatt er tydelig når de flatehogde skogene nærmer seg hogstmoden alder. Særlig var artsgrupper knytta til eldre skog og trær, som hakkespetter, sopp og lav på grov bark, samt lyngmykorrhiza-sopp, mer uvanlige i den tidligere flatehogde skogen. For rundormer i jorda var det en klar forskjell mellom skogtypene, med mer komplekse og stabile næringsnett i naturskogene. Det totale antall arter av planter, biller og sopp var relativt likt mellom skogtypene.

Det var en klar, positiv sammenheng mellom variasjonen og mengden av død ved og mangfoldet av vedboende biller og sopp. De aller fleste funn av rødlistede sopp og biller ble gjort i naturskogene, inkludert sterkt truede arter.

Forekomsten av stor granbarkbille var høyest i naturskogen, men hver barkbillehunn fikk fram flere avkom i den tidligere flatehogde skogen. Totalt antall biller produsert på en stokk var dermed likt mellom skogtypene.

Oppsummert viser våre undersøkelser at det totale karbonlagret er relativt likt i de to skogtypene, men litt ulikt fordelt over og under bakken. Videre ser vi at arter knytta til eldre suksesjonsstadier, gamle trær og gammel død ved, samt rødlistede arter, viser en tydelig og langvarig tilbakegang etter flatehogst, mens vanlig forekommende arter klarer seg godt.

Summary

The aim of the EcoForest project is to investigate long-term effects of clear-cutting on biodiversity, carbon storage, and ecosystem processes in spruce forests. To do this, we conducted comparisons of pairs of twelve previously clear-cut forests and twelve natural forests that have not been clear-cut. All natural forests showed traces of historical forest management.

The previously clear-cut forests were denser, with more slender trees and shorter crowns. Trees in the natural forests varied more in size, resulting in more heterogeneous light conditions. This led to twice as high cover of vascular plants, including a pronounced difference for bilberry, which was far more common in natural forests. Natural forests also had more tree cavities and more dead wood, especially of large dimensions.

Respiration measurements indicated lower CO₂ emissions from dead wood in natural forests, meaning that carbon remains stored longer in dead wood in natural forests than in previously clear-cut forests. The previously clear-cut forests also showed higher CO₂ emissions from the soil, but at the same time higher litter input. Thus, there was no net difference in carbon flux into and out of the forest floor between the two forest types. Preliminary results indicate that slightly more carbon is stored in aboveground living trees in the previously clear-cut forests, while slightly more is stored belowground and in dead wood in the natural forests. The total amount of carbon is therefore quite similar in the two forest types but distributed somewhat differently.

Species composition of plants, beetles, and fungi differed consistently between the two forest types. This indicates a turnover in biodiversity following clear-cutting that remains evident even as the clear-cut forests approach harvestable age. In particular, species groups associated with late-successional stages and old trees, such as woodpeckers, fungi and lichens on old tree bark, and ericoid mycorrhizal fungi, were less common in previously clear-cut forests. For soil nematodes, there was a clear difference between forest types, with more complex and stable food webs in natural forests. The total number of species of plants, beetles, and fungi was relatively similar between the forest types.

There was a clear positive relationship between the amount and variability of dead wood and the diversity of saproxylic beetles and fungi. Most records of red-listed fungi and beetles were made in natural forests, including critically endangered species.

The occurrence of the European spruce bark beetle was highest in natural forests, but each female produced more offspring in the previously clear-cut forests. The total number of beetles produced was therefore similar in the two forest types.

In summary, our results show that total carbon storage is relatively similar in the two forest types but distributed somewhat differently above and below ground. Furthermore, species associated with late successional stages, old trees, and old dead wood, as well as red-listed species, show a clear and long-lasting decline following clear-cutting, whereas common species persist well.

1

Skogen som økosystem og leverandør av naturgoder

Skog er et komplekst og artsrikt økosystem som dekker nesten 40 prosent av landarealet og huser opp mot to tredjedeler av alle kjente arter i Norge. Trærne i skogen gir struktur og livsrom for et rikt og unikt mangfold av planter, dyr, sopp og mikroorganismer – både mens trærne lever og etter at de er døde. Småvokste og lite kjente artsgrupper, som sopp, insekter og andre småkryp, er spesielt artsrike og tallrike og spiller derfor viktige roller i dette økosystemet, der alle livsformene inngår i kompliserte samspill.

Nesten halvparten av de truede artene på den norske rødlisten er tilknyttet skog. Artsdatabanken anslår at så mye som 84 prosent av disse er knyttet til skog som har høy biologisk alder og i liten grad er påvirket av hogst.

Skogen bidrar med en lang rekke naturgoder. Den lagrer karbon, filtrerer vann og kan redusere risiko for naturskader som flom og skred. Skog gir oss ressurser som tømmer, ved, bær, sopp og andre nyttevekster, men den er også viktig for friluftsliv og naturoplevelser. Trevirke kan erstatte fossile materialer og lagre karbon i langvarige treprodukter. Avveining mellom ulike hensyn er krevende, særlig når det gjelder hogst av gammel skog og bruk av skogbiomasse til bioenergi.

Flatehogst påvirker biologisk mangfold negativt (Lunde et al. 2025, Savilaakso et al. 2021), men det er økende debatt om balansen mellom tømmerproduksjon versus bevaring av biologisk mangfold gjennom skogvern og tilpassede driftsmetoder. Betydningen av flatehogst for både karbon og biologisk mangfold er mye studert, men det finnes svært få feltstudier på langtidseffektene.

Lappkjuke er en sjelden og rødlistet soppart som primært forekommer i naturskog.

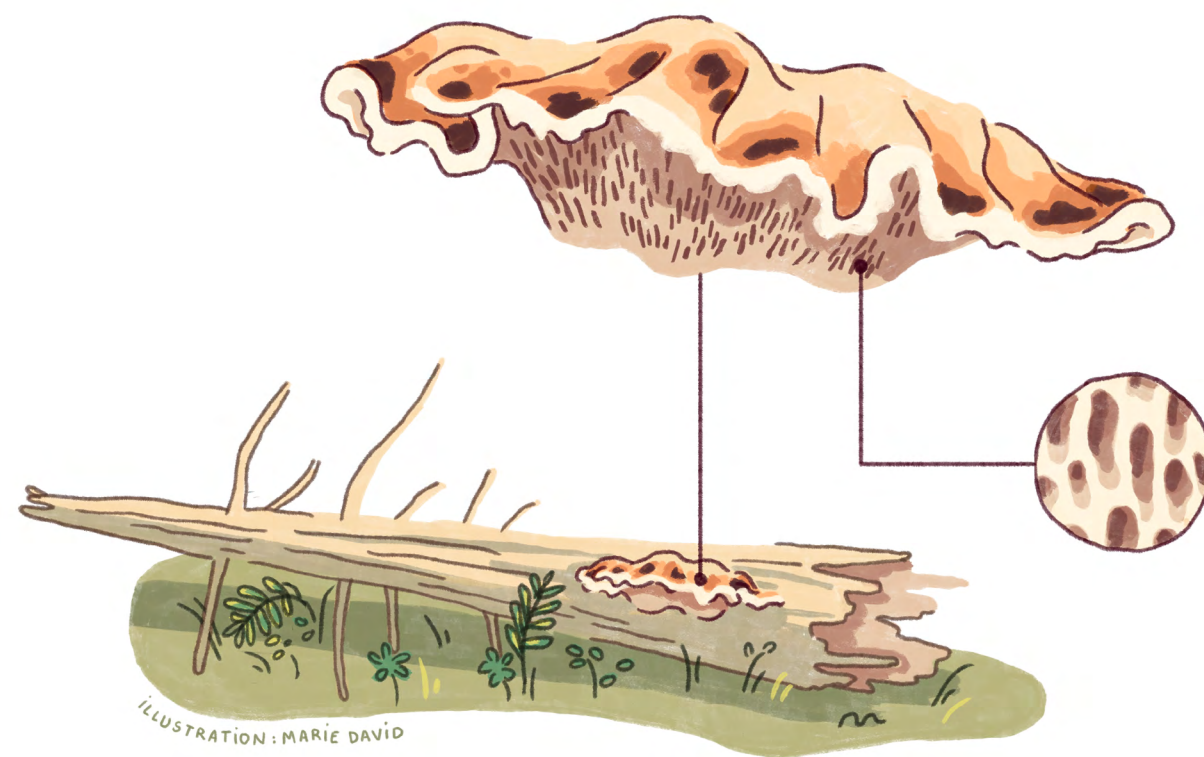


ILLUSTRATION: MARIE DAVID

Skogshistorikk

Skogen i Norge er et dynamisk system, formet av naturgitte klima- og miljøforhold og naturlig innvandring av arter etter siste istid. Mesteparten av det norske skogarealet tilhører beltet av boreal barskog som strekker seg gjennom de nordlige delene av Europa og Asia. De boreale barskogene har historisk fungert som voksende, naturlige karbonlagre. Samtidig er skogen endret av omfattende menneskelig aktivitet av varierende intensitet og omfang i ulike deler av landet. Skogene i Norge har vært utnyttet i lang tid og til mange formål. Trær har blitt felt for å fremme åkerbruk og husdyrbeite. Videre har tømmer, trekull, tjære og pottaske blitt produsert både for innenlands forbruk og for eksport.

På 1800-tallet og tidligere ble tømmer i hovedsak høstet ved hogst av enkelttrær. Først hogg man de største trærne (dimensjonshogst) som var mest etterspurt. Etter hvert som skogen ble uthogd, ble

dimensjonskravene senket. Resultatet var stadig minnende størrelse og redusert alder på de trærne som stod igjen.

Tidlig på 1900-tallet var skogen mange steder så glissen og småvokst at forstfolk var bekymret (Barth 1916) og det ble tatt grep for en omlegging til et skogbruk mer innrettet mot produksjon, med flatehogst og påfølgende planting.

I en overgangsfase var ulike varianter av plukkhogst en vanlig hogstform, men etter 2. verdenskrig, og særlig fra 1950-tallet, slo bestandsskogbruk med flatehogst gjennom for alvor. I bestandsskogbruket hogges alle trærne (med unntak av trær som settes igjen av miljøhensyn) innenfor et skogareal (et bestand) samtidig, så det blir en åpen hogstflate. Etter hogst av gran settes det som regel ut granplanter, dyrket fram i planteskoler. For furu har normen vært å sette igjen frøtrær, for å få naturlig foryngelse.



Når trærne vokser til, regulerer man avstanden og gir plass for de trærne man ønsker å satse på (ungskogpleie). Tradisjonelt har dette gjerne ført til at lauvtrær har blitt fjernet for å prioritere bartrær. Resultatet er homogene skogbestand der ett treslag dominerer, og der trærne er jevnstore og jevngamle.

Slik fremmes effektiv produksjon av trevirke. Bestandsskogbruket har ført til økt tømmer volum og større lagre av karbon i levende trær sammenlignet med slik det var tidlig på 1900-tallet da Landskogtakseringen startet med sine målinger av skogen i Norge. Tall for karbon i jord og i død ved mangler i de lange tidsseriene fra Landskogtakseringen. De siste 25 årene har også sertifisering og nye krav blitt innført for å øke variasjonen i treslagssammensetningen, men skogene studert i dette prosjektet vokste opp før dette.

Bestandsskogbruk med flatehogst er nå den dominerende hogstformen i Norge. I dag har mer enn halvparten av det produktive skogarealet i fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Innlandet, Buskerud, Vestfold og Telemark blitt flatehogd etter 1940 (Viken et al. 2025). Omfanget av flatehogst er størst i granskog på høy bonitet på Østlandet, der 85–90 prosent av skogen er flatehogd.

En aktivt skjøttet og homogen produksjonsskog mangler særlig to elementer som er av stor betydning

for artsmangfoldet: Gamle trær og døde trær. Når trær felles og fjernes fra skogen blir det logisk nok færre trær som kan vokse seg gamle. Naturlig livslengde for gran er omtrent 250–300 år, selv om grana unntaksvis kan bli over 500 år. I bestandsskogbruket varierer tiden fra en flatehogst til neste fra 70 til 100 år, avhengig av vekstforhold.

Også mengden og ikke minst variasjonen av død ved endres kraftig av ulike former for skogbruk, inkludert bestandsskogbruk. I en skog uten menneskelig påvirkning består om lag en tredel av det totale trevolumet av døde trær (Storaunet og Skarpaas 2022). I norsk skog har mengden død ved blitt redusert gradvis gjennom flere hundreår med hogst, og nådde trolig et minimum på slutten av 1800-tallet. Etter den tid er det estimert at volumet av død ved har blitt firedoblet, men vi ligger likevel 75–85 prosent lavere enn i urskogtilstanden (Storaunet og Rolstad 2015).

I tillegg til endringer i tilgang på levende, gamle og døde trær, fører en flatehogst også til brå og omfattende endringer i lokalklimaet i bestandet. Skogbunnen og artene som lever der blir soleksponert og vindutsatt når miljøet blir åpent. Selve driften medfører også kjøring med tunge kjøretøy, og påfølgende terrengslitasje og erosjon kan påvirke skogsjorden, artene og prosessene der.



↑ Død ved, og spesielt store, eldre stokker, er et nøkkelement for artsmangfoldet i skogen.

Ordliste

Arbuskulær mykorrhiza: En mutualistisk symbiose mellom sopper i gruppa Glomeromycota og ulike planter, hovedsakelig urter, hvor soppene hjelper plantene med næringsopptaket.

Dimensjonshogst: En hogstform (rådende i Norge fram til slutten av 1800-tallet) der man hogger enkelttrær som har nådd en viss størrelse.

Effektiv populasjonsstørrelse: Et mål på hvor mange individer i en populasjon som bidrar genetisk til neste generasjon.

Ektomykorrhiza: En mutualistisk symbiose mellom ulike typer sopper (hovedsakelig stilksporesopper) og først og fremst trær, hvor soppene hjelper plantene med næringsopptaket.

Fruktlegemer: De synlige delene av soppen som produserer og sprer sporer for formering.

Grunnflatesum: Summen av tverrsnittsarealet til alle trær i et område, målt i brysthøyde (1,3 m over bakken).

Lyngmykorrhiza: En mutualistisk symbiose mellom ulike typer sopper (hovedsakelig sekksporesopper) og lyngplanter, hvor soppene hjelper plantene med næringsopptaket.

Miljø-DNA: DNA som trekkes ut fra miljøprøver, for eksempel jord, luft, død ved eller vann.

Miljø-DNA analyse: Man trekker ut DNA fra miljøprøver og karakteriserer flest mulig arter i prøven ved å genere mange DNA-sekvenser som så sammenliknes med kjente sekvenser i et bibliotek. På denne måten kan man indirekte bestemme hvilke organismer som er til stede.

Mutualistiske symbionter: To eller flere organismer som lever i et samliv som gavner begge.

Naturlig eksperiment: Et eksperiment der forskere studerer en situasjon som har oppstått av seg selv i naturen, altså uten å manipulere forholdene.

Naturskog: Skog som ikke har vært flatehogd etter 1940 og ikke har vært utsatt for andre inngrep (gjødsling, tynning, grøfting etc.) i nyere tid. For diskusjon se Naturskogskart-prosjektet (Hauglin et al. 2025).

OTUer: Operational Taxonomic Units (OTU) er en samlebetegnelse man bruker for å gruppere organismer med likt DNA, når man ikke vet nøyaktig hvilke arter organismene representerer.

Plukkhogst: Hogst av enkelttrær i et skogbestand (i motsetning til flatehogst, der alle trærne i et skogbestand hogges samtidig).

Populasjonsgenomikk/populasjonsgenomiske analyser: Metode hvor man undersøker genetisk variasjon basert på analyse av hele genomet (arvematerialet) til studieorganismen.

Primære hullrugere: Fugler som selv lager hulrom i trær for å bygge reir.

Produksjonsskog: En skog som er aktivt forvaltet for tømmerproduksjon.

Produktiv skog: Skog der det kan drives skogsdrift med økonomisk utbytte, gjennom tiltak som planting, tynning, hogst og andre skjøtselstiltak.

Referansegеном er en standardisert og fullstendig DNA-sekvens som brukes som sammenligningsgrunnlag for å studere genetisk variasjon innen en art

Protister: Sekkebetegnelse på hovedsakelig encellede eukaryotiske mikroorganismer.

Ruteanalyse: En metode for å undersøke vegetasjon ved å registrere arter innenfor et mindre areal, feks. 1 x 1 meters ruter på skogbunnen.

Sekundære hullrugere: Fugler som bruker naturlige hulrom eller hulrom laget av andre til å bygge reir.

Sopp-endofytter: Dette er sopper som vokser inne i planter uten å forårsake skade på planten.

Soppmycel/mycel: Sopp vokser som trådformede celler, kalt hyfer. Mange hyfer danner et mycel.

Transekt: Et belte av en gitt bredde langs en rett linje, beltet definerer et areal der man studerer naturen systematisk.

Trofiske nivåer: Ulike nivåer i en næringskjede, enkelt sagt fra det laveste nivå med planter, via plantespisende dyr, og til dyr som spiser andre dyr.

Økosystemingeniører: Organismer som endrer det fysiske miljøet sitt og dermed påvirker andre arter i økosystemet.

Biologisk mangfold

Biologisk mangfold beskriver den totale variasjonen av livsformer i et område. Det omfatter artsrikhet, altså hvor mange forskjellige planter, dyr, sopp og mikroorganismer som finnes der. Det inkluderer også artssammensetningen – hvilken kombinasjon av arter som er til stede, hvordan de opptrer sammen og hvilke funksjoner de har i økosystemet. I tillegg omfatter biologisk mangfold den genetiske variasjonen innen hver art, samt mangfoldet av levesteder der disse artene lever og påvirker hverandre.

Svært mange av artene i en skog lever i tett samspill med trær. Trær binder karbon gjennom fotosyntesen, men samspillet med andre arter avgjør hvor effektivt dette skjer.

Mangfoldet av sopper og bakterier er helt avgjørende for at næring blir resirkulert fra dødt plantemateriale til en form trærne kan ta opp fra jorda. I barskogene er trærne avhengige av samarbeid med sopp som kobler seg på trerøttene, såkalt ektomykorrhiza, for å effektivt kunne ta opp næring. Soppen på sin side er avhengig av sukker som de får fra trærnes fotosyntese.

Etter en flatehogst vil ektomykorrhiza-soppene forsvinne – fordi soppindividenes dør når trærne de fikk næring fra hogges. Dette gjør at nedbrytersopp får et midlertidig overtak i jorda og bryter ned mer dødt materiale, som i sin tur fører til økt frigjøring av karbon i form av CO₂ rett etter en flatehogst.

Med planting av nye trær kommer ektomykorrihiza-soppene tilbake, men hvor raskt dette skjer og hvilke sopp-samfunn som blir dannet i det nye skogbestandet, har vi begrenset kunnskap om foreløpig. Vi har også beskjeden kunnskap om effektene en flatehogst har på andre organismer i jorda, som runddormer, spretthaler, midd og protister.

Når trærne i skogen dør, blir det organiske materialet i treet tilgjengelig for nedbryterorganismer. Død ved er et nøkkelement for artsmangfoldet i skogen – opptil en tredel av alle arter i skog benytter seg

av død ved. Her finner vi et enormt mangfold av dyr, sopp og andre mikroorganismer. Insektene er spesielt tallrike i tidlige nedbrytningsstadier, mens soppene når sin topp litt senere.

