



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Skogens helsetilstand i Norge

## Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2020

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 166 | 2021



Volkmar Timmermann <sup>1)</sup>, Andreas Myki Beachell <sup>2)</sup>, May Bente Brurberg <sup>3, 11)</sup>, Isabella Børja <sup>1, 11)</sup>, Nicholas Clarke <sup>4)</sup>, Inger Sundheim Fløistad <sup>5)</sup>, Ari Hietala <sup>1)</sup>, Gro Hysten <sup>6)</sup>, Jane Uhd Jepsen <sup>8)</sup>, Jørn-Frode Nordbakken <sup>7)</sup>, Martin Pettersson <sup>1)</sup>, Sverre Solberg <sup>9)</sup>, Halvor Solheim <sup>1)</sup>, Venche Talgø <sup>1)</sup>, Ole Petter L. Vindstad <sup>10)</sup>, Bjørn Økland <sup>2)</sup>, Wenche Aas <sup>9)</sup>

<sup>1)</sup> Soppsjukdommer i skog-, jord- og hagebruk, <sup>2)</sup> Skadedyr og ugras i skog-, jord- og hagebruk, <sup>3)</sup> Molekylær plantebiologi, <sup>4)</sup> Biogeokjemi og jordkvalitet, <sup>5)</sup> Skoggenetikk og biomangfold, <sup>6)</sup> Landsskogtakseringen, <sup>7)</sup> Grøntanlegg og vegetasjonsøkologi (NIBIO), <sup>8)</sup> Norsk institutt for naturforskning (NINA), <sup>9)</sup> Norsk institutt for luftforskning (NILU), <sup>10)</sup> Norges Arktiske Universitet (UiT), <sup>11)</sup> Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

**TITTEL/TITLE**

Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2020.  
The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2020.

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Volkmar Timmermann, Andreas Myki Beachell, May Bente Brurberg, Isabella Børja, Nicholas Clarke, Inger Sundheim Fløistad, Ari Hietala, Gro Hylén, Jane Uhd Jepsen, Jørn-Frode Nordbakken, Martin Pettersson, Sverre Solberg, Halvor Solheim, Venche Talgø, Ole Petter L. Vindstad, Bjørn Økland, Wenche Aas

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
25.10.2021	7/166/2021	Åpen	10154	17/02585
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-02933-5	2464-1162	79		

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

LMD

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Volkmar Timmermann

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Skogens helsetilstand, langtransporterte luftforurensninger, skogovervåking, ICP Forests, bjørkemålere, stor granbarkbille, feromonfeller, *Diplodia sapinea*, almesyke, askeskuddsyke, skogskader

Forest health, long-range transboundary air pollution, forest monitoring, ICP Forests, birch moths, *Ips typographus*, pheromone traps, *Diplodia sapinea*, Dutch elm disease, ash dieback, forest damage

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Skoghelse

Forest health

**SAMMENDRAG:**

**Skogens helsetilstand** påvirkes i stor grad av klima og værforhold, enten direkte ved tørke, frost og vind, eller indirekte ved at klimaet påvirker omfanget av soppsykdommer og insektangrep. Klimaendringene og den forventede økningen i klimarelaterte skogskader gir store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser. Det samme gjør invaderende skadegjørere, både allerede etablerte arter og nye som kan komme til Norge i nær framtid. I denne rapporten presenteres resultater fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2020 og trender over tid.

I **den landsrepresentative skogovervåkingen** har kronetettheten hos gran og furu holdt seg stabil i 2020 sammenlignet med tidligere år. Det ble registrert lite misfarging hos bartrærne.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI



Skadenivået hos både bartrær, bjørk og andre løvtrær var lavere enn i 2019. Abiotiske faktorer med snø, vind og tørke som de viktigste årsakene dominerte skadebildet hos alle treslag.

Kjemiske analyser av luft og nedbør i **den intensive skogovervåkingen** viser at det fortsatt er høyest verdier av antropogene svovel- og nitrogenforbindelser på den sørligste overvåkingsflata i Birkenes grunnet langtransportert forurensning. Den høyeste konsentrasjonen av nitrogendioksid i luft ble målt på stasjonen i Hurdal i 2020, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i regionen. Det var lave nivåer av bakkenært ozon i Norge i 2020 og ingen overskridelser av UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog. Vegetasjonsanalysene fra Hurdal har påvist en endring i bunnvegetasjonens artssammensetning grunnet økt lystilgang og mye barnålstrø. Både hogst utenfor overvåkingsflata og flere skrantende, råteangrepne og døde grantrær i flata har bidratt til økt lystilgang og til større strømengde på bakken. Mange grantrær på flata i Hurdal er sterkt preget av råte med lav kronetetthet og mye misfarging. Flere trær på flata har dødd de seinere årene som følge av råteskader, ofte i kombinasjon med andre faktorer som vindfelling og skader etter tørken i 2018 med påfølgende barkbilleangrep.

**Overvåking av bjørkemålere** har vist at fjellbjørkeskogen både i Nord-Norge og fjellregionene i sørlige halvdel av landet har vært utsatt for betydelige utbrudd av bjørkemålere i løpet av perioden 2012–2018. Overvåkingsdata fra 2019 og 2020 tyder imidlertid på at målerbestandene nå er lave eller i sterk tilbakegang i det meste av landet. I Troms har målerbestandene allerede nådd et bunnpunkt, og bestandene er nedadgående også i fjellet i Sør-Norge. Vi forventer derfor at skogen i mesteparten av Norge vil bli mindre utsatt for angrep av bjørkemålere de neste par årene.