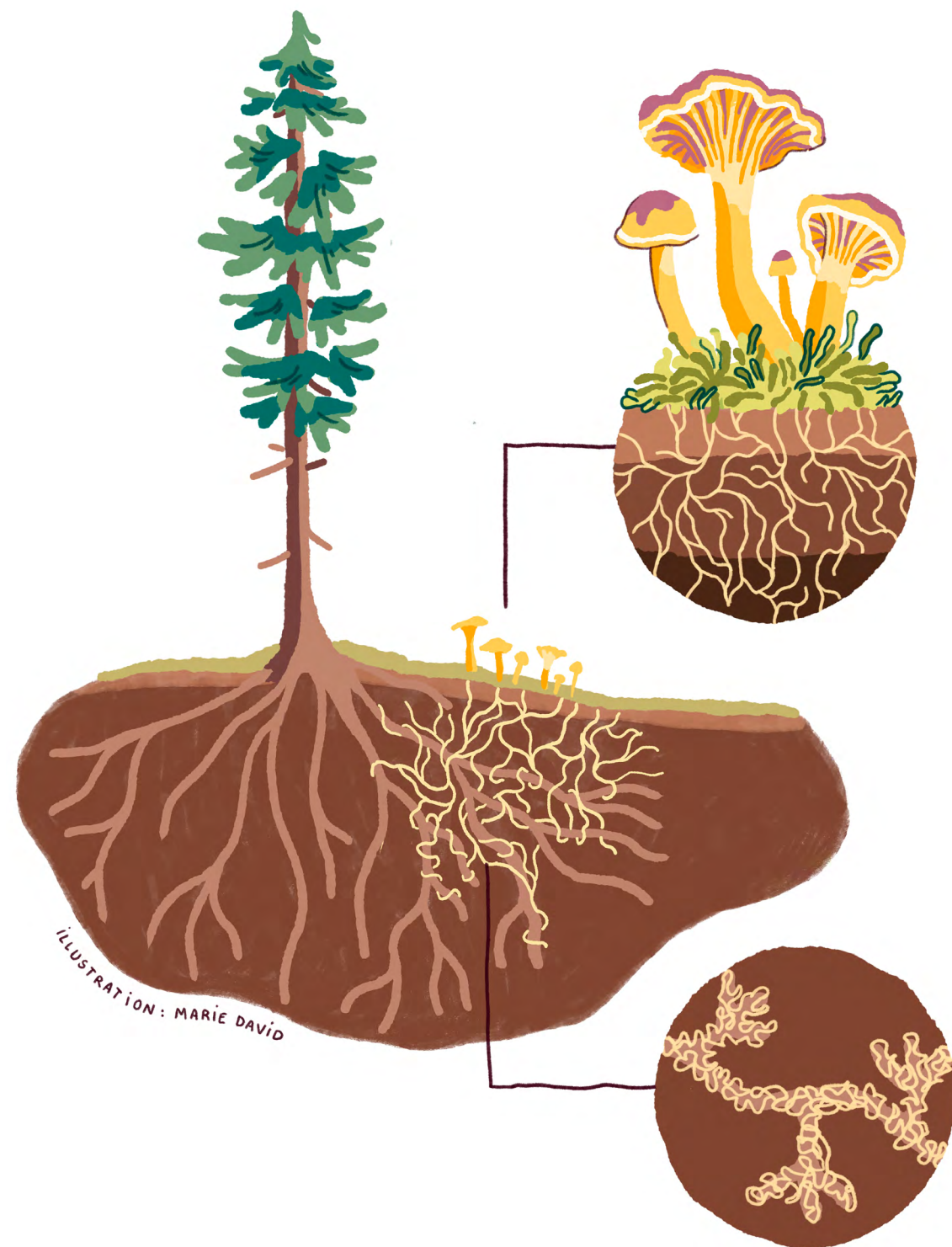
Vedboende sopp er, sammen med insekter og bakterier, de viktigste nedbryterne av død ved. Soppene har ulike enzymer som bryter ned cellulose og lignin, stoffene som utgjør hoveddelen av veden. Når veden endres under nedbrytningen, finner nye sopper, insekter og bakterier livsmuligheter.

Blant insekter i død ved er biller noen av de vanligste. Noen biller bringer med seg sopp til det døde treet og er dermed med på å bestemme hvilket sopp-samfunn som er til stede. Billene endrer veden med sine gnag. Mange voksne biller legger egg på barkoverflaten av nylig døde trær, men hos barkbiller gnager de voksne billene seg inn og legger eggene i ganger mellom barken og veden. Billelarver av ulike slag spiser seg gjennom bark og ved, og når de er ferdig utviklet, lager de et hull for å komme ut.

De små billehullene kan fungere som reirplass for bier og veps. Siden disse insektene er viktige pollinatorer, vil tilstedeværelse av slike mulige reirhull igjen ha betydning for plantene på bakken.

Døde trær er også viktig for større dyr, som fugl og flaggermus. Hulerugende fugl trenger døde trær til reirene sine, og flaggermus trenger et sted å hvile på dagtid. Løs bark og hulrom i døde trær fungerer glimrende til dette.

Det myldrende livet i død ved er bestemt av egenskapene til det døde treet, forholdene rundt treet og ikke minst alle artene som endrer veden over tid. Hvor mye karbon og næringsstoffer som til slutt blir tilbakeført til jorda avhenger nettopp av alt dette. Vi har begrenset kunnskap om hvordan nedbrytningen av død ved endrer seg i skoger etter en flatehogst, men vi vet at artssammensetningen forandres. Dette kan også medføre endringer i nedbrytningshastighet.

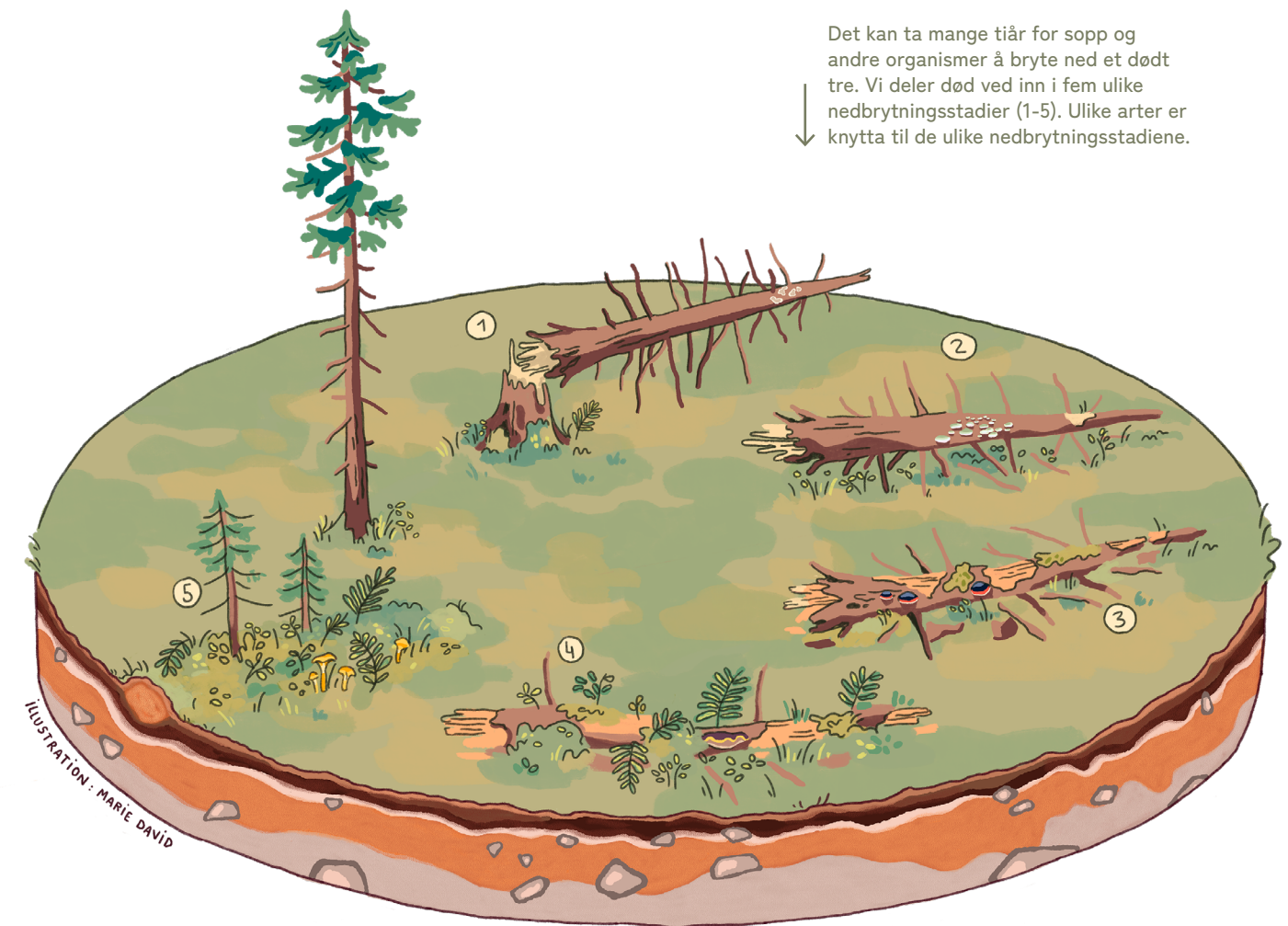


↑ Traktantarell er en av mange sopparter som danner såkalt ektomykorrhiza med trær som gran og furu. Trærne er helt avhengig av samlivet med soppen for næringsopptak.

Flatehogst og annen menneskepåvirkning har endret norsk barskog mot et mer ensartet, mindre variert skogøkosystem (Framstad 2021). Med et høyere artsmangfold blir skogøkosystemet mer stabilt og motstandsdyktig mot forstyrrelser som billeinsektangrep, tørke, sykdom eller storm. Dette er viktig for karbonlagring over tid, fordi et robust økosystem også holder bedre på karbonet. Dette kan også ha konsekvenser for motstandsdyktigheten i norsk barskog, for eksempel mot klimaendringer, men effektene over tid vet vi lite om.

En litteraturstudie i regi av EcoForest-prosjektet gir oversikt over hva vi visste før prosjektstart om hvordan flatehogst påvirker arter som lever på og i jord og trær (Lunde et al. 2025). Sammenstillingen viser at flatehogst har påvirket boreale barskogøkosystemer betydelig. I den første tiden etter hogst

(<50 år) påvirkes de aller fleste artsgruppene som er studert: noen grupper øker i artsantall, mens andre går ned. De få studiene av langtidseffekter (≥50 år) som finnes, viser at artssamfunn av sopp, biller, lav og moser fortsatt er forskjellig fra skoger som aldri har vært flatehogd. EcoForest-prosjektet har som mål å øke kunnskapen om disse langtidseffektene.



Det kan ta mange tiår for sopp og andre organismer å bryte ned et død tre. Vi deler død ved inn i fem ulike nedbrytningsstadier (1-5). Ulike arter er knytta til de ulike nedbrytningsstadiene.

Å måle biologisk mangfold

Å måle biologisk mangfold er komplisert. Selv om vi begrenser oss til bare å se på arter (altså ikke gener eller miljøer), kreves det ideelt sett at man kombinerer flere metoder.

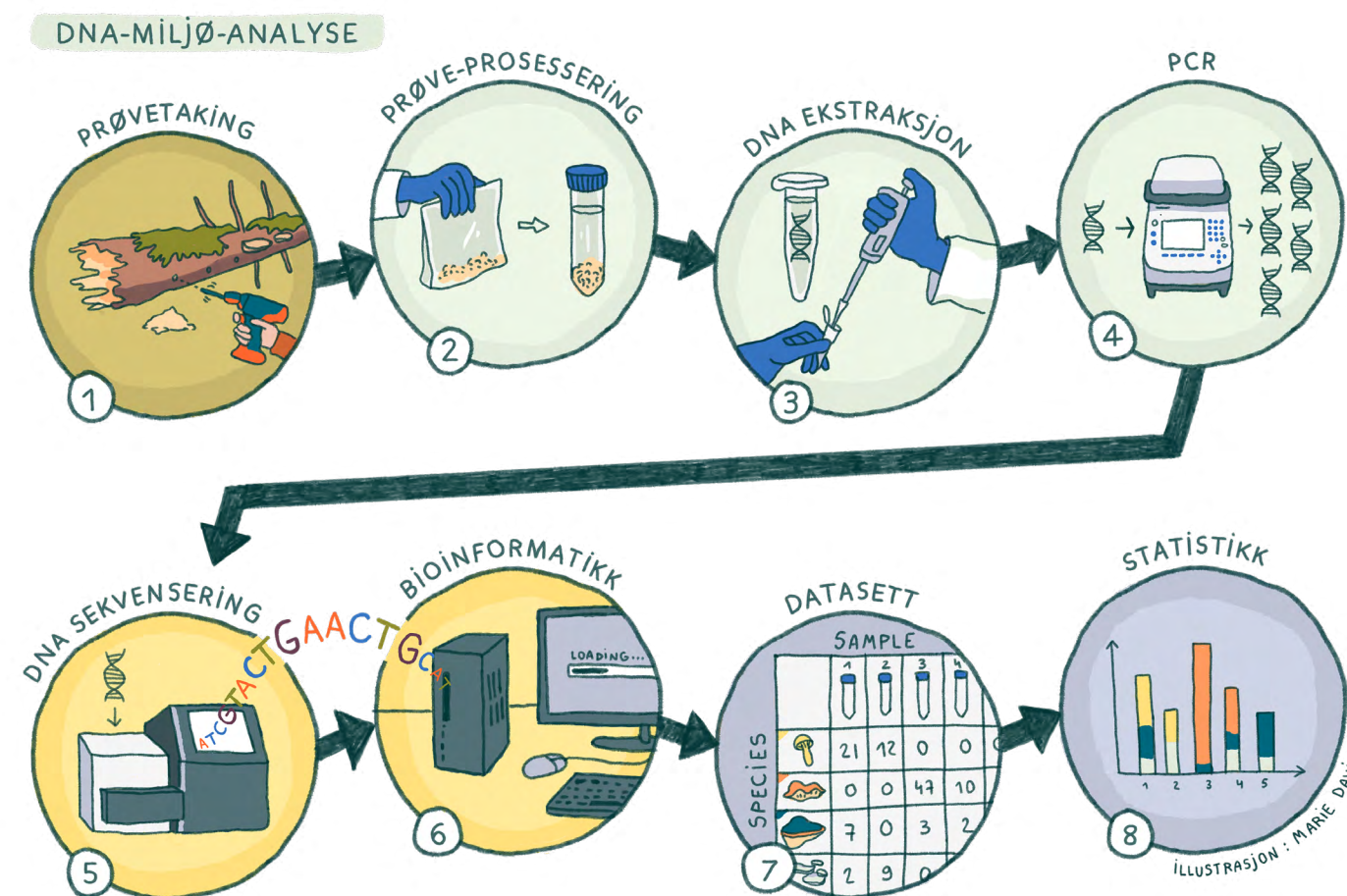
Arters forekomst har vi tradisjonelt registrert ved å observere og telle artene direkte, men de siste tiårene har også indirekte observasjoner som analyser av DNA i miljøprøver samt kamera- og lydopptak blitt stadig mer vanlig. Direkte observasjon er jevnt over en mer sikker metode enn de indirekte, fordi disse er avhengig av ømfintlige teknologier og gode referansebibliotek for å koble DNA, bilde eller lyd til arter. Samtidig har indirekte metoder den fordelen at de kan gi mye mer informasjon med langt lavere ressursbruk, og også påvise arter som ikke kan registreres direkte, inkludert ørsmå mikroorganismer. Gjennom miljø-DNA-analyse kan artsbestemmelsen være usikker, og vi bruker derfor ofte betegnelsen operasjonelle taksonomiske enheter – OTUer – i stedet for arter.

Å telle antall arter i et område er ikke tilstrekkelig for å forstå det reelle artsmangfoldet. Hvilke arter som er til stede og hvor mange det er av hver av dem vil utfylle bildet, fordi ulike arter har ulike egenskaper og roller i et økosystem. En slik sammensetning av arter, og disse artenes innbyrdes dominansforhold, er vesentlig for hvordan økosystemet fungerer.

For å studere artssammensetningen finnes flere metoder. Vi kan se på hvordan artene samvarierer, det vil si hvilke arter som finnes sammen i naturen og hvilke som ikke gjør det, ved hjelp av flervariabelstatistikk (ordinasjonsmetoder). Disse metodene gjør det også mulig å undersøke hvordan artssammensetningen varierer med miljøet, for eksempel med skogstruktur, jordsmonn eller mikroklima.

Vi kan også studere hvordan individene er fordelt mellom artene: Er det flere arter som er om lag like vanlige, eller tilhører de fleste individene én eller noen få arter? Hvis vi kombinerer denne informasjonen med kunnskap om hvilke funksjoner, eller roller, de ulike artene har i økosystemet, kan vi studere det som kalles funksjonell diversitet, eller funksjonelt artsmangfold.

Oppmerksomheten kan også rettes mot arter som er truet eller nær truet av utryddelse. Slike rødlistede arter har ofte spesielle krav til levested. Nyere studier peker på at tap av unike, spesialiserte arter ikke bare gjør skogen fattigere på arter, men også mindre robust, fordi ulike arter har ulike egenskaper og dermed forskjellige roller å spille i økosystemene. Artene er på et vis ulike verktøy i økosystemets verktøykasse. Når spesialist-artene forsvinner, blir kassen gradvis tommere. Og når miljøet så endrer seg, for eksempel med dagens klimaendringer, står skogen igjen med færre redskaper å møte fremtidige utfordringer med.



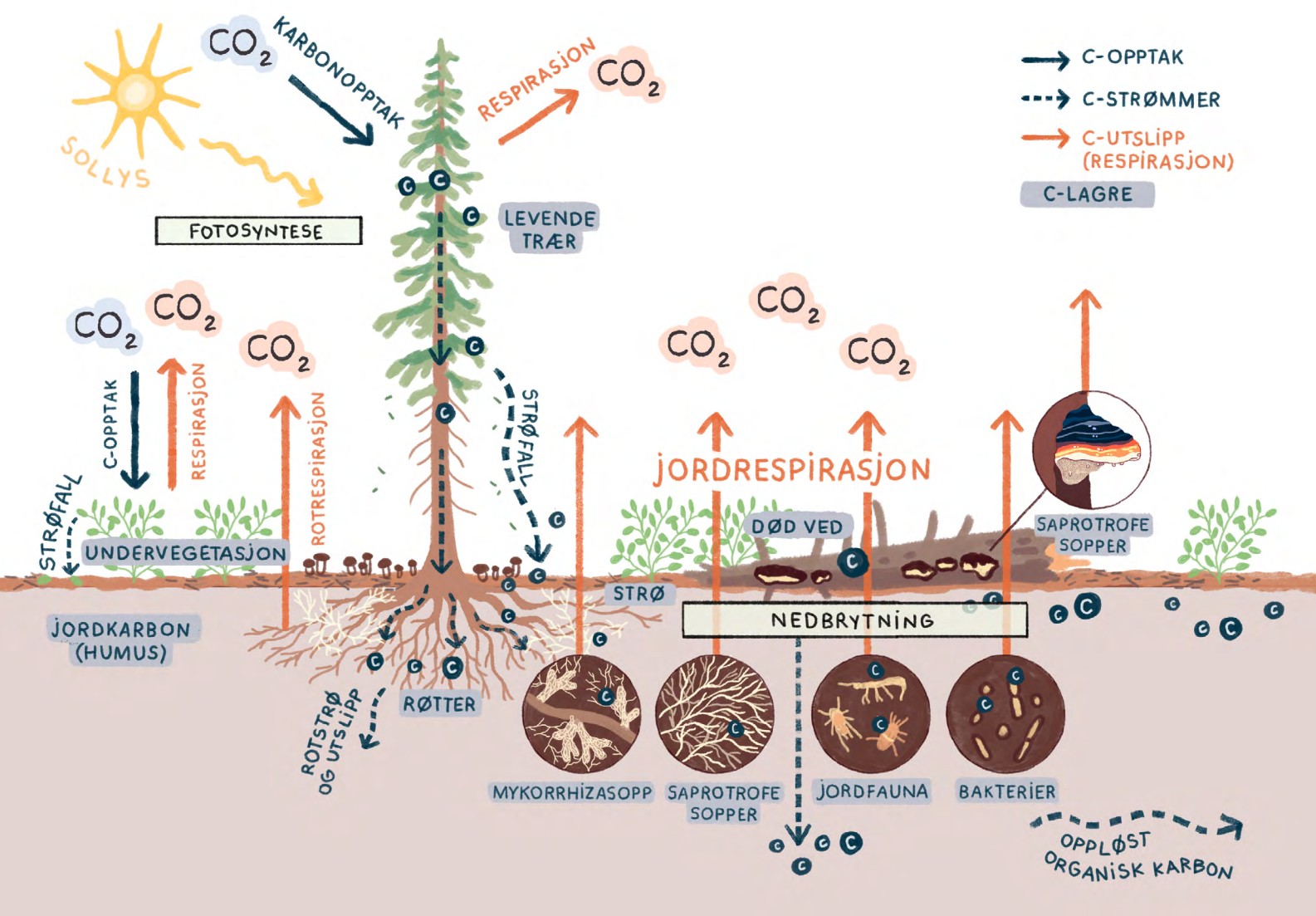
↑ De ulike stegene i en miljø-DNA-analyse. Det er en større eller mindre usikkerhet knyttet til artsidentifiseringen ved denne metoden, og vi omtaler derfor artene ofte som «OTUer» som står for operasjonelle taksonomiske enheter.

Karbon i skog

Når trær og planter vokser, tar de opp karbondioksid (CO_2) gjennom fotosyntesen og binder karbonet. Noe av karbonet frigjøres relativt raskt som en del av treets egne livsprosesser, mens karbonet som inngår i vekst av stammer, greiner, barnåler og røtter lagres i kortere eller lengre tid.

Karbonet lagres ikke bare over bakken i de levende trærne, men også i røtter og i dødt plantemateriale på bakken og i jorda. Karbon lagres også i form av dødt soppmycel og andre døde mikroorganismer. I boreale barskoger, som granskogene vi har undersøkt, kan jorda inneholde store mengder karbon. Dette er fordi plantematerialet er fullt av tungt nedbrytbare stoffer og selve nedbrytningen går seint i vårt kjølige klima. Det er anslått at 60–80 prosent av karbonet i boreale skoger befinner seg i skogsjorda (Pan et al. 2011).

Karbon strømmer inn i skogøkosystemet via fotosyntese og ut via respirasjon, utvasking og hogst. Innen økosystemet overføres karbon mellom planter, dyr, dødt organisk materiale, mikroorganismer og jord. Samlet bestemmer disse prosessene fordelingen av karbonlagre i skogen over tid.



↑ Prøver med plantestrø fra blåbær klare til nedbrytningsforsøket. I dette eksperimentet ble det undersøkt hvor raskt plantestrø - og karbon bundet her - brytes ned.

Å måle karbon

Karbonlagrene over bakken i en skog estimeres som regel ved å beregne biomassen av levende og døde trær, samt bunnvegetasjonen, og volumet av liggende død ved. Vi har relativt gode tall på biomassen av levende og døde trær i Norge, siden Landsskogtakseringen gjør slike registreringer på nesten 12 000 prøveflater overalt hvor det er skog (SSB 2025).

Karbonmengden i jorda, derimot, er mye mer krevende å måle. Det er stor variasjon over korte

avstander, både med hensyn til hvor mye karbon jorda inneholder og hvor dypt en må grave for å få komplette registreringer. Modellene som brukes til å estimere karbonlagrene i skogsjord er derfor basert på et begrenset datagrunnlag. Derfor er nettopp kvantitative målinger av jordkarbon, slik som vi har gjort i dette prosjektet, så viktig. Vi har ellers svært lite kunnskap om omfanget av endringen i disse karbonlagrene over tid.

For å forstå oppbyggingen og endringen i karbonlagrene i skog, må vi imidlertid måle hvor mye karbon som bindes og ikke minst hvor mye som jevnlig forsvinner fra skogen. Vi kaller dette for karbonflyt eller karbonflukser. Vi kan for eksempel studere hvor mye dødt plantemateriale som produseres gjennom målinger av strøfall og trær som dør. Hvor fort nedbrytningen foregår og hvor mye karbondioksid som produseres når nedbrytningen skjer kan vi studere ved respirasjonsmålinger. Dette kan gjøres i stor skala ved hjelp av såkalte flukstårn, som måler CO₂ inn og ut av hele skogbestand, eller i mindre skala gjennom punktmålinger fra jorda eller fra død ved. For å forstå bidragene fra de ulike enkeltelementene, er det nødvendig med grundige feltstudier.

Instrumentet (LiCOR) vi brukte til å måle mengden CO₂ som slippes ut av bakken eller død ved (respirasjonsmålinger). I EcoForest ble gjentatte målinger gjort fra jorda gjennom to år, fra ulike fastpunkter i hver flate. I tillegg målte vi utslipp av CO₂ fra den døde veden, fra 20 tilfeldig valgte stokker i hver flate.



↑ Det er svært krevende å få gode data på karbonmengden i jorda. Man må blant annet få oversikt over mengden stein og foreta mange gjentatte målinger på hver prøveflate på grunn av stor lokal variasjon i karboninnhold i jorda.



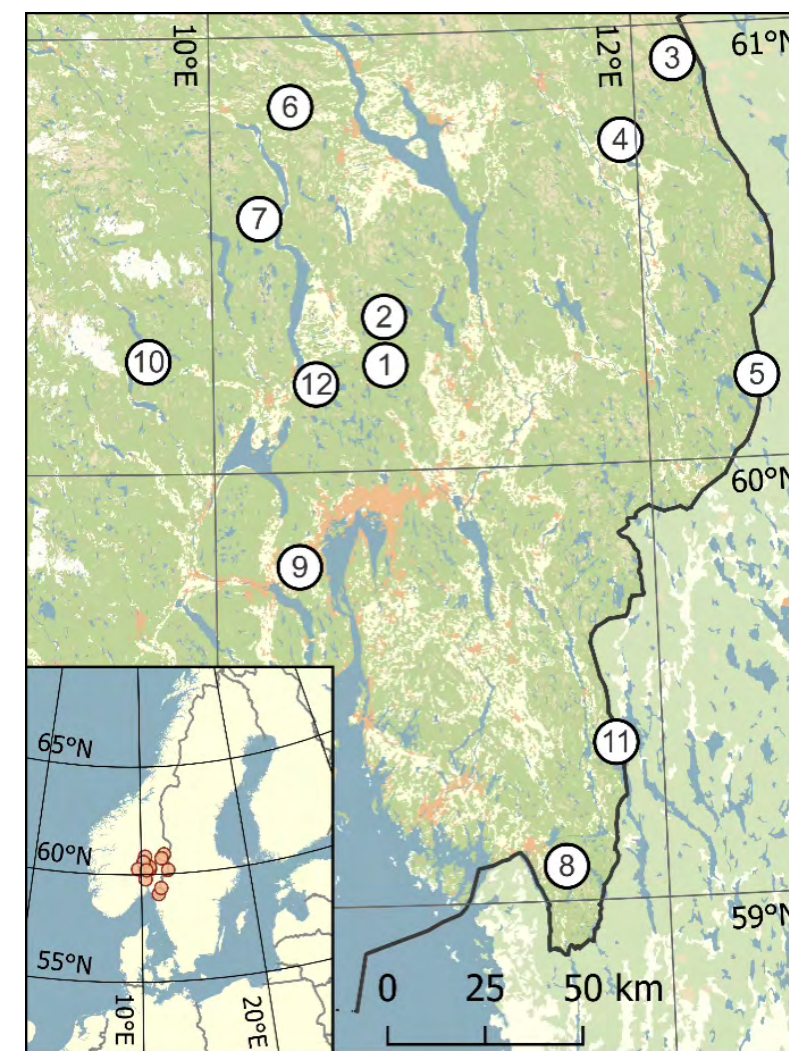
2

Studieoppsett

For å kunne studere langtidseffekter av flatehogst på biologisk mangfold, karbonlagring og økologiske prosesser har vi sammenlignet tidligere flatehogde skoger med skoger som ikke har vært flatehogd etter 1940, her omtalt som naturskoger (Hauglin et al. 2025).

Det finnes ingen storskala eksisterende eksperimenter for å studere effekter av flatehogst i Norge, så vårt beste alternativ var å opprette et såkalt naturlig eksperiment. Ved hjelp av gamle flybilder, lokalkunnskap og grundige undersøkelser i felt lette vi oss fram til skoger som ikke har vært flatehogd, og prøvde deretter å finne en flatehogd skog i nærheten som skulle være så gammel som mulig. Til sammen etablerte vi 12 slike par av skoger i løpet av 2021 og 2022, fra Halden i sør til Grue (Hemberget) og Gjøvik (Øytjern) i nord, og fra Krødsherad (Storås) i vest til Kongsvinger (Särkilampi) i øst (se Tabell 1 for detaljer). Vårt parvise oppsett er unikt i nordisk sammenheng.

Oversikt over den geografiske fordelingen av de 12 studieområdene (skogparene) vi studerte i EcoForest-prosjektet.



Utvalg av studieområder og overordnet metodikk

De ikke-flatehogde skogene (heretter kalt naturskogen) skulle ikke ha spor av menneskelig aktivitet fra nyere tid (det vil si etter ca. 1940), men gitt tidligere tiders omfattende plukk- og dimensjonshogst vil alle de utvalgte skogene ha spor etter menneskelig aktivitet. De tidligere flatehogde skogene skulle ikke være tynnet, grøftet eller gjødslet, og være så gamle som mulig. I noen få tilfeller måtte vi imidlertid akseptere noe yngre skogbestand, da det ikke var mulig å finne eldre, flatehogd skog. Bortsett fra hogsthistorien skulle begge flater i et par være så like som mulig: middels produktiv granskog (bonitet G14-17), samme helling, høyde over havet, eksposisjon, jordtype og jorddybde.

Arbeidet med å finne studieområder startet som regel med kart og flybilder i Kilden (kilden.nibio.no), for å ha best mulig bakgrunnsinformasjon om dominerende treslag, bonitet, topografi, tidligere flatehogst, samt avstand mellom mulige skogpar.

Tabell 1. Liste over lokaliteter og deres geografiske posisjon (desimalgrader [° N og ° E; WGS84] og moh.), samt årsmiddeltemperatur (° C) og gjennomsnittlig årlig nedbør (mm) for perioden 2004–2014. Alder i brysthøyde er grunnflateveid brysthøydalder (år i 2023), og eldste tre er maksimal brysthøydalder (år) blant 3–26 trær i hver transekt. Antall stubber viser til antall hogde stubber per hektar i transektet. Skogtyper er tidligere flatehogde skoger (CC) og naturskog (NN). + Indikerer at flaten ligger i et naturreservat.

Nr	Skogpar (fork.)	Skogtype	Breddegrad	Lengdegrad	Høyde over havet	Årsmiddel-temperatur	Nedbør	Alder i brysthøyde	Eldste tre	Antall stubber
1	Skotjernfjell (SKO)	CC+	60.2413	10.8084	571	2.2	972	82	83	660
		NN+	60.2422	10.7960	610	2.3	974	188	292	145
2	Gullenhaugen (GUL)	CC	60.3700	10.7872	591	2.1	854	68	74	685
		NN+	60.3526	10.7966	668	1.9	867	130	224	370
3	Hemberget (HEM)	CC+	60.9211	12.1889	584	0.6	766	43	47	600
		NN+	60.9151	12.2065	581	0.5	764	119	191	615
4	Braskereidfoss (BRA)	CC	60.7476	11.9264	332	2.3	683	55	56	745
		NN	60.7398	11.9285	427	2.1	684	96	130	485
5	Särkilampi (SAR)	CC+	60.2005	12.5281	388	2.4	762	78	90	370
		NN+	60.1877	12.5080	368	2.4	761	143	177	350
6	Øytjern (OYT)	CC+	60.8432	10.4090	663	1.4	819	77	88	605
		NN+	60.8389	10.3812	640	1.3	818	156	213	260
7	Tretjerna (TRE)	CC	60.5773	10.2285	520	2.6	821	59	59	730
		NN+	60.5836	10.2265	472	2.7	821	143	230	125
8	Halden (HAL)	CC	59.0798	11.5595	197	5.4	1051	57	62	760
		NN	59.0798	11.5465	211	5.3	1056	141	175	385
9	Blåfjell (BLA)	CC+	59.7880	10.3865	322	4.8	1049	75	82	135
		NN+	59.7831	10.3813	264	4.8	1041	132	176	85
10	Storås (STR)	CC	60.2615	9.7091	432	2.8	884	70	71	750
		NN+	60.2591	9.7007	483	2.6	888	111	150	315
11	Marker (MRK)	CC	59.3835	11.7590	178	4.9	960	73	75	640
		NN+	59.3601	11.7900	187	4.9	971	128	186	515
12	Langvassbrenna (LAN)	CC	60.2010	10.4980	548	2.6	883	69	70	690
		NN+	60.2018	10.4738	607	2.2	868	151	255	210



←
Det var et ekstremt krevende arbeid å finne passende studieområder. Rieke Lo Madsen bruker her et relaskop til å måle skogbestandets grunnflatesum.

Deretter ble aktuelle områder besøkt i felt; der sjekket vi mikrotopografi, mulig grøfting eller andre variasjoner i fuktighetsforhold, tegn på utførte tynninger eller kraftig beiting, samt en rekke jordbunnsparametre (steininnhold i overflaten, dybde til stein/grunnfjell, jordtype og -sjikt, humustype, kornstørrelsesfordeling og tegn på vanntransport). Vi prøvde å unngå skoger der det var tydelige tegn på at død ved har blitt fjernet i nyere tid.

Noen studieområder ble funnet etter forslag fra skogeiere, men etter prøving og feiling med strategien for å finne egnede skoger, endte vi i stor grad opp med å ta utgangspunkt i verneområder med granskog. Naturlig nok er det i slike områder mulig å finne skog som ikke har vært flatehogd, og en finner som regel også tidligere flatehogde bestand i nærheten.

Det var svært krevende å finne egnede par. Vi hadde som mål å etablere 15 par av naturskog og tidligere flatehogd skog i løpet av 2021, men etter om lag 200 fulle arbeidsdager i skogen endte vi opp med 12 par, i 2022.

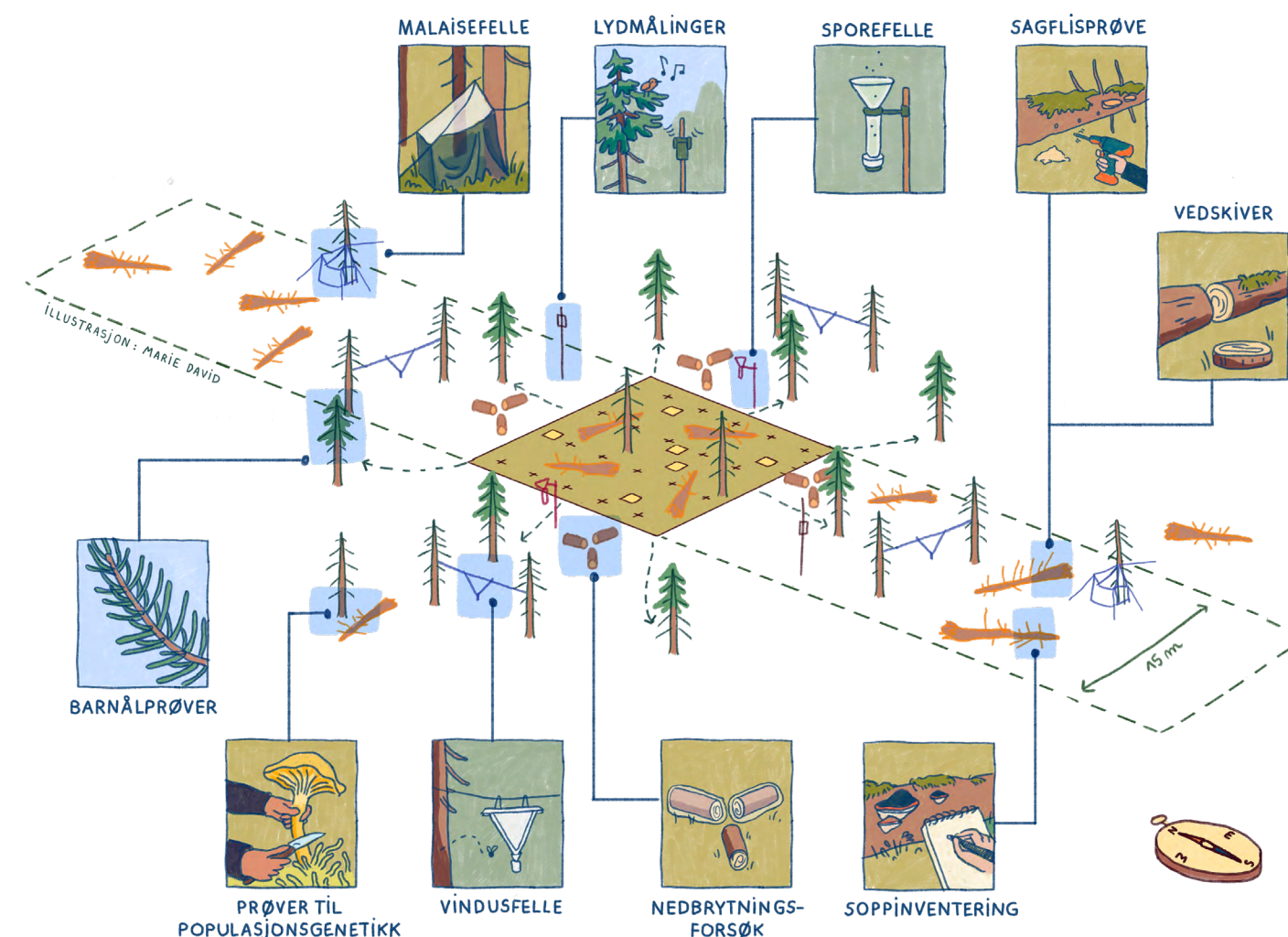
Gjennomsnittlig avstand mellom de utvalgte parene var 1270 m (540–3140 m). De tidligere flatehogstene var mellom 43 og 82 år (målt i brysthøyde), mens naturskogene selvsagt hadde eldre trær (130–292 år) og mye større variasjon både i alder og størrelse innad i feltene (se mer i kap. 3.1.).

I de utvalgte skogene merket vi opp en prøveflate på 15×15 m der alle stående, levende og døde trær med diameter i brysthøyde over 5 cm ble målt for å kunne beregne karbonlagre over bakken. Innenfor hver flate ble det så lagt ut seks småflater. Her gjorde vi registreringer av temperatur, jordfuktighet, vegetasjon (i 1×1 m-flater), strøfall, jordrespirasjon og andre jordegenskaper. Eksperimentene på nedbrytning av plante- og soppmateriale og produksjon av soppmycel foregikk i de samme småflatene.

Vi tok 25 jordprøver i hver prøveflate. Alle jordprøvene ble delt inn i sju sjikt, to organiske og fem mineraljordssjikt. Disse ble slått sammen sjiktvis, slik at vi i hver flate endte opp med én representativ prøve per jordsjikt. Disse prøvene ble brukt til å analysere jordkarbon, samt artsmangfold av sopp og andre mikroorganismer i jorda.

For å studere mengde og kvalitet av død ved, la vi ut et transekt på 133,33×15 m (0,2ha) som gikk nord-sør eller øst-vest, med prøveflata på 15×15 m i midten. Hensikten med å registrere død ved i et utvidet område var å få mer pålitelige tall, særlig i skog med små mengder og spredt forekommende død ved. For en mer detaljert beskrivelse av studiedesign, se Asplund et al. (2024).

Skisse som illustrerer noe av forskningsaktiviteten på hver prøveflate. Mye av aktiviteten foregikk i den sentrale prøveflata på 15×15 m² og i de seks tilfeldig plasserte småflatene inne i denne. I et større transekt som strekker seg på tvers av prøveflata (133,33×15 m) ble all død ved registrert.



Utfordringer og usikkerheter med utvalget

De 12 utvalgte parene er ikke jevnt fordelt geografisk. I de viktige skogbruksområdene sør i Østerdalen og sentralt på Hedmarken måtte vi til slutt gi opp å finne felter, etter mangfoldige turer i felt. Dette skyldes at det er svært få naturskoger igjen der, spesielt i lavlandet og på midlere boniteter. I tillegg er store skogarealer i dette området grøftet (for eksempel i Løten og Elverum) eller det er svært mye stein i overflaten (for eksempel i Stange) som ville vanskeliggjort gode, sammenlignbare studier av jordkarbon.

Gitt variasjoner i klima, tidspunkt for innføring av flatehogst, topografi, samt eiendoms- og bosettingsstruktur, er det også store forskjeller mellom parene. Det kan dreie seg om ulik alder og størrelse på trærne som har vokst opp etter flatehogsten, men det er også et betydelig spenn i graden av menneskepåvirkning i naturskogene.

→
Bilder fra fire av prøveflatene. De to øverste er fra naturskoger (Storås og Halden), mens de to nederste er fra tidligere flatehogde skoger (Skotjernfjell og Halden). Det var et stort spenn i mengden død ved og naturskogspreg mellom naturskogs-flatene.



3

Resultater og diskusjon

Skogstruktur og død ved

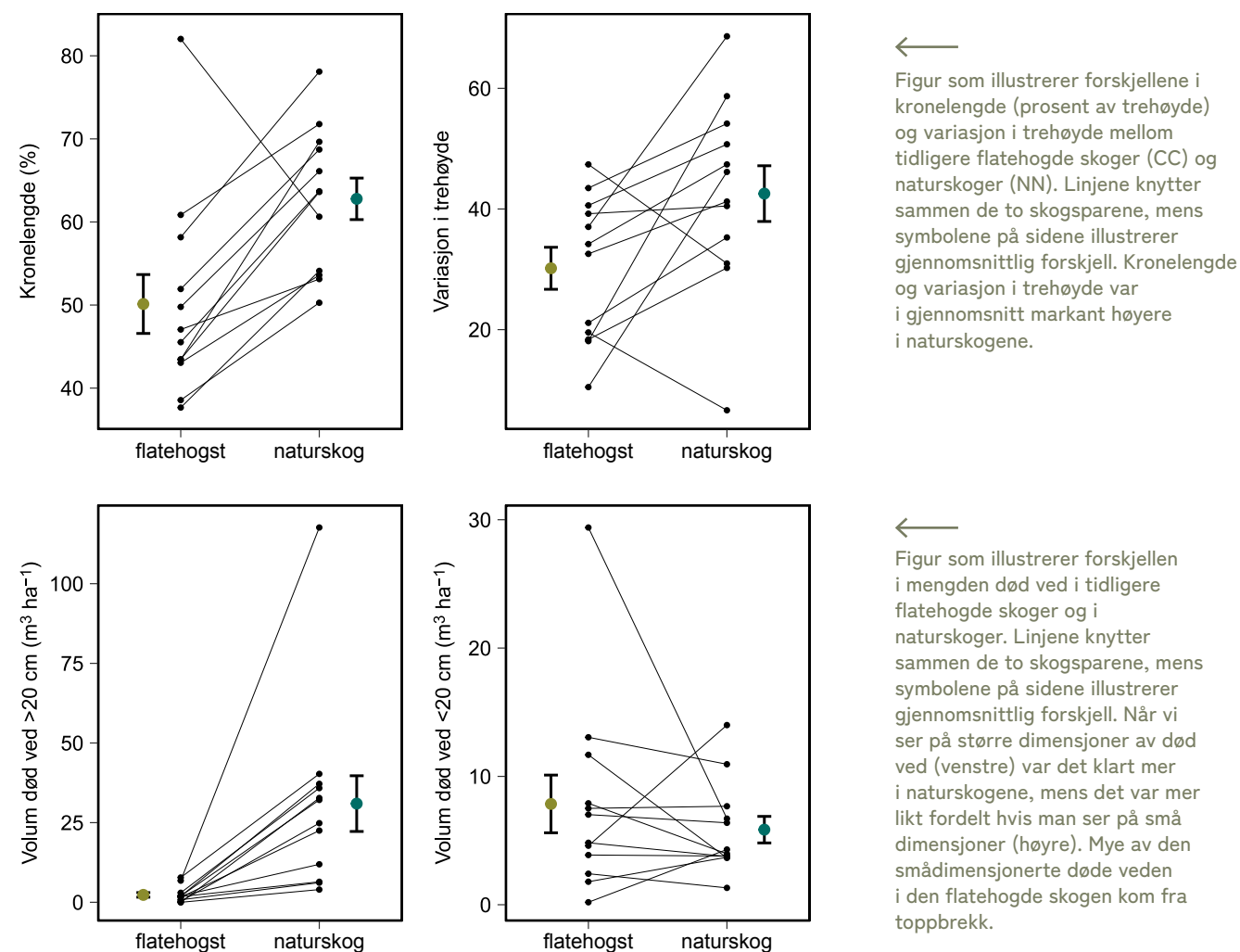
Alle skogene vi har studert er i noen grad påvirket av menneskelig aktivitet, også naturskogene. Når vi ser nøye etter, finner vi gamle stubber, ofte skjult under mose, i alle studieområdene. I gjennomsnitt fant vi 32 stubber per dekar i naturskogene, og 61 stubber per dekar i skoger som tidligere har vært flatehogd. I naturskogene stammer stubbene fra eldre plukkhogst eller dimensjonshogst, mens stubbene i flatehogde skoger er fra flatehogsten.

I ett av studieområdene, Hemberget, fant vi like mange stubber i naturskogen som i de tidligere flatehogde områdene, noe som viser at det har vært omfattende hogst også her. Ved å studere vekstresponen hos eldre trær som står nær stubbene, ser vi at hogsten sannsynligvis skjedde tidlig på 1900-tallet. Dette tyder på at skogen var mer åpen på den tiden, men at mange trær ble gjensatt og fortsatt finnes der i dag.

Skogene som tidligere har vært flatehogd, er tettere, altså med flere trær per arealenhet. Likevel fant vi ingen tydelig forskjell i samlet trevolum eller grunnflatesum. Tettere skog slipper inn mindre lys, og det blir mer konkurranse mellom trærne. Det påvirker hvordan de vokser: I flatehogde skoger er trærne slankere og har kortere kroner, mens trærne i naturskogen er kraftigere og har lengre krone. Dette gjør dem mer stabile mot vind og gjør dem mer motstandsdyktige mot for eksempel barkbiller, som ofte angriper trær med kortere kroner.

Selv om de flatehogde skogene var tettere, målte vi omtrent den samme lysmengden under kronene. Derimot var variasjonen i lysforhold større i naturskogen. Naturskogen hadde også større variasjon i trestørrelse, både i høyde og diameter. Dette gir høyere strukturell variasjon, som igjen skaper flere nisjer for ulike arter – og mulighet for høyere biologisk mangfold (Hutchinson 1959).

Mengden død ved var nesten tre ganger høyere i naturskogene (61 kubikkmeter per hektar) enn i de tidligere flatehogde skogene (22 kubikkmeter per hektar). Det var imidlertid stor variasjon mellom skogene, for eksempel hadde naturskogen i Halden så lite som 18 kubikkmeter per hektar og naturskogen i Tretjerna 207 kubikkmeter per hektar. I de tidligere flatehogde skogene hadde Hemberget lavest mengde, med 0,2 kubikkmeter per hektar, og Blåfjell høyest (67 kubikkmeter per hektar).



Selv om de flatehogde skogene var tettere, målte vi omtrent den samme lysmengden under kronene. Derimot var variasjonen i lysforhold større i naturskogen. Naturskogen hadde også større variasjon i trestørrelse, både i høyde og diameter. Dette gir høyere strukturell variasjon, som igjen skaper flere nisjer for ulike arter – og mulighet for høyere biologisk mangfold (Hutchinson 1959).

Mengden død ved var nesten tre ganger høyere i naturskogene (61 kubikkmeter per hektar) enn i de tidligere flatehogde skogene (22 kubikkmeter per hektar). Det var imidlertid stor variasjon mellom skogene, for eksempel hadde naturskogen i Halden så lite som 18 kubikkmeter per hektar og naturskogen i Tretjerna 207 kubikkmeter per hektar. I de tidligere flatehogde skogene hadde Hemberget lavest mengde, med 0,2 kubikkmeter per hektar, og Blåfjell høyest (67 kubikkmeter per hektar).

Mengden død ved i våre utvalgte naturskoger var lavere enn tidligere rapportert fra naturskoger på lignende boniteter. Dette henger antageligvis sammen med at det historisk har vært en god del plukkhogst i våre naturskoger, som stemmer overens med at vi fant mindre død ved i de naturskogene der flere gamle stubber ble registrert.

Også variasjon i død ved er viktig for artsmangfoldet, fordi mange arter har spesifikke krav til hvilken type død ved de behøver. I den tidligere flatehogde skogen var det mye død ved med diameter under 20 cm, og denne smådimensjonerte døde veden var ofte et resultat av relativt ferske toppbrekk. Naturskogen hadde derimot også død ved av større dimensjoner og mer godt nedbrutt ved, altså flere ulike typer død ved (Asplund et al. 2024).

At død ved ikke er jevnt fordelt i skogen, kom tydelig fram da vi sammenlignet mengden død ved i transektet med mengden død ved i den sentrale flata – de to ulike arealene viste bare delvis de samme trendene.

Biologisk mangfold

Insekter og sopp er de to mest artsrike gruppene i boreal barskog, og i EcoForest la vi derfor mest vekt på å registrere disse to gruppene. Vi undersøkte også mangfoldet av protister, rundormer, spretthaler og midd i jorda.

Selv om artsrikheten ikke er så høy, er planter i bunn- og feltsjikt en essensiell del av skogøkosystemet – de er næringsgrunnlag for mange av de andre artsgruppene. Vi har derfor også tatt med planter i våre undersøkelser. I tillegg ble fugl og flaggermus registrert.

Vegetasjon

Vi fant tydelige forskjeller i vegetasjonen mellom tidligere flatehogde skoger og naturskoger. Det mest iøynefallende var at bakken i naturskogen hadde dobbelt så stor dekning av karplanter, mens noen av de flatehogde skogene nesten bare hadde mose i skogbunnen. Forskjellene skyldes trolig at den tidligere flatehogde skogen er mer homogen og har færre åpninger der lys slipper ned til plantene på bakken.

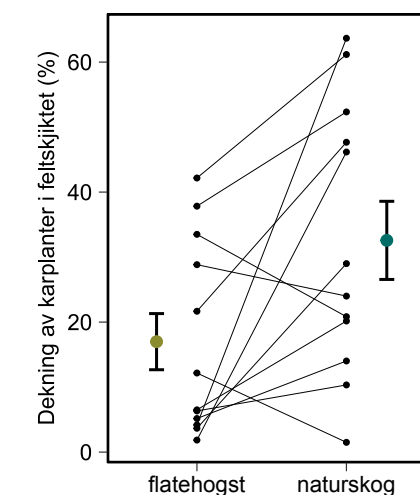
Blåbær, den mest dominerende arten, forekom med klart størst dekning i naturskog og det samme gjaldt for tyttebær. Disse funnene bekrefter tidligere studier basert på Landsskogtakseringen (Eldegard,

2019), som viser at blåbærdekningen øker med skogens alder og er størst ved middels tetthet – altså når skogen verken er for skyggefull eller for åpen.

Blåbær og tyttebær er vanlige arter som ikke står i fare for å bli utryddet som følge av flatehogst. Men siden de er viktige for mange organismer, og forekommer over store arealer, kan endringer i dekning få store konsekvenser. Under bakken vokser for eksempel mange lyngmykorrhiza-sopper i symbiose med blåbærrøtter, og både planten og bærene er viktige for insekter, fugl og pattedyr. Bestandsskogbruket gjør at en del av skogarealet til enhver tid består av ung og tett skog med lav blåbærdekning. Dette innebærer at den totale mengden blåbær i produksjonsskoglandskapet er betydelig lavere enn i skogområder uten flatehogst.

Selv om både total dekning og forholdet mellom planteartene endres av flatehogst, fant vi ingen konsekvent forskjell i antall arter. Langtidseffekten av flatehogst på artsantall av planter avhenger av kalkinnholdet i jorda. Lavt kalsiuminnhold begrenser artsantallet, og derfor ser vi ikke flere arter i naturskogen på kalkfattige steder. På områder med høyere kalsiuminnhold er imidlertid artsantallet høyere i naturskogen enn i tidligere flatehogde skoger.

Vegetasjonen ble kartlagt i seks småflater i hver prøveflate ved ruteanalyse (venstre). Grafen til høyre viser at dekningen av karplanter var nesten dobbel så høy i naturskogene som i de tidligere flatehogde skogene. Linjene knytter sammen de to skogsparene, mens symbolene på sidene illustrerer gjennomsnittlig forskjell.



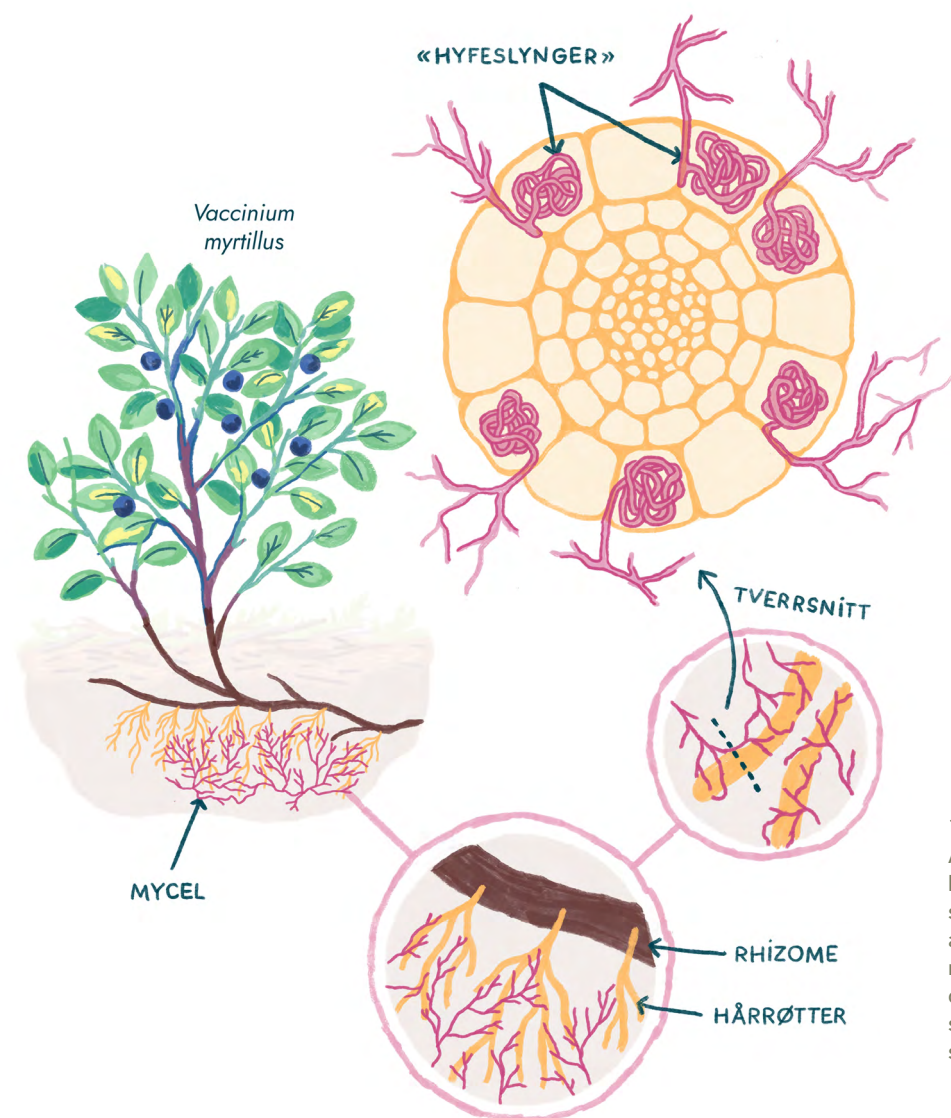
Sopp

Sopp utgjør en stor og mangfoldig artsgruppe i boreal barskog, med ulike roller i økosystemet. Det er fortsatt svært mange ubeskrevne arter av sopp. Selv om vi ikke klarer å sette et navn på dem, fanges de oftest opp i miljø-DNA-analysene og betegnes som OTUer. Sopp kan være nedbrytere, parasitter eller mutualistiske symbionter, slik som lav og mykorrhiza-sopp. De kan leve inni eller utenpå andre organismer.

De mange nedbrytersoppene har spesialisert seg på ulike substrater, for eksempel død ved eller plantestrø. Mykorrhizasopper hjelper plantene i deres næringsopptak, og siden mye av næringen er «innelåst» i døde planterester i boreal skogsjord og vanskelig tilgjengelig for planterøtter, er plantene

avhengig av mykorrhizasoppene for næringsopptak. Det finnes flere ulike typer mykorrhiza: ektomykorrhiza-sopper som vokser med skogstrær (inkludert gran), lyngmykorrhiza-sopper som vokser med lyngplanter og arbuskulær mykorrhiza som vokser med urter og gress.

Vi undersøkte mangfoldet av sopp blant annet i jord, død ved, barnåler av gran, røttene til blåbærplanter og i luftprøver. Soppene er en ekstremt artsrik gruppe og de fleste av dem er ikke synlige eller representert med fruktlegemer. Soppmangfoldet ble derfor hovedsakelig analysert ved hjelp av miljø-DNA. I tillegg registrerte vi fruktlegemer av poresopper og utvalgte barksopper på død ved.



LYNGMYKORRHIZA

← Alle lyngplanter danner lyngmykorrhiza med ulike sopper, og lyngplantene er helt avhengig av denne symbiosen for næringsopptak. Soppene som danner lyngmykorrhiza er stort sett underjordiske og danner sjelden synlige fruktlegemer.



← Sopparter i slekta løpekuler danner underjordiske fruktlegemer. De er ektomykorrhiza-sopper som vokser sammen med skogstrær. For å spre løpekulene avhengig av at dyr, slik som ekorn, graver dem opp og sprer dem. Løpekulene er langt vanligere i naturskogen enn i den tidligere flatehogde skogen.

I jorda undersøkte vi soppfunnene i sju ulike jordsjikt, de to organiske øverst, som består av plantestrø og humus, og fem dypere mineraljordssjikt. Det er velkjent at soppfunn i skogsjord er sterkt lagdelt, et mønster vi også fant. Både mengden og mangfoldet av sopp er langt høyere i de øvre organiske sjiktene enn i mineraljorda, hvor karboninnholdet er gjennomgående lavt.

Totalt påviste vi 3341 sopparter, eller mer presist OTUer, i jorda, i gjennomsnitt 770 per prøveflate. Det var ingen forskjell i artsrikhet mellom de tidligere flatehogde skogene og naturskogene, men artssammensetningen var ulik. Noen nedbrytersopper var vanligere i de tidligere flatehogde skogene, noe som kan skyldes at det produseres mer plantestrø her. Noen ektomykorrhiza-sopper var også vanligere i tidligere flatehogde skoger, mens andre, som slørsopper og trevlesopper, var vanligst i naturskogene. Løpekuler, en slekt av ektomykorrhiza-sopper som er avhengig av dyrespredning, var langt vanligere i naturskogene. Om dette skyldes at det er flere dyr som kan grave opp løpekulene og spre dem i naturskogene, gir ikke våre studier svar på.

Vi observerte like mange rødlistede jordboende sopper (OTUer) i den tidligere flatehogde skogen (12) som i naturskogen (13).

Lyngmykorrhiza-sopper er også vanligere i naturskogen. Dette kan trolig knyttes til at det er mer blåbærlyng i naturskogen enn i de tidligere flatehogde skogene. De lite studerte, men vidt utbredte soppene i gruppa Archaeorhizomycetes, som også trolig danner lyngmykorrhiza, var likeledes vanligst i naturskogen.

For å undersøke om det var ulike sopparter på blåbærrøtter i de to skogene, gjennomførte vi miljø-DNA-analyser av soppene på og i blåbærrøtter i en egen studie. Akkurat som i jorda var det forskjeller, blant annet var de nevnte Archaeorhizomycetene vanligst i naturskogen. Det var imidlertid ingen forskjell i total artsrikhet av sopp i blåbærrøtter mellom de to skogtypene. Vi fant heller ingen forskjell i artssammensetning eller fordeling av arbuskulær mykorrhiza mellom skogtypene.

Ved hjelp av miljø-DNA undersøkte vi også soppmangfoldet i 20 tilfeldig utvalgte stokker fra transektene tilknyttet hver av de 24 prøveflatene. Vi fant totalt 3168 sopparter (OTUer) og det var i gjennomsnitt 61 sopparter i hver stokk. Desto flere ulike typer av død ved som var til stede, desto flere sopparter ble funnet. Det totale artsantallet var omtrent det samme i de to skogene, noe som skyldes at det også i noen av de tidligere flatehogde skogene forekom betydelige mengder død ved. Dersom vi imidlertid

hadde sammenliknet soppmangfoldet i all død ved, og ikke kun i 20 utvalgte stokker per flate, ville forskjellene trolig vært mer markante mellom skogtypene.

Akkurat som i jorda, var det en tydelig forskjell i artssammensetning mellom de to skogtypene. Vedboende begersopper og poresopper var generelt vanligere i naturskogene, et mønster vi også fant da vi registrerte fruktlegemer av poresopp på stokkene. Mange gjærsopper, kulemuggsopper og algesopper var vanligere i de flatehogde skogene. De aller fleste funnene av rødlistete sopp ble funnet på stokkene i naturskogen. Dette gjaldt både for sopper funnet med miljø-DNA (90 prosent av alle forekomstene) og registrering av fruktlegemer.

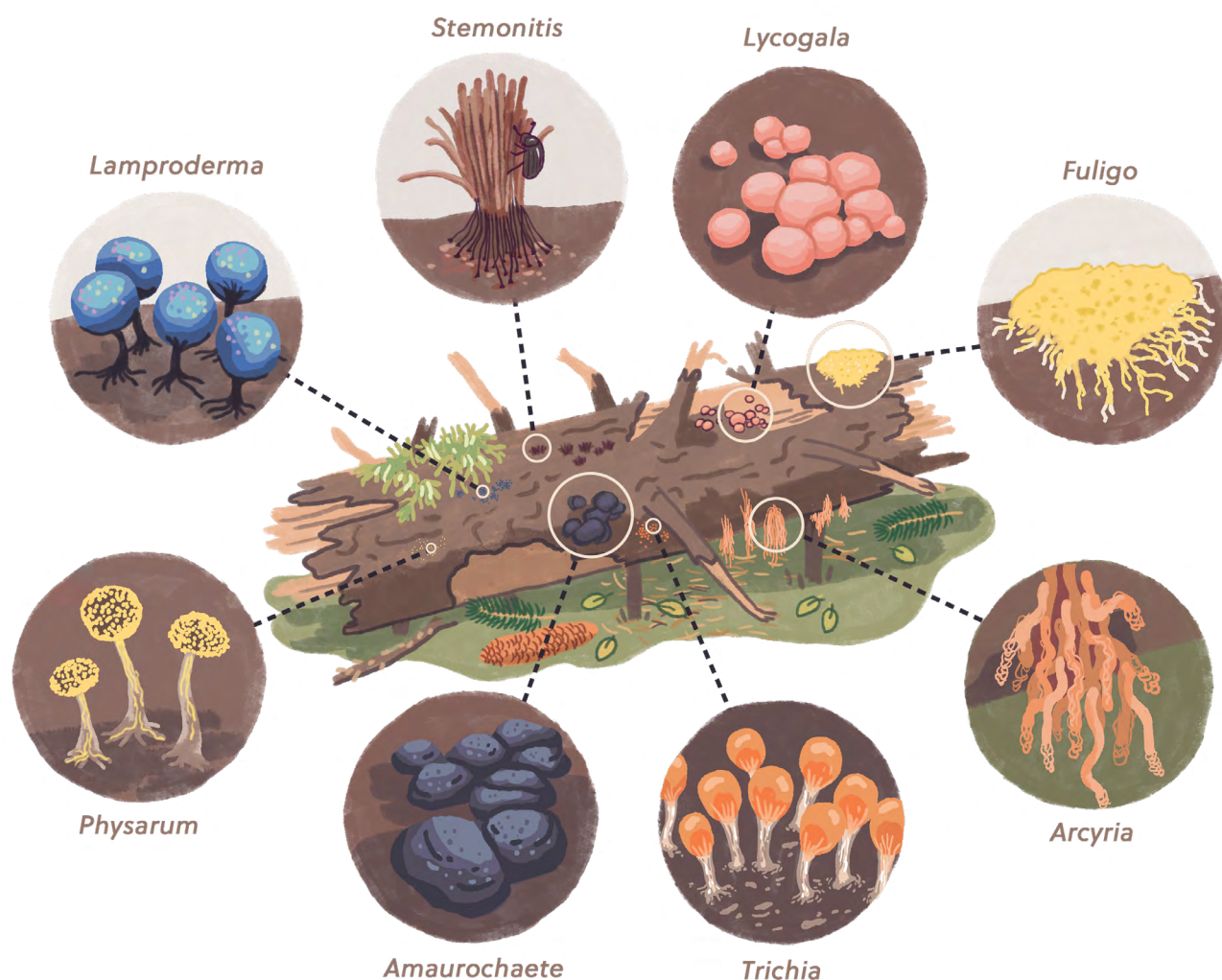
På tross av navnet, er slimsopp protister og ikke sopp. Ved analyse av miljø-DNA fra jord- og ved-prøver, fant vi totalt 199 slimsopper (OTUer), hvorav de fleste var knyttet til død ved. Mange av disse representerer trolig ubeskrevne arter. Det var ingen klar forskjell i antall eller sammensetning av slimsopper (OTUer) på død ved mellom de to skogtypene. Dette

kan dels skyldes vårt studiedesign, hvor vi i hvert studieområde undersøkte mangfoldet i 20 stokker, uavhengig av hvor mye eller lite død ved som fantes ut over det (se diskusjon under).

I en pågående studie undersøker vi det totale mangfoldet av alle eukaryote organismer i jorda ved miljø-DNA-analyse. Her fanger vi opp en rekke ulike mikroskopiske protister, i tillegg til sopp og dyr. Vi har funnet over 7700 arter (OTUer) i jorda. Enkelte av protist-gruppene viser en klar preferanse for naturskogen (inkludert Gregarinomorpha i Alveolata og soppgruppene Chytridiomycota, Zoopagomycota, Microsporidia og Rozellomycota). Mange av disse er parasitter på andre organismer.

Det er kjent at det forekommer et stort mangfold

Gjennom miljø-DNA-undersøkelser fant vi et høyt mangfold av slimsopper i den døde veden, totalt 199 OTUer som sannsynligvis representerer ulike arter. Mange av disse representerer trolig ubeskrevne arter.



av levende sopp inne i planter, såkalte soppendofytter. Vi påviste et noe høyere mangfold av sopp inne i barnålene i de tidligere flatehogde skogene enn i naturskogene. Dette kan være en konsekvens av at trærne i de tidligere flatehogde skogene står tettere, og trekronene er kortere. En spekulativ teori er at trærne i tidligere flatehogde skoger kan være noe mer utsatt for stress på grunn av mindre lystilgang. Lavere lystilgang gir mindre fotosyntese og karbohydrater, og dermed mindre overskudd til å produsere karbonbaserte, kjemiske forsvarsstoffer. Flere sopper kan dermed muligens kolonisere barnålene, fordi trærne kan ha mindre motstandsevne.

I en egen undersøkelse i tre av skogparene sammenliknet vi mangfoldet av sopp i hele 26 ulike voksesteder (substrater). Her kunne vi se at flatehogst hadde en stor effekt på sopp-samfunnene på barken av levende grantrær, hvor eldre trær med grovere bark hadde andre sopper enn yngre trær med slette bark. Noe overraskende var også sopp-samfunnene av endofytt-sopp som finnes inne i lav og fruktlegemer av kjuker forskjellig i de to skogtypene. I denne undersøkelsen kunne vi se at flatehogst påvirker soppene som vokser i noen substrater, men ikke i andre - som døde kongler, elgmøkk eller veden inne i levende trær.

Våre undersøkelser i EcoForest indikerer at de fleste av soppene klarer å reetablere seg etter flatehogst, men ikke alle. Visse arter og artsgrupper er knyttet til eldre, ikke-flatehogd naturskog og viser en klar tilbakegang i flatehogd skog. Forekomst av ulike typer død ved og gamle trær med grov bark er en forutsetning for mange arters overlevelse. Mange sopper responderte også sterkt på andre miljøfaktorer, som forskjeller i klima mellom skogene vi undersøkte.

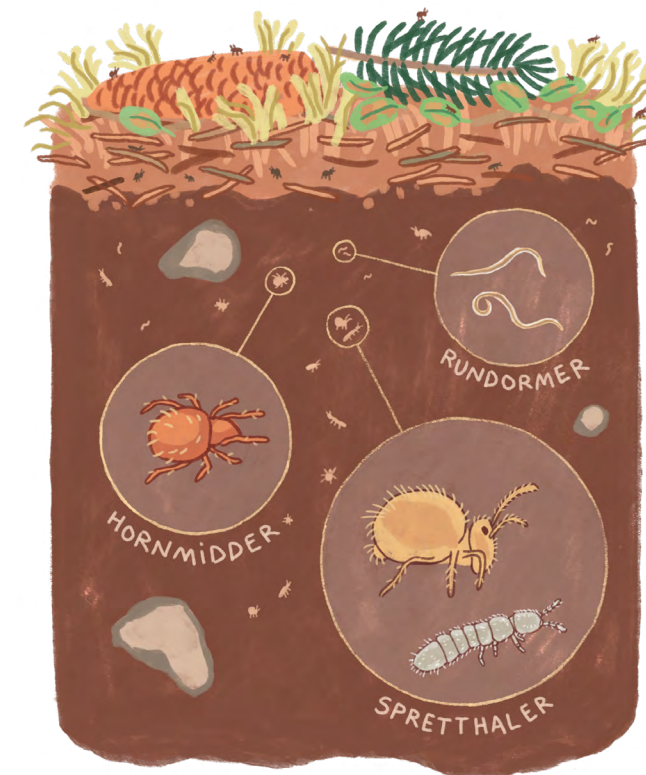
Rundormer

Rundormer (nematoder) er en artsrik gruppe som finnes overalt i jorda. Faktisk er dette den dyregruppen med flest individer på kloden og det er anslått at fire femtedeler av alle dyr er rundormer. De er særlig vanlige i kaldere strøk, som i våre boreale skoger.

Rundormer finnes på mange ulike næringsnivåer (det som i økologien kalles trofiske nivåer). Noen spiser bakterier, andre sopp eller planterøtter, og noen har mer variert kosthold. Det finnes også rundormer som spiser andre dyr, og noen er parasitter på planter eller dyr. Således speiler rundormene jordsamfunnet og dets økologiske tilstand. Noen arter vokser raskt og øker i antall etter forstyrrelser, mens andre vokser

langsomt og krever stabile forhold. Ved å studere artssammensetningen av rundormer kan vi derfor si noe om hvor forstyrret eller hvor stabilt næringsnett i jorda er.

Vi fant tydelige langtidseffekter av flatehogst på rundormsamfunnet. Vi fant både flere slekter og flere individer i den tidligere flatehogde skogen, men disse tilhørte hovedsakelig opportunistiske grupper, som for eksempel bakteriespisere. I naturskogen fant vi derimot et mer komplekst næringsnett med flere altetere, noe som er tegn på et mer stabilt økosystem. Når vi så på de aller sørligste områdene for seg selv, fant vi derimot ingen forskjell mellom naturskog og tidligere flatehogd skog. Våre resultater i EcoForest viser altså at det tar lang tid før rundormsamfunnet henter seg inn etter hogst, men at dette går raskere i et varmere klima.



I skogsjorda er det en høy diversitet av ulike invertebrater, inkludert rundormer, som vi så på i EcoForest-prosjektet.

Insekter

Sammen med sopp er insekter den mest artsrike gruppen i skog. Insektene har mange økologiske roller, blant annet som pollinatorer, nedbrytere og regulatorer av andre organismer, og de lever over alt: nede i jorda, på bakken, i blad- og nålverk, i død ved og sopp, i møkk og dyrerester eller som parasitter inne i andre insekter. De mest tallrike gruppene av insekter, som biller, sommerfugler, tovinger (fluer og mygg) og veps (bier, parasittveps og andre veps), har såkalt fullstendig forvandling: De starter livet som larver og har et puppestadium mellom larve- og voksenlivet. Ofte lever de ulike steder som larve og som voksen. Kun de voksne insektene har vinger og kan fly.

I EcoForest har vi i hovedsak studert voksne individer, det vil si insekter som kan fly eller gå inn i en insektfelle. Vi plasserte to typer feller i den sentrale prøveflaten – én formet som et hengende vindu (vindusfelle) og én formet som et telt (malaise-felle). Fellene sto ute i åtte uker fra slutten av juni til midten av august og ble tømt hver annen uke. Det var ingen forskjell i biomasse av insekter mellom de to skogtypene.

Biller fra vindusfellene ble identifisert til art ved hjelp av utseende, mens insekter i malaisefellene ble identifisert ved hjelp av DNA-analyser. I tillegg har vi identifisert og talt opp parasittveps (overfamilie Ichneumonoidea) og tovinger fra en fjerdedel av malaisefellene ved hjelp av utseende.

Blant tovinger dominerte individer av sørgemygg-familien tallmessig. Det totale antallet av tovinger viste ikke noen langtidseffekt av flatehogst, men både antall individer av sørgemygg og pukkelfluer viste forskjell mellom skogtypene. Begge var mest tallrike i den tidligere flatehogde skogen.

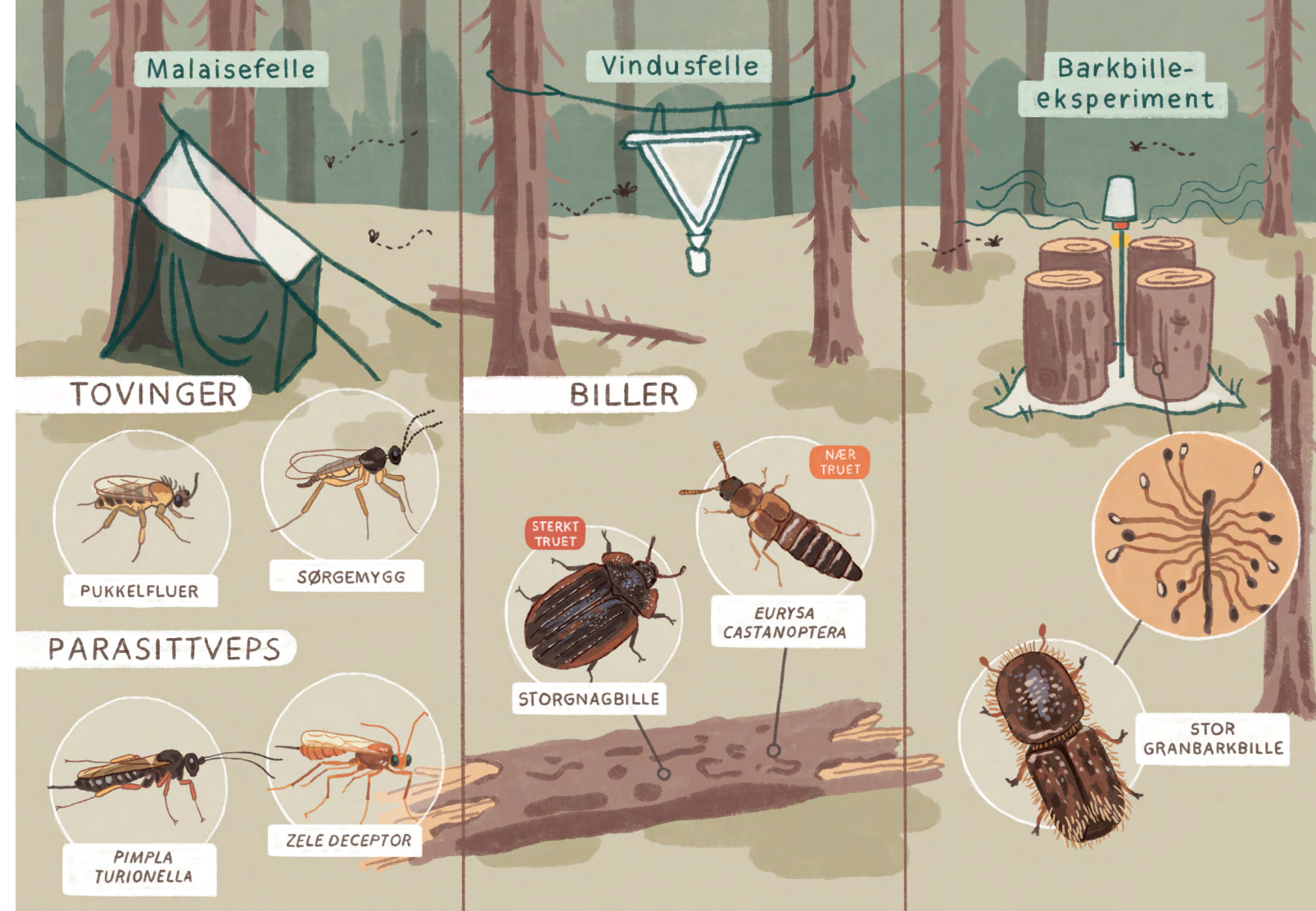
Parasittvepsene viste et litt annet mønster. Darwinveps var den klart mest tallrike familien, og vi fant 22 prosent flere darwinveps i naturskogen enn i tidligere flatehogd skog. Vi har ennå ikke analysert antall insektarter (OTUer) fra malaisefellene. Vi vet at malaisefellene fanger opp mange ulike insektgrupper, inkludert biller, tovinger, veps, sommerfugler og nebbmunner.

De fleste billene som ble analysert fra vindusfellene - både arter og individer - er knyttet til død ved. Siden mengden og variasjonen i død ved varierer mye mellom våre prøveflater, og ikke systematisk følger todelingen i tidligere flatehogd skog versus naturskog, er mønstrene sammensatt.

Vi har undersøkt insekter ved bruk av malaisefeller og vindusfeller. Det er i hovedsak voksne individer som blir fanget. Malaisefellene fanger blant annet parasittveps og tovinger, og vindusfeller fanger biller. I studiet av stor granbarkbille har vi brukt feromon for å tiltrekke voksne biller til utplasserte eksperimentstokker. Deretter har vi sjekket hvor mange avkom som ble produsert i stokkene.

Vi fant 25 rødlistede billearter knyttet til død ved og det var klart flest av disse i naturskogen (23 arter). Totalt ble 16 rødlistede arter funnet i den tidligere flatehogde skogen. To arter, som bare ble funnet i naturskog, var kategorisert som sterkt truet (EN). Den ene av disse – storgnagbille – ble funnet i et naturreservat ved Randsfjorden (Tretjerna). Storgnagbiller var tidligere bare funnet sør for Oslo. Så mange som ti av de rødlistede artene vi fant er knyttet til sopp i død ved, noe som tyder på at samspill mellom arter – eller spesielle levesteder – gjør disse artene spesielt utsatt ved flatehogst.

Sammensetningen av arter i billesamfunnet var i hovedsak styrt av temperatur, men det var også en tendens til påvirkning av skogbrukshistorikk. Akkurat som med vedboende sopp fant vi ikke forskjell i antall vedboende billearter mellom de to skogtypene, men artsantallet økte med mengde og variasjon av type død ved i flatene. Dette innebærer at det enkelte ganger kan være et lavt billemangfold i naturskog der hvor det er lite variert død ved på grunn av omfattende tidligere plukkhogst, mens det kan være et høyt billemangfold i tidligere flatehogd skog gitt at det forekommer mye og variert død ved. Som nevnt i kap. 3.1. var det stor variasjon i mengde død på flatene innad i de to skogtypene, men overordnet størst mengde i naturskogene.



Stor granbarkbille

De fleste insekter som lever i trevirke er avhengig av at treet er dødt. Stor granbarkbille er et unntak, fordi billen unntaksvis kan ta livet av levende, svekkede grantrær. En norsk undersøkelse viste nylig at de viktigste faktorene som forklarte antallet av stor granbarkbille var mengde (volum) hogstmoden gran, omfang av nye kanter mellom hogstflater og stående skog, samt høye temperatur og tørke i bakken (Gohli et al. 2024). De to førstnevnte faktorene vil øke med omfanget av bestandsskogbruk med granplantning og flatehogst. Det er derfor interessant å sammenlikne antall individer, både av granbarkbiller og av dens fiender, mellom naturskog og tidligere flatehogd skog.

For å undersøke om stor granbarkbille får flere levedyktige avkom i tidligere flatehogd skog, etablerte vi et felteksperiment hvor vi flyttet granstokker inn i skogen og brukte barkbilleferomon for å tiltrekke billen. Vi fant at flere individer av stor granbarkbille angrep stokkene i naturskogen, men samtidig fikk

hver barkbillehunn fram flere avkom i den tidligere flatehogde skogen. At arten var mer tallrik i naturskogen kan være fordi den har mer død ved å utvikle seg i der og at den dermed lettere fant fram til stokkene vi la ut der. Det er kjent at stor granbarkbille flyr korte avstander når individtettheten er lav, mens flygelengden øker betraktelig når det er barkbilleutbrudd (Wermelinger 2004).

Vi kan ikke si sikkert om det lavere antallet overlevende barkbilleavkom i naturskogen var et resultat av høyere konkurranse mellom barkbiller eller om det skyldes et større antall naturlige fiender. Vi fant imidlertid flere barkbillespisende biller i naturskogen enn i den tidligere flatehogde skogen. I sum produserte granbarkbiller om lag det samme antallet avkom i de to skogtypene.

Flaggermus

Alle de elleve flaggermusartene som finnes i Norge er avhengig av skog i hele eller deler av sin livssyklus. Alle er insektetere og skogen er et viktig habitat for næringssøk. I tillegg fungerer trær med sprekker, hulrom og løs bark som yngle- og hvileplasser for flaggermus.

I EcoForest registrerte vi rop fra flaggermus ved akustisk overvåking, med nordflaggermus som fokusart. Nordflaggermus er den vanligste flaggermusarten i Norden. Den er imidlertid kategorisert som sårbar (VU) på den norske rødlista på grunn av betydelig bestandsnedgang.

Vi fant omtrent dobbelt så høy aktivitet av nordflaggermus i naturskogen. Aktiviteten var høyere på prøveflater med velutviklede trær med lange og vide trekroner. Flaggermusartene i slekten *Myotis* (særlig skog-, skjegg-, og vannflaggermus) er vanskelige å skille fra hverandre basert på lydopptak, men foreløpige analyser indikerer at den samlete aktiviteten til *Myotis*-artene også var større i naturskogen, men at forskjellen var noe mindre markant enn for nordflaggermus.

Den rødlista nordflaggermusen var langt mer aktiv i naturskogen enn i den tidligere flatehogde skogen.



← Ved å ta opptak av fuglelyder fant vi ut at tretåspetten var klart mer aktiv i naturskogen.

Hullrugende fugler

Hullrugende fugler er arter som enten er avhengige av eller foretrekker hulrom i levende eller døde trær for å hekke. I boreale skoger er hakkespetter de viktigste artene som meisler ut nye hulrom (primære hullrugere), og disse er essensielle økosystemingeniører for sekundære hullrugere som ikke kan lage egne hulrom. Naturskogen hadde tre ganger flere hulrom i trær enn de tidligere flatehogde skogene.

Vi registrerte fugleaktiviteten ved å analysere opptak av fuglelyder. Totalt antall arter var ikke forskjellig mellom skogtypene, men flere spesialiserte fuglearter, som primære og sekundære hullrugere, viste sterke preferanser.

Hakkespetter foretrakk naturskogene, og aktiviteten deres var positivt korrelert med volumet av stående død ved. For tretåspetten, som er sterkt

knyttet til gammel granskog, ble det registrert sju ganger så stor aktivitet i naturskog som i tidligere flatehogd skog.

Også blant de øvrige hullrugerne viste enkeltarter sterk preferanse for naturskogen. For eksempel hadde spurveugle, som er avhengig av hakkespetthulrom for å hekke og lagre mat, 6–7 ganger så stor aktivitet i naturskogen. Hønehauk, som ikke er en hullruger men er knyttet til gammel barskog med høy produktivitet, hadde hele ni ganger så stor aktivitet i naturskogen.

Den homogene skogstrukturen og mangelen på død ved og hulrom i de tidligere flatehogde skogene begrenser sannsynligvis forekomsten av spesialiserte fuglearter her.

Genetisk mangfold

Ikke bare artsmangfoldet, men også den genetiske variasjonen innad i arter kan påvirkes av skogbruk. Små populasjoner av en art har dårligere evne til å ivareta genetisk variasjon enn store populasjoner.

Genetisk variasjon er viktig av flere grunner: For det første kan små populasjoner føre til mer innavl, som igjen kan gå utover artens overlevelsessevne. For det andre vil genetisk mangfold påvirke artens evne til å tilpasse seg fremtidige endringer i miljøet. Populasjoner med flere varianter av ulike gener kan være bedre rustet for fremtidige miljøforhold og dermed ha større sjanse for å overleve.

I EcoForest har vi derfor undersøkt det genetiske mangfoldet i tre arter. Siden sjeldne eller rødlistede arter i liten grad forekommer i de tidligere flatehogde skogene, fokuserte vi på økologisk viktige og vanlige arter.

Rødrandkjuke

Rødrandkjuke spiller en sentral rolle i nedbrytningen av dødt trevirke i norske granskoger. Både registrering av fruktlegemer på død ved og undersøkelsene med miljø-DNA viste at rødrandkjuke er betydelig vanligere i naturskogene. For å undersøke den genetiske variasjonen gjennomførte vi populasjonsgenomiske analyser av DNA fra flere individer av rødrandkjuke fra hver prøveflate.

Det var ingen genetisk differensiering mellom prøveflatene, noe som indikerer at rødrandkjuke har god spredningsevne. Det genetiske mangfoldet innenfor de ulike prøveflatene var generelt høy og tilnærmet lik i de to skogtypene. Dette indikerer at populasjonene er tilpasningsdyktige.

Imidlertid viste analysene forskjell mellom skogtypene i effektiv populasjonstørrelse. Dette betyr at selv om den genetiske variasjonen mellom individene i den flatehogde skogen er like stor som mellom individene i naturskogen, har individene som lever

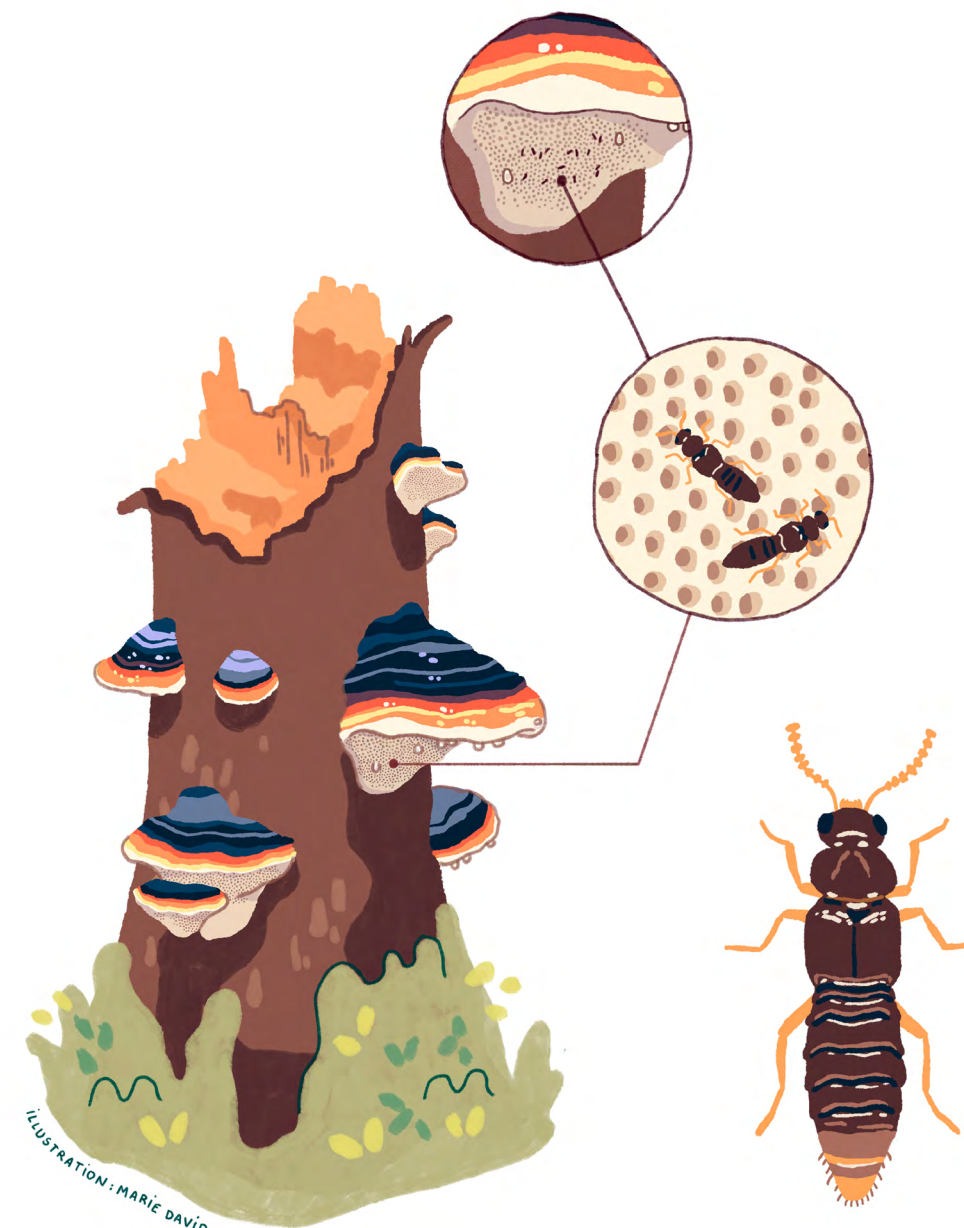
i flatehogd skog færre partnere å pare seg og få avkom med.

Disse funnene stemmer overens med miljø-DNA-undersøkelsene som viser at det er færre fruktlegemer og færre stokker med rødrandkjuke i den flatehogde skogen. På tross av at arten kan spre seg rundt i skoglandskapet, kan denne trenden på lang sikt – ved omfattende og gjentatte flatehogster – få negative konsekvenser for det genetiske mangfoldet til rødrandkjuke.

«Rødrandkjukebillen» *Gyrophæna boleti*

Rødrandkjuke er ikke bare viktig for nedbryting av død ved i skog, men fungerer også som næring og levested for mange andre organismer. En av disse er den lille billearten *Gyrophæna boleti* (som vi uoffisielt kan kalle «rødrandkjukebille»). Siden larvene bare kan vokse opp i fruktlegemer av rødrandkjuke er billen avhengig av denne soppen. For å undersøke hvordan denne billen påvirkes av flatehogst, talte vi antall (flygende) biller fanget i vindusfeller og biller på undersiden av fruktlegemer av rødrandkjuke. Det var få biller tilgjengelig for populasjonsgenomiske undersøkelser, særlig i tidligere flatehogd skog. De pågående genetiske analysene begrenses derfor av hvor mange insekter vi klarte å samle inn.

Ved å telle antall individer på undersiden av rødrandkjuker estimerte vi at det var omkring 10 ganger så mange billeindivider i naturskogen som i tidligere flatehogst skog. Forskjellen var styrt av den store forskjellen i antall rødrandkjuker. Det er foreløpig vanskelig å si noe presist om hva den langsiktige effekten av færre rødrandkjukebiller kan være.



↑ Rødrandkjuke er en svært viktig art i barskog siden den står for en stor del av nedbrytningen av død ved. Mange insekter er knytta til rødrandkjuke, herunder «rødrandkjukebillen» *Gyrophæna boleti*.

Traktkantarell

Traktkantarell danner ektomykorrhiza med gran og furu og er en antatt økologisk viktig art siden den er svært vanlig i boreal barskog. Siden traktkantarell er helt avhengig av samlivet med skogstrærne, forsvinner den helt etter flatehogst, men kommer relativt raskt tilbake når den nye skogen vokser opp. Pågående genetiske undersøkelser vil belyse om traktkantarell påvirkes av flatehogst. I samarbeid med prosjektet Earth BioGenome Project Norge, har vi lagd et såkalt referansegenom for både traktkantarell og rødrandkjukebillen. Dette er viktige ressurser for fremtidig forskning på disse artene.

Karbon

For å studere langtidseffektene av flatehogst på karbon har vi kvantifisert både såkalte flukser og lagre av karbon. Karbonfluksene vi måler er et øyeblikksbilde – det sier noe om karbon som går inn og ut av økosystemet her og nå. Karbonlageret er resultatet av balansen i disse fluksene over tid. Høyere karbonopptak i dag betyr derfor ikke nødvendigvis høyere karbonlagre, og for å forstå hele bildet er det viktig å studere både flukser og lagre samtidig. I EcoForest har vi bare målt fluksene til og fra jord og død ved, mens karbonlagre er kvantifisert både over og under bakken.

Karbonflukser

Tilførsel av strø fra trærne ble målt med strøfeller i hver småflate (seks strøfeller per skog) gjennom to år (2022 og 2023). Resultatene viste omtrent 20 prosent høyere årlig strøfall i de tidligere flatehogde skogene sammenlignet med naturskogen, et resultat av en tettere og yngre skog.

Strøtilførsel fra undervegetasjonen ble estimert på grunnlag av biomassen til alle planter høstet på et visst areal i alle småflater. Her var tilførselen omtrent 45 prosent høyere i naturskogen. Betydningen av karbontilførselen fra undervegetasjonen var imidlertid forsvinnende liten sammenlignet med det som kommer fra trærne.

Når tilførselen av strø er høyere, får nedbryterorganismer mer å jobbe med, og vi fant at respirasjonen, eller CO₂-utslippet, fra bakken var 12 prosent høyere i tidligere flatehogde skoger enn i naturskogene. Dette målte vi med et såkalt respirasjonskammer i hver småflate månedlig gjennom ett år (2022, i den snøfrie tida).

Vi samlet også inn treskiver fra de 20 tilfeldig utvalgte død ved-stokkene i transektene hvor vi undersøkte mangfoldet av sopp (se kap. 3.2.2) og målte respirasjon av disse på lab. I likhet med i jorda, fant vi at den døde veden fra de tidligere flatehogde skogene hadde høyere respirasjon enn de fra naturskogen.



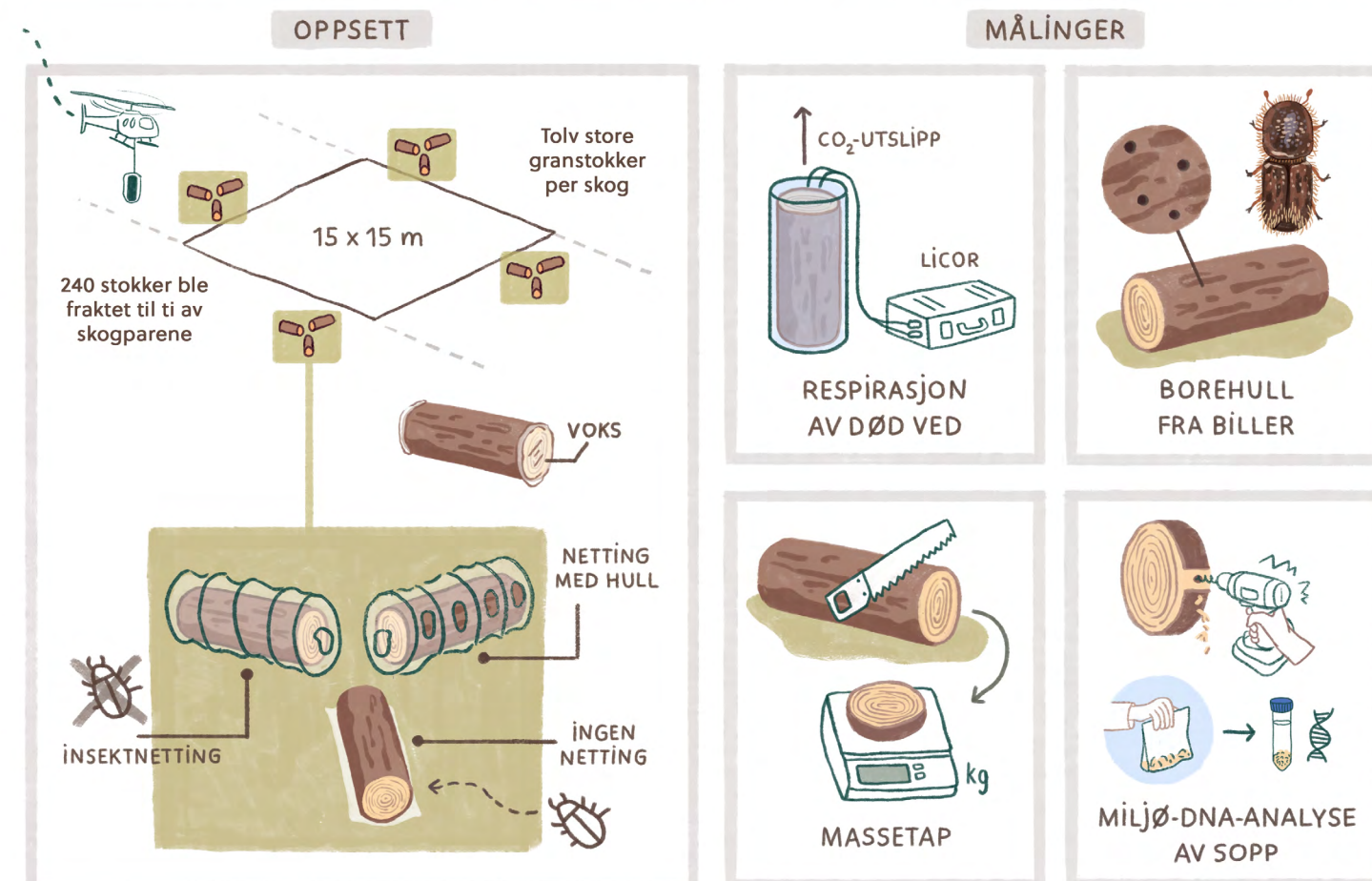
↑ Karbonflukser ble målt på ulike måter. Fra død ved ble mengden CO₂ målt fra treskiver som vi kuttet ut fra 20 stokker i hver prøveflate (venstre). Strøfellene (høyre) ble brukt til å måle hvor mye plantestrø som ble produsert av trærne.

Dette skyldes forskjeller i hvilke sopper som var til stede, og at det er flere større stokker i naturskogen hvor nedbrytningen og respirasjonen trolig går langsommere. Dette betyr at karbonet fra død ved har lenger levetid i naturskogen.

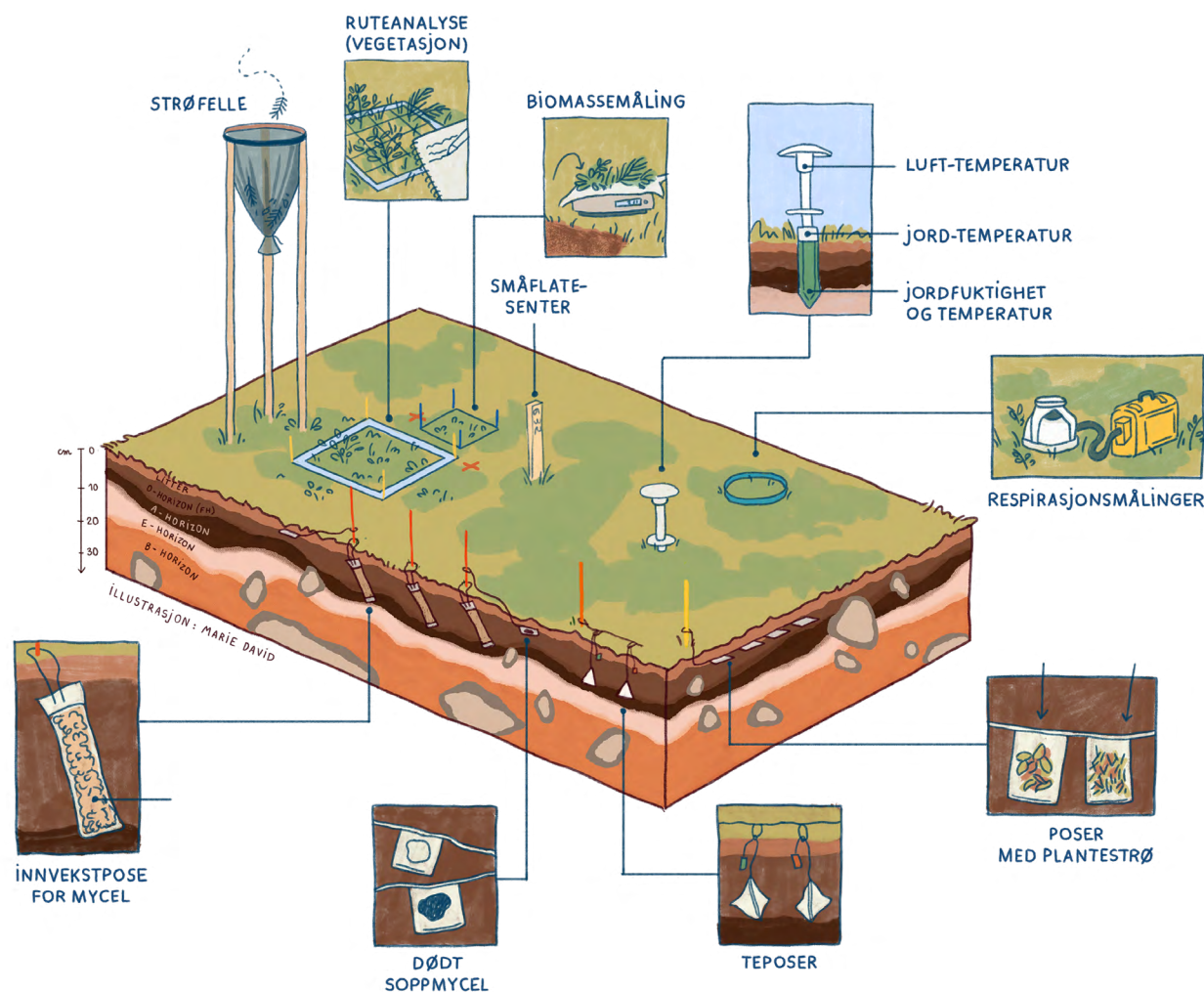
Ved å etablere et felteksperiment har vi også undersøkt om insekter, i hovedsak ulike arter av barkbiller og trebukker, har betydning for tidlig nedbrytning av store stokker. For å undersøke dette la vi ut ferske granstokker (omtrent 25 cm i diameter og 1 meter lange) som vi enten lot ligge åpent eller inni insektnetting og målte respirasjonen fra stakkene etter ett og tre år, samt massetap og soppfunn etter to år. Etter ett år fant vi en tendens til høyere respirasjon i naturskogen sammenliknet med den tidligere flatehogde skogen. Dette kan forklares av at det også var flere biller som boret seg inn i stakkene her. Det var en sterk sammenheng mellom areal av borehull og utslipp av CO₂ – desto flere og større insekter, jo raskere gikk nedbrytningen. Hva som skjer etter to og tre år har vi ikke analysert ferdig.

Vi etablerte et felteksperiment med store granstokker for å undersøke hvordan insekter påvirker nedbrytning av død ved. Tolv stokker ble plassert i hver prøveflate i grupper på tre: en av stakkene ble lagt i insektnetting for å hindre insekter å komme til, en av stakkene ble lagt uten netting – her var alle insekter velkomne –, mens den siste stokken ble lagt i netting med hull for å kontrollere for den mikroklimatiske effekten av nettingen og samtidig tillate insekter å komme til. Vi målte nedbrytning av stakkene som respirasjon og massetap. I tillegg talte vi aktivitet av vedborende biller og analyserte soppfunnet ved hjelp av miljø-DNA.

NEDBRYTNINGSEKSPERIMENT



Skisse av en småflate; det var seks småflater i hver prøveflate. I hver småflate ble det gjennomført en rekke målinger av karbonflukser: strøfall fra trær og bunnvegetasjon, respirasjonsmålinger, og nedbrytning av plantestrø og soppmycel.



Vi målte også nedbrytningen av grannåler, blåbærblader og dødt soppmycel. Dette ble gjort ved å grave ned poser med plantestrø og soppmycel, for deretter å hente dem opp etter et halvt år, ett år og to år og se hvor mye som hadde forsvunnet. Vekttapet i posene var nokså likt i de tidligere flatehogde skogene sammenlignet med naturskogene, altså så vi ingen langtidseffekt av flatehogst på nedbrytning av strø og mycel. Det er imidlertid verdt å merke seg at nedbrytningen av plantestrø er en langsom prosess, så nedbrytningen vi måler etter to år gjenspeiler ikke nødvendigvis hvor mye karbon som blir stabilisert på lang sikt. Ved miljø-DNA analyse undersøkte vi også om det er de samme soppene som bryter ned plantestrø i de to skogtypene og fant at det kun var mindre forskjeller.

Karbonlagre

Det kanskje mest åpenbare karbonlageret over bakken er de levende trærne, men det er også karbon i annen vegetasjon og i dødt ved. Under bakken finner vi karbon lagret i dødt, organisk materiale i jord og som tungt nedbrytbare kjemiske forbindelser med lang lagringstid, for eksempel lignin. Karbon blir også lagret i levende røtter og i alle jordorganismer, hvorav sopp er en viktig komponent.

I EcoForest har vi kvantifisert karbonlagrene i både levende og dødt materiale, over og under bakken (Kjønaas et al. in prep). For å estimere karbonlagret over bakken har vi målt høyde og diameter i brysthøyde for alle trærne. Tallene brukes så i modellfunksjoner basert på nøyaktige data fra trær i Norge og Sverige for å beregne trærnes biomasse,

som igjen brukes til å beregne karbonlagrene for ulike deler av de stående levende og døde trærne. Mengden trerøtter > 2 mm er estimert ved hjelp av modeller tilsvarende som for trebiomassen over bakken, mens finrøtter < 2 mm inngår som en del av jordkarbonet. Basert på estimater av volum av liggende død ved kan vi estimere karbonmengden ved å anta trærnes tetthet og hvor stor andel av biomassen som er karbon.

Gjennomsnittlig var karbonlagret i levende trær noe høyere i de tidligere flatehogde skogene, men den store variasjonen mellom de parvise flatene gjør resultatene usikre og forskjellen er derfor ikke statistisk signifikant.

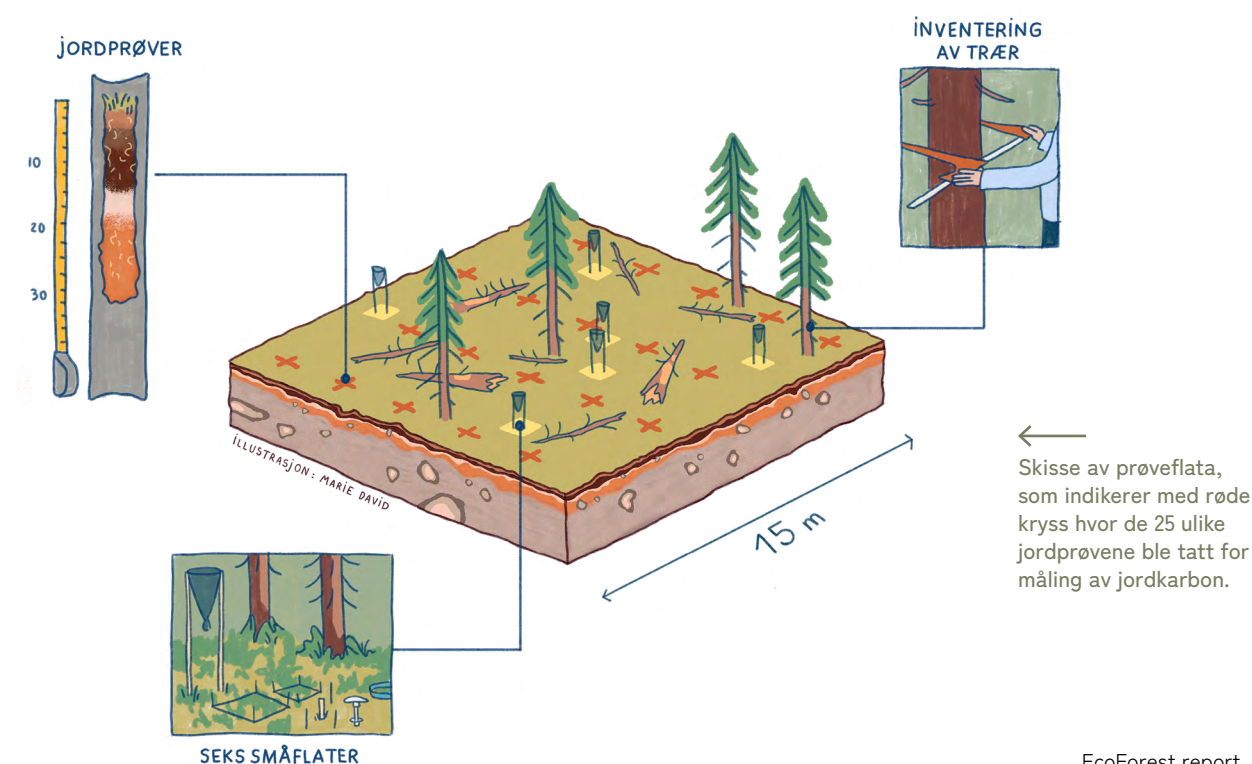
Karbonlagret i bunnvegetasjon har vi beregnet ved å høste all overjordisk vegetasjon på seks småflater som målte 50 × 50 cm. Karbonet i disse reflekterer derfor mengden karbon over bakken. Dette karbonlagret er 37% høyere i naturskogene, men utgjør en svært liten del av det totale karbonlageret i skogøkosystemet.

Karbon i strø- og humussjikt, samt i de øverste 30 cm av mineraljorden, er analysert i 25 jordprøver fra hver prøveflate. I disse har vi målt tykkelse av sjiktene, karbonkonsentrasjon, og beregnet massetetthet, samt kontrollert for steinmengde. Vi finner at for sammenliknbare sjikt av organisk materiale og mineraljord ned til 5 cm mineraljordsdybde, har naturskogene 14% høyere jordkarbonlagre enn de tidligere flatehogde skogene, noe som er en statistisk signifikant forskjell. Ser vi på organiske sjikt separat, har naturskogene 26% høyere karbonlagre.

Soppbiomasse ble estimert ved å analysere mengden ergosterol, et stoff som kun finnes i sopp, i jordprøver. Denne metoden gir ikke en eksakt biomasse, men gjør det mulig å sammenligne relative forskjeller mellom ulike skoger. Vi fant høyere soppbiomasse i det organiske sjiktet i naturskogene sammenlignet med i de tidligere flatehogde skogene.

For å kunne få sammenliknbare karbonlagre for levende biomasse, jord og død ved har vi kun brukt volumet av død ved som er registrert i selve prøveflatene, i stedet for i hele transektet som ellers ble brukt i død ved-inventeringen. Fordi død ved er svært ujevnt fordelt i skogen, blir dette estimatet langt mer usikkert når prøveflaten er liten, i vårt tilfelle 15 x 15 m. Vi kan for eksempel ha mye død ved i skogen som helhet, uten at det ligger noe akkurat på vår prøveflate, eller så kan prøveflaten tilfeldigvis treffe et område med uvanlig mye død ved. I gjennomsnitt finner vi likevel mer død ved i naturskogen, men usikkerheten i estimatene er stor og vi finner derfor ikke en statistisk signifikant forskjell i karbonlagrene i død ved i de to skogtypene.

Når vi slår sammen resultatene for de ulike karbonlagrene over og under bakken finner vi at det totale karbonlageret er omtrent likt for de to skogtypene, men ulikt fordelt. Vi mangler foreløpig tall fra de nederste mineraljordsjiktene, men disse vil ikke endre på mønsteret som følge av hogst. Dette både fordi slike endinger i størst grad forventes å finne sted i de øvre jordsjiktene, og også ettersom mengden karbon avtar sterkt nedover i mineraljorda.



Skisse av prøveflata, som indikerer med røde kryss hvor de 25 ulike jordprøvene ble tatt for måling av jordkarbon.

4

Konklusjoner og behov for videre forskning

Oppsummering av viktige funn

I EcoForest sammenlikner vi tidligere flatehogde skoger med naturskoger som i varierende grad har blitt selektivt hogd tidlig på 1900-tallet. Studieoppsettet er det første i sitt slag i Norden og har gitt oss unike muligheter til å studere langtidseffekter av flatehogst på biologisk mangfold, karbonlagring og økosystemprosesser. Her oppsummerer vi de viktigste funnene så langt:

- **Skogstruktur.** Alle skogene bar spor av tidligere hogst, noe som bekrefter at også naturskogene vi undersøkte har hatt historisk skogsdrift i en eller annen form. Naturlig nok er de tidligere flatehogde skogene tettere, med mer konkurranse mellom trærne. Dette gir slankere trær og kortere kroner, mens naturskogens trær har mer varierte dimensjoner, inkludert kraftigere trær med lengre kroner.

- **Død ved.** Naturskogene hadde i snitt nesten tre ganger så mye død ved som de tidligere flatehogde skogene, men det var stor forskjell mellom prøveflatene. Lite død ved i enkelte av naturskogene er sannsynligvis et resultat av historisk hogst, eller uttak av død ved til for eksempel brensel. Naturskogen hadde, i tillegg til mere død ved, også større variasjon i dimensjoner og nedbrytningsstadier enn den tidligere flatehogde skogen.

- **Karbonbalanse.** I de tidligere flatehogde skogene var det mer strøfall – altså tilfang av karbon til bakken, men også høyere CO₂-utslipp fra bakken. Karbonbalansen her og nå var derfor omtrent lik i de to skogtypene. Vi fant heller ingen vesentlige forskjeller i nedbrytningshastighet av plantestrø og soppmycel, mens nedbrytning av død ved gikk noe tregere i naturskogene, slik at den døde veden blir liggende lengre. De større dimensjonene av død ved i naturskogen bidrar til en tregere nedbrytning, men ulike soppsamfunn i de to skogtypene spiller også en rolle.

- **Insekters betydning for nedbrytning av død ved.** Betydningen av insekter for tidlig nedbrytning av død ved ble undersøkt eksperimentelt. I naturskogen ble et større areal av barken gnagd vekk av biller, noe som førte til økt nedbrytningshastighet (målt som respirasjon) av stokkene ett år etter at stokkene var lagt ut.

- **Karbonlagre.** Noe mer karbon er bundet i levende trær over bakken i de tidligere flatehogde skogene, mens det er mer karbon lagret under bakken og i død ved i naturskogene. Totalmengden karbon er dermed ganske lik i de to skogtypene, men litt ulikt fordelt.

- **Vegetasjon.** Naturskogen viste større variasjon i lysforhold, noe som nok er hovedårsaken til at naturskogene hadde dobbelt så stor dekning av karplanter i undervegetasjonen. Særlig blåbær og tyttebær var langt vanligere i naturskogen. Flatehogst gav ingen tydelig reduksjon i det totale antallet arter av karplanter. Naturskogen har imidlertid flere arter på kalkrike prøveflater, mens det ikke er forskjell i artsantall på kalkfattige steder.

- **Biologisk mangfold i jord.** Det var en liten, men klar langtidseffekt av flatehogst på artssammensetningen av jordboende sopper og protister. Det totale antall arter var imidlertid relativt likt. Det var mindre av enkelte ektomykorrhiza- og lyngmykorrhiza-sopper i den tidligere flatehogde skogen. Det var ingen forskjell i antall rødlistede jordboende sopper (OTUer) i de to skogtypene. Flatehogst ga langvarige endringer i samfunnet av rundormer i jorda. Mens tidligere flatehogd skog hadde flere individer og slekter dominert av bakteriespisere, hadde naturskogen et mer komplekst og stabilt næringsnett med flere altetere.

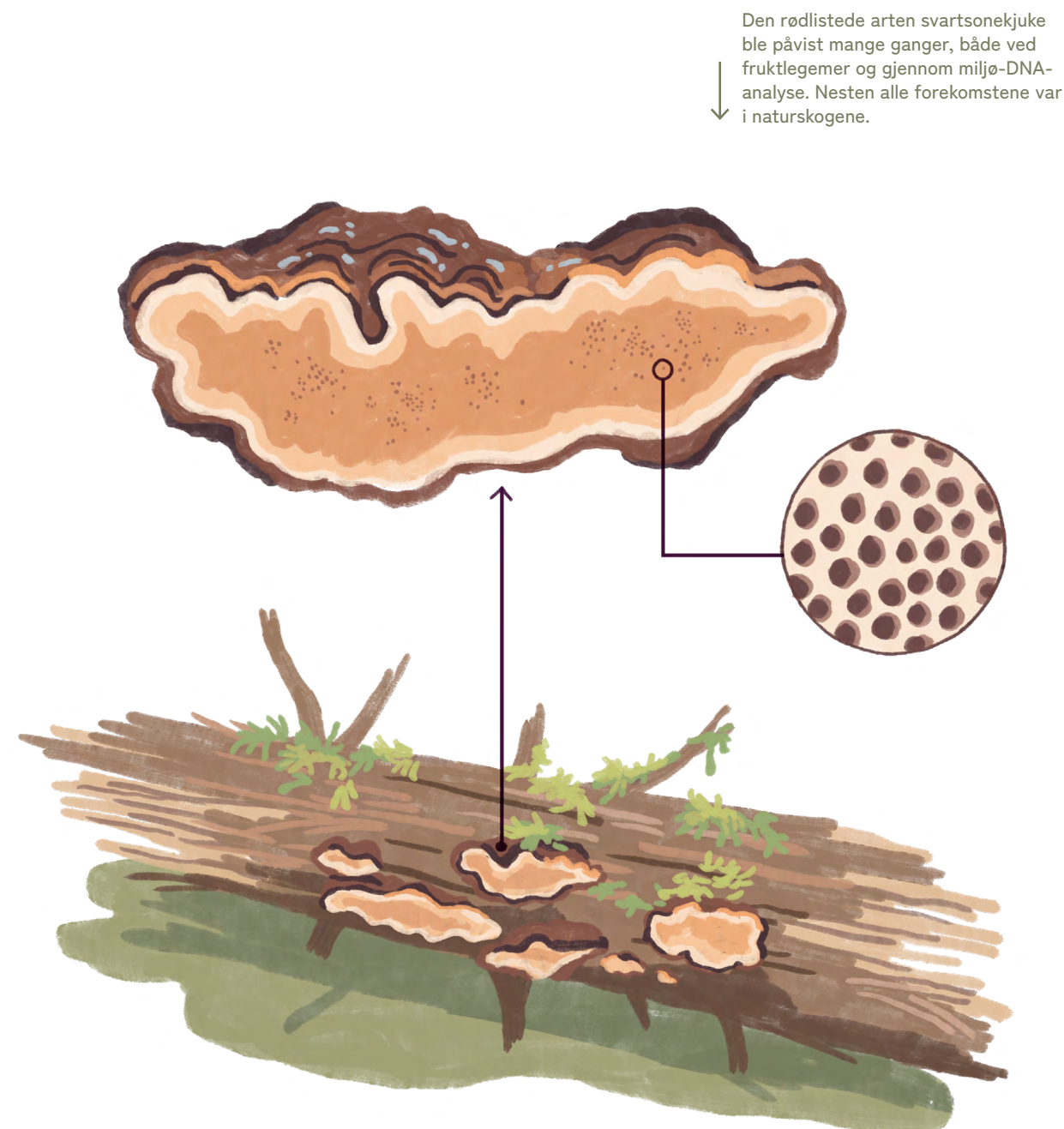
- **Biologisk mangfold i død ved.** Flertallet av rødlistede sopp- og billearter i død ved, inkludert sterkt truede arter, ble funnet i naturskogen. Dette gjenspeiler den ulike fordelingen av død ved mellom skogtypene. Det totale artsantallet var derimot relativt likt i de to skogene, men desto flere ulike typer av død ved som var til stede, desto flere sopp- og billearter ble funnet på prøveflatene. Noen artsgrupper, inkludert poresopper, var klart vanligere i naturskogene. Rødrandkjuka er et eksempel på en slik art, og denne ble også undersøkt for genetisk variasjon. Selv om den effektive populasjonsstørrelsen var mindre i de tidligere flatehogde skogene, noe som på sikt kan få negative konsekvenser for arten, fant vi ingen forskjell i genetisk variasjon mellom skogtypene.

- **Sopp i ulike habitater.** I en detaljert undersøkelse av mangfold av sopp i 26 ulike voksesteder fant vi et sammensatt bilde. Med noen unntak viste de fleste voksestedene ingen eller liten forskjell mellom skogtypene. I naturskogen fantes imidlertid et unikt mangfold av sopp på blant annet barken av gamle trær og inne i lav og fruktlegermer av poresopp, som vi ikke fant i tidligere flatehogd skog.

- **Fugler.** Totalt antall arter var ikke forskjellig mellom skogtypene, men flere spesialiserte fuglearter, blant annet blant hullrugere, viste sterke preferanser i sin aktivitet. Hakkespetter, som for eksempel tretåspett, og spurvugle som er avhengig av hull laget av hakkespetter, var begge mest aktive i naturskogen. Hønehauk, som ikke er en hullruger men er knyttet til gammel barskog med høy produktivitet, var også mest aktiv i naturskog.

- **Granbarkbille.** I et eksperiment fant vi at flere voksne individer av stor granbarkbille fant fram til utlagte granstokker i naturskogen. Det viste seg derimot at hver hunn fikk flest avkom i den tidligere flatehogde skogen og at det derfor ikke var noen forskjell i antall barkbiller som ble produsert i de to skogtypene. Det er mulig at barkbillespisende biller eller parasittveps (darwinveps), som begge ble funnet i høyest antall i naturskogen, har en regulerende effekt.

- **Oppsummert** har bestandsskogbruket satt klare, strukturelle preg på skogen, noe som påvirker biologisk mangfold og karbonlagringsprosesser flere tiår etter at flatehogsten ble utført. Samtidig finner vi også prosesser og artsgrupper der det ikke er noen klar forskjell mellom skogtypene, og at andre miljøfaktorer, for eksempel klimaet, i noen tilfeller har en større effekt enn skoghistorien.



Pågående og videre forskning

Enkelte av våre datasett er ennå ikke analysert, og vi har også satt i gang nye studier som vil gi ytterligere resultater. Pågående analyser vil informere om mangfoldet av protister i jorda på prøveflatene, en organismegruppe som hittil er lite studert i boreal skog. Vi venter også på resultater fra miljø-DNA-undersøkelser av insekter i død ved og malaisefeller. Såkalte “metagenomiske” analyser vil benyttes til å se på sammenhengen mellom respirasjon fra jorda og sammensetning av arter og deres aktivitet i jorda. Nedbrytningsforsøket av død ved vil følges opp videre og gi mer informasjon om langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning av død ved. Deler av EcoForest videreføres gjennom fire nye prosjekter: Biodivabov (T. Birkemoe) og CONSEQUENCE (O. J. Kjønås) finansiert av NFR og ForestService (H. Kausrud) og et ph.d.-prosjekt (L. F. Lunde) finansiert av UiO og NMBU. NMBU (L. Nybakken) og Skogkurs skal også studere veksten hos trærne i fem EcoForest-par ved hjelp av dendrometre (finansiert av Skogtiltakfondet og Statsforvaltere).



Begrensninger

I EcoForest har vi fokusert på midlere bonitet, noe som gjerne innebærer relativt kalkfattig blåbærgranskog, en dominerende vegetasjonstype i granskog i Norge. Mange av funnene våre, for eksempel sammenhengen mellom mengde og mangfold av død ved og antallet vedboende arter, er nok gyldige også for andre naturtyper. Vi bør likefullt være forsiktig med å ekstrapolere funnene til andre naturtyper.

Målsettingen vår var å undersøke langtidseffekter av flatehogst, og vi forsøkte derfor å etablere prøveflater i tidligere flatehogde skoger som var så nært opp til en ny hogst som mulig. Per i dag (januar 2026) er tre av de tidlige flatehogde skogene vi undersøkte flatehogd eller planlagt hogd på nytt, noe som illustrerer at vi i stor grad lyktes med utvalget. Etter svært omfattende søk etter studieområder måtte vi imidlertid også akseptere noe yngre skog; de to yngste tidligere flatehogde områdene var 43 (Hemberget) og 55 (Braskereidfoss) år gamle. Årsakene til at det var så vanskelig å finne eldre flatehogde skoger var både at flatehogst kom seint til noen områder, men også at en ny runde flatehogst er godt i gang andre steder. Hvor tidlig skogen hogges på nytt avhenger blant annet av skoghelse og tømmerpriser, og i dag avvirkes rundt en fjerdedel av hogstarealet før skogen når nedre alder for hogstklasse 5 (Miljødirektoratet 2025).

I EcoForest studerer vi effekter av det skogbruket som pågikk for mange tiår siden. Dagens hogster foregår med tyngre maskineri, men også med flere hensyn enn tidligere. For eksempel har en i stor grad sluttet å sprøyte mot uønsket vegetasjon og det er krav om å sette igjen kantsoner, død ved og livsløpstrær etter hogst. Bruk av tyngre maskineri påvirker sannsynligvis jordpakking, og dermed jordkarbonlagre, mens flere miljøhensyn kan ha positive effekter på biologisk mangfold på sikt.

Studiedesignet med parvise prøveflater med så like miljøforhold som mulig, samt de omfattende undersøkelsene vi skulle gjøre i hvert studieområde, gjorde at vi måtte begrense antallet studieområder til

tolv par og tjuet fire skoger (prøveflater) totalt. Dette relativt lave antallet gjør at vi ikke alltid kan trekke sikre konklusjoner på forskningsspørsmålene våre fordi resultatene av de statistiske analysene ikke har stor nok utsagnskraft. En oppskalering av EcoForest vil imidlertid kreve enormt med ressurser – det er for eksempel svært kostnadskrevende å måle jordkarbon på en vitenskapelig tilfredsstillende måte og på mange flater.

En større kontrast mellom skogtypene, som vi ville fått dersom vi kunne sammenlignet de tidligere flatehogde skogene med naturskog med høyere grad av naturskogs nærhet (nærmere urskog), ville trolig også gitt tydeligere resultater. I praksis var det ikke mulig å finne urskogs nære skoger som tilfredsstilte kravene i vårt studiedesign, kanskje med ett unntak (Tretjerna).

Vi valgte å kartlegge død ved i transekter som dekker ett større areal enn hver enkelt prøveflate og deretter trekke ut 20 stokker tilfeldig fra transektet for undersøkelser av arter knyttet til død ved. Dette studiedesignet innebærer en fare for å overse forskjeller mellom de to skogtypene, fordi det samme antall stokker ble analysert uavhengig av den reelle mengden død ved og forskjeller i egenskapene knyttet til den døde veden. Generelt var mengden død ved, og da spesielt store og gamle stokker, høyere i naturskogen, og en arealbasert sammenlikning av artene i all død ved ville trolig vist enda større forskjeller i mangfoldet.

Miljø-DNA-analysene gjorde det mulig for oss å undersøke det “usynlige” mangfoldet, for eksempel av sopper og protister i jord og død ved, i tillegg til det synlige mangfoldet. Denne typen analyser har imidlertid en del begrensninger, blant annet er det en viss fare for å undervurdere forskjeller på grunn av iboende begrensninger i hvor mange og hvor sjeldne organismer man klarer å fange opp i hver enkelt prøve. Det er også en viss usikkerhet knyttet til hvilke arter man påviser. Denne usikkerheten varierer sterkt

mellom ulike artsgrupper, fordi det er stor variasjon i hvor fullstendige DNA-bibliotekene er.

Studiene av karbonflukser gir oss et bilde av karbonbalansen her og nå, mens karbonlagrene er et mål på overskuddet av balansen over tid. Informasjon om hvor mye karbon som har gått ut av systemet fra flatehogsten og fram til i dag (hovedsakelig CO₂-utslipp som respirasjon, men f.eks. også trevirke som er hentet ut og biomasse spist av dyr) er det imidlertid umulig å måle.



Behov for videre studier

I EcoForest har vi undersøkt middels produktive granskoger. I mange tilfeller fant vi at langtidseffekter av flatehogst på det biologiske mangfoldet varierte med klima og næringsinnhold i jorda, eller at klimaet ga sterkere utslag enn skoghistorien. Dette viser at det er behov for å undersøke effektene av flatehogst under andre miljøforhold og i andre naturtyper.

Vi har vist at flatehogst har langvarige effekter på karbonlagring, spesielt i jord. Dette bør tas inn i modeller for framskriving av karbonlagringskapasiteten til norske skoger. For å få sikrere tall, og også informasjon om hvordan karbonlagrene og -fluksene varierer, trenger vi å måle karbon i et langt høyere antall flater, i ulike naturtyper og under ulike miljøforhold.

Vårt hovedfokus i undersøkelsene av det biologiske mangfoldet har vært på sopp, insekter og planter. Med enkelte unntak hadde vi ikke kapasitet til å inkludere andre mikroorganismer, som bakterier og

protister, i undersøkelsene. Siden bakterier og protister er viktige aktører i næringsnettverk i skogen, bør disse inkluderes i fremtidige undersøkelser.

Våre undersøkelser i EcoForest gir et øyeblikksbilde basert på observasjoner fra tolv par skoger. Gitt den store innsatsen som er lagt ned i etableringen av studieområdene ville det være svært nyttig følge de samme prøveflatene videre. En utfordring vil da være at vi ikke styrer hva som skjer i flatene (som hogst), annet enn der skogen er vernet.

Alle de tolv naturskogene i EcoForest-prosjektet hadde spor av tidligere tiders skogbruk (plukkhogst). Prosjektet har lært oss hvor vanskelig det er å finne gode referanseområder som kan brukes til å sammenlikne situasjonen i flatehogd skog med noe som likner mer på en naturtilstand. Det vil i fremtiden være viktig å ivareta referanseområder som kan tjene som sammenlikningsgrunnlag for skogøkologisk forskning.

5

Fakta om EcoForest

Deltagere

Om lag 80 personer har bidratt i EcoForest-prosjektet, hvorav om lag 70 har vært aktivt involvert i forskningen (* lønn finansiert til EcoForest av NFR, helt eller delvis).

UiO

Prof. Håvard Kauserud, prosjektleder/
arbeidspakkeleder
Prof. Inger Skrede, arbeidspakkeleder
Dr. Sundry Maurice, arbeidspakkeleder*
Prof. Rune Halvorsen, samarbeidspartner
Dr. Ella Thoen, post doc
Dr. Eivind Kverme Ronold, stipendiat*
Ine-Susanne Methlie, stipendiat*
Markus Osaland Fjelde, stipendiat
Anders Krabberød, bioinformatiker
Marie David, internship-student fra Frankrike
og grafisk designer*
Åshild Rømcke, MSc-student
Frida Schmidt, MSc-student
Kristin Victoria Haukelidsæter, MSc-student
Vilde Åvesland Torp, MSc-student
Celina Alexandria Kostich-Nilsen, MSc-student
og vitenskapelig assistent*
Damian Karlsen, MSc-student og feltarbeider*
Sven Jorrit van der Heijden, MSc-student
Glevert Alexander Velez Martinez, MSc-student
Sara Cardilicchia, feltarbeider*

NMBU

Prof. Line Nybakken, assisterende prosjektleder/
arbeidspakkeleder
Prof. Tone Birkemoe, arbeidspakkeleder
Prof. Johan Asplund, arbeidspakkeleder
Prof. Anne Sverdrup-Thygeson, arbeidspakkeleder
Dr. Lisa Fagerli Lunde, post doc*
Dr. Milda Norkute, stipendiat
Dr. Rieke Lo Madsen, stipendiat*
William Esbjug Gromstad, stipendiat
Lea-Rebekka Tonjer, stipendiat
Prof. Katrine Eldegaard, samarbeidspartner

Prof. Paal Krokene, samarbeidspartner
Dr. Reed Mackay, samarbeidspartner
Rebecca Biong, MSc-student og feltarbeider
Geneva Lish, MSc-student
Oda Jørgensen, MSc-student
Dan Hubner, MSc-student
Vendel-Agathe S. Hide, MSc-student og feltarbeider
Ragnhild R. Karlstad, MSc-student
Ingvild S. Fimreite, MSc-student
Ina V. Toverud, MSc-student
Mona J. Frydenlund, MSc-student
Regine J. Krok, MSc-student
Ulrik Botten, MSc-student
Halvor Lønnum, MSc-student
Magnus S. Sjøli, MSc-student
Martina Vårdal, MSc-student
Mina F. Baklien, MSc-student
Brian M. Holter, MSc-student
Øystein Bakke, MSc-student
Vera L. Fiske, MSc-student
Jackson M.C. Helling, MSc-student
Astrid Braut-Solheim, MSc-student
Emma H. Berg, MSc-student
Sofie Klem, MSc-student
Olaf Persoon, internship-student fra Nederland
Rick Wouters, internship-student fra Nederland
Joséphine Bouvier, internship-student fra Frankrike
Thibaut Sciacitano, internship-student
fra Frankrike
Juliette Combret, internship-student fra Frankrike

NIBIO

Dr. O. Janne Kjønnaas, arbeidspakkeleder*
Jan-Erik Jacobsen
Monica Fongen

NINA

Dr. Jenni Nordén, arbeidspakkeleder*
Dr. Ulrika Jansson Asplund, samarbeidspartner

Andre bidragsyttere til felt- og laboratoriearbeid

Tom H. Hofton* (Biofokus)
Siri Khalsa* (Biofokus)
Erik Möller* (NHM)
Anders Wollan* (NHM)
Sindre Ligaard*
Marek Renčo* (Slovakiske vitenskapsakademi)
Natália Raschmanová* og Peter Ľuptáčik (Univerzita Pavla Jozefa Šafárika v Košiciach)*
Jan Světlík og Lucia Petrovičová (Mendel University in Brno)
Rune Aanderaa (feltarbeider, NMBU)
Lynne Boddy (samarbeidspartner, University of Cardiff)
Carl-Fredrik Johannesson (PhD-student, NINA)
Sarah Christofides (samarbeidspartner, University of Cardiff)
Andreas Hagenbo (samarbeidspartner, NIBIO)

Norskog

Even Bergseng
Sara Lydia Philipson

Oslo Kommune, Bymiljøetaten

Esben Kirk Hansen
Knut Johansson

Sabima

Christian Steel
Elna Bastiansen

Skogeierforbundet

Hans Asbjørn Kårstad Sørlie

WWF

Jon Bjartnes
Malene Vågen Dimmen

Skogeiere

Nils Thomas Fearnley
Clemm von Hohenberg
Gran almenning
Jevnaker almenning
Lunner almenning
Anders Løvig
Anne Gro Nilsen
Oslo kommune
Sverre Rishovd
Tor Harald Rørvik
Anders Skude
Ingeborg Ancher-Rasch
Statskog

Formidling og publiserte vitenskapelige arbeider

EcoForest har en egen hjemmeside på nett (<https://ecoforest.no/>). Her har vi publisert overordnet informasjon om prosjektet, delt bilder og feltbeskrivelser, lagt ut informasjon om prosjektets tre åpne konferanser samt listet publiserte arbeider. Noe av dette er også delt gjennom prosjektets og prosjektmedarbeideres kontoer på sosiale medier.

Det har vært en omfattende formidlingsaktivitet i prosjektet. I tillegg til alle vitenskapelige arbeider nevnt under, har vi holdt mange foredrag og skrevet flere populærvitenskapelige tekster. I tillegg er intervjuer med prosjektdeltakere publisert på radio, samt i aviser og fagtidsskrift.

Artikler publisert så langt

Asplund, J., Birkemoe, T., Kauserud, H., Maurice, S., Ronold, E. K., & Nordén, J. (2026). Functional diversity of dead wood promotes species-rich communities of fungi. *Fungal Ecology*, 79, 101473. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2025.101473>

Madsen, R. L., Nybakken, L., Kjønås, O. J., Kauserud, H., & Asplund, J. (2025). Decomposition of plant, fungal and tea litter in Picea abies forests with and without a history of clear-cutting. *Applied Soil Ecology*, 215, 106485. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106485>

Norkute, M., Sverdrup-Thygeson, A., Asplund, J., Nordén, J., Lish, G., Fimreite, I. S., Karlstad, R. R., & Birkemoe, T. (2025). Clear-cutting has a long-term impact on red-listed saproxylic beetles in boreal forests with deadwood diversity as the main driver. *Forest Ecology and Management*, 598, 123228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123228>

Lunde, L. F., Birkemoe, T., Sverdrup-Thygeson, A., Asplund, J., Halvorsen, R., Kjønås, O. J., Nordén, J., Maurice, S., Skrede, I., Nybakken, L. & Kauserud, H. (2025) Towards repeated clear-cutting of boreal forests – a tipping point for biodiversity? *Biological Reviews* 100, 1181–1205. <https://doi.org/10.1111/brv.13180>

Madsen, R.L., Asplund, J., Nybakken, L., Biong, R., & Kjønås, O.J. (2025) Harvesting history affects soil respiration and litterfall but not overall carbon balance in boreal Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 578, 122485. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122485>

Asplund, J., Nordén, J., Kjønås, O.J., Madsen, R.L., Lunde, L.F., Birkemoe, T., Ronold, E.K., Norkute, M., Jansson, K.U., Karlsen, D., Sverdrup-Thygeson, A., Skrede, I., Methlie, I.-S.H., Maurice, S., Botten, U.G., Krok, R.J., Kauserud, H., Nybakken, L., (2024) Long term effects of forest management on forest structure and dead wood in mature boreal forests. Forest Ecology and Management 572, 122315. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122315>

Ronold, E.K., Kauserud, H., Nordén, J., Asplund, J., Halvorsen, R., Nybakken, L., Krabberød, A.K., Skrede, I., Maurice, S. 2025 Long-term shift in community composition of deadwood fungi after clear-cutting. BioRxiv

En rekke andre artikler (>15) er under utarbeidelse.

Ph.d avhandlinger

Madsen, R.L. (2025) Long-term effects of clear-cutting on soil carbon dynamics in boreal Norway spruce forests. PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences. <https://hdl.handle.net/11250/3200361>

Norkute, M. (2025). Forestry effects on biodiversity and ecosystem functions PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences. <https://hdl.handle.net/11250/3672152>

Ronold, E.K. (2025). Concerning fungi: Community ecology and diversity in natural and managed boreal forests. PhD thesis, University of Oslo.

Ytterligere tre avhandlinger tilknyttet prosjektet er under utarbeidelse av hhv. Ine-Susanne Methlie, William Esbjug Gromstad og Lea-Rebekka Tonjer.

Masteroppgaver innlevert så langt

Bakke, Ø. (2024) Long-term influence of forest management on Diptera abundance [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3160183>

Berg, E.H. (2024) Long-term effects of clear-cutting on the threatened bat species Eptesicus nilssonii [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148329>

Biong, R. (2022) Long term effects of clearcutting on litterfall and understory vegetation in boreal spruce forests in Norway [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3018134>

Braut-Solheim, A. (2024) A population genomic study of the effect of clear-cut forestry on the beetle Gyrophaena boleti [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3153106>

Botten, U.G. (2024) Historiske hogster i naturskognær skog – en studie fra tolv granbestander i Sørøst-Norge med utgangspunkt i retrospektive metoder [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148268>

Feiring, M. (2025) Discovering hidden myxteries in boreal forests: Long-term effects of forest management on Myxomycete diversity in dead wood and soil [Master thesis, University of Oslo]

Fimreite, I.S. (2023) Long-term effects of clear-cut forestry on predation of artificial caterpillars in boreal forests of southeastern Norway [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3080524>

Fiske, V.L. (2024) Effects of competition and predation on reproductive success of the European spruce bark beetle Ips typographus in unmanaged vs. managed forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148282>

Frydenlund, M.J. (2023) Impact of forest management history on fine root dynamics and mycorrhizal colonization in Norwegian boreal forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3125914>

Helling, J.M.C (2024) Long-term effects of timber harvest on cavity-nesting birds in Norwegian boreal forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148342>

Hide, V.-A. S. (2023) Higher population densities of the abundant specialist Gyrophaena boleti in near natural than previously clear-cut mature forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3081319>

Holter, B.M. (2024) Long-term effects of forest management on parasitoid wasps [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3150424>

Hubner, D. (2023) Soil charcoal in boreal forests with contrasting management histories in southeast Norway [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3080275>

Jørgensen, O. (2022) Arthropod biomass and abundances in mature clear-cut versus mature near-natural boreal forests in southeastern Norway [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3031532>

Karlsen, D.P. (2024) The longterm effect of clear-cut forestry on the understory vegetation [Master thesis, University of Oslo]. <https://www.duo.uio.no/handle/10852/111495>

Karlstad, R.R. (2023) Long-term effects of clear-cut forestry on beetle species richness and abundance in Norwegian boreal forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3080523>

Kostich-Nilsen, C.A. (2024) Effects of forest management on needle fungal endophyte communities of Norway spruce (Picea abies) [Master thesis, University of Oslo]. <https://www.duo.uio.no/handle/10852/111764>

Krok, R.J. (2024) Forestry history in boreal production and near-natural forest – impacts on biodiversity in wood-inhabiting fungi [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148259>

Lish, G. N. (2022) Long-term effects of clear-cut forestry on beetle community diversity in boreal forests of southeastern Norway [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3012320>

Lønnum, H. (2024) Langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning av strø [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148262>

Schmidt, F. (2024) Forest management effects on the ericoid mycorrhizal fungal community in Vaccinium myrtillus roots [Master thesis, University of Oslo].

Sjøli, M.S. (2024) Langtidseffekter av flatehogst på nedbrytningen av lignin [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3148263>

Torp, V.Å. (2023) Forest management effects on aerial fungal biodiversity [Master thesis, University of Oslo] <https://www.duo.uio.no/handle/10852/104915>

Toverud, I.V. (2023) Langtidseffekter av flatehogst på nematoder i jord [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3125915>

Vårdal, M. (2023) Effects of forest management history on fine roots and mycorrhizal colonization in Norwegian boreal spruce forests [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://hdl.handle.net/11250/3080280>

Rømcke, Å. (2025) Long-term effects of clear-cut forestry on fungal spruce litter decomposer communities in boreal forests [Master thesis, University of Oslo].

6

Litteratur

- Asplund J, et al. 2024. Long term effects of forest management on forest structure and dead wood in mature boreal forests. *Forest Ecology and Management* 572, 122315.
- Barth A. 1916. Norges skoger med stormskridt mot undergangen. *Tidsskrift for skogbruk* 24, 123–154.
- Eldegard K, et al. 2019. The influence of stand density on bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) cover depends on stand age, solar irradiation, and tree species composition. *Forest Ecology and Management* 432, 582–590.
- Framstad E, et al. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000.
- Gohli J, et al. 2024. Climatic and management-related drivers of endemic European spruce bark beetle populations in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 61, 809–820.
- Hauglin M, et al. 2025. Naturskogkart – første versjon. Bakgrunn og metodikk. NIBIO RAPPORT 11/129.
- Hutchinson GE. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93, 145–159.
- Kjønaas OJ, Svetlik J, et al. Distribution of carbon and nitrogen stocks in Norwegian spruce ecosystems are affected by harvesting history. In prep.
- Lunde LF, et al. 2025. Towards repeated clear-cutting of boreal forests - a tipping point for biodiversity? *Biological Reviews* 100, 1181–1205.
- Miljødirektoratet 2025. Vedlegg til rapport “Klimatiltak i Norge: Kunnskapsgrunnlag 2025” (M-2870) Klimatiltak 2025. M-1625 | 2020, se L07 Hogsttidspunkt.
- Pan Y, et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world’s forests. *Science* 333, 988–993.
- Savilaakso SA, et al. 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environmental Evidence* 10, 1–38.
- SSB 2025. <https://www.ssb.no/en/jord-skog-jakt-og-fiskeri/skogbruk/statistikk/landsskogtakseringen> (Oppdatert: 28. august 2025).
- Storaunet KO, Rolstad J. 2015. Mengde og utvikling av død ved produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994–1998) og 10. takst (2010–2013). Oppdragsrapport 06/2015, Norsk institutt for skog og landskap.
- Storaunet KO, Skarpaas O, 2022. Kap. 2. Naturskogsdynamikk, skogstruktur og død ved. I Skarpaas O, Halvorsen R (red.) 2022. Skogens dynamikk, struktur og arts mangfold bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. NHM Rapport 111, 1–148.
- Viken KO, et al. 2025. Omfang av flatehogst etter 1940 i Norsk skog – Resultater for Østlandet. NIBIO RAPPORT 11/22.
- Wermelinger B. et al. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202, 67–82.

Kontakt EcoForest

Prof. Håvard Kauserud

haavarka@ibv.uio.no

Prof. Line Nybakken

line.nybakken@nmbu.no

Design

Marie David

mariedavid888@gmail.com

Trykk

Flisa trykkeri

www.flisatrykkeri.no