De fleste fylkene hadde en økning i fangstverdiene i **barkbilleovervåkingen** i 2020-sesongen. Alle fangstverdiene var imidlertid under 10 000 biller per felle, mens de høyeste verdiene ved slutten av utbruddet på 1970-tallet var rundt 25 000 biller per felle. Fylkene rundt Oslofjorden hadde noen lokale tilfeller av tørke- og barkbilleskader. Det ble ikke funnet noen tydelig økning av fellefangstene i tiden for en annen generasjon, men modellberegninger viser at stor granbarkbille har nok døgngrader til å gjennomføre to generasjoner før overvintring.

I august 2020 ble soppen **Diplodia sapinea** funnet på sterkt skadet vrifuru i Ås kommune. Tidligere har det blitt gjort noen få funn av soppen på andre bartrearter i det samme området. *D. sapinea* er vanlig i varmere strøk på flere kontinenter, spesielt på furuarter. De pågående klimaendringene har trolig bidratt til at soppen har kunnet spre og etablere seg mot nord, men vi kan heller ikke utelukke innførsel av soppen via plantemateriale til bruk i grøntanlegg eller skog. *D. sapinea* er trolig bare i etableringsfasen i Norge, og har til dags dato gjort liten skade på våre stedege bartrær.

**Almesyke** var spredt rundt Oslofjorden fra Fredrikstad i øst til Grenland i vest i 2008. Den var etablert på Romerike, på Ringerike og i Eiker. En ti-års tid deretter hadde den spredt seg videre mot svenskegrensen, flere steder i Indre Østfold og mer både på Romerike, Ringerike, i Eiker og innover i Vestfold. Under befaringer i Arendal i 2020 fant vi almetrær med typiske symptomer på almesyke og isolerte den aggressive formen av almesykesoppen. Vi fant også flere angrepne almetrær på en eiendom i Risør kommune. Funnene kan tyde på at en ny spredningsbølge er på gang. Mulige årsaker kan være frakt av smittet materialet fra steder hvor almesyke allerede er etablert, eller at andre arter av almesplintborer, som sprer soppsporene, har kommet til Norge.

**Askeskuddsyke** har spredt seg gjennom det aller meste av askas naturlige utbredelsesområde i Norge, og svært mange trær har blitt syke og dødd. På våre overvåkingsflater på Sør- og Østlandet var mellom 60 og 90 % av trærne døde i 2020, og det var få helt friske asketrær igjen. På over-

våkingsflatene på Vestlandet var mellom 15 % (den nordligste flata) og 74 % (den sørligste flata) av trærne døde.

**Andre spesielle skogskader** i 2020 ble dominert av snø- og stormskader som til sammen utgjorde nesten tre fjerdedeler av alle innrapporterte skader på [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no). Ospeskrantinga i Troms og Finnmark er så omfattende at den truer med å desimere ospa i nord. Vi har et pågående arbeid med å foreta flere systematiske befaringer og innsamlinger av plantemateriale med påfølgende isoleringer, testing for patogenitet og analyse av bakterier.

## SUMMARY

**Forest health** is to a large extent affected by climate and weather conditions, either directly by e.g. drought, frost and wind, or indirectly when climate influences the occurrence and abundance of pests and diseases. Climate change and the expected increase in abiotic damage are challenging the future management of forest resources. The same is true for invasive damage agents, both species which are already established and species which can possibly migrate to Norway in the future. This report presents results from the Norwegian forest damage monitoring in 2020 and trends over time.

Crown condition assessments on **the national large-scale Level I plots** showed stable and low defoliation levels and little discolouration for Norway spruce and Scots pine. The number of recorded damage symptoms was lower than in 2019 for all monitored tree species. Abiotic factors such as snow, wind and drought were the prevailing causes of damage to all tree species.

Chemical analyses of air and precipitation at our **intensive Level II sites** showed higher levels in deposition of anthropogenic sulphur- and inorganic nitrogen-containing compounds at Birkenes than at our other Level II sites due to long-range transported air pollution. The highest concentration of nitrogen dioxide in air, however, was measured at Hurdal due to regional road traffic. The level of tropospheric ozone in Norway was low in 2020, and UNECE's "critical value" of 5000 ppb-hours for forests was not exceeded. Vegetation analyses showed that a shift in species composition of the ground vegetation has taken place at the Hurdal site triggered by both increased light intensity due to fellings and increased litterfall from rot-infested dying and dead spruce trees. Many spruce trees in the Hurdal plot are impacted by root rot resulting in a high degree of defoliation and discolouration. As a consequence, several trees have died in the past years, often in combination with other factors such as windthrow and damage induced by the drought in 2018.

**Monitoring of birch moths** has shown that extensive outbreaks of birch moths have taken place in the birch forests in northern Norway and in mountainous areas in southern Norway in the years 2012–2018. Results from the monitoring in 2019 and 2020 showed, however, that the birch moth populations are declining in the whole country. In Troms County birch moth populations have already reached the bottom, and populations in southern Norway are also declining. We therefore expect less damage from birch moths in most areas in Norway in the years to come.

Results from the **Norwegian spruce bark beetle monitoring** showed an increase in *Ips typographus* populations in most counties in 2020. However, the number of trapped beetles per pheromone trap did not exceed 10 000 anywhere, while the number of beetles per trap was around 25 000 during the outbreak in the 1970s. Some damage due to drought and bark beetles was observed around the Oslo fjord. Modelling based on temperature sums indicates that two generations of bark beetles might be possible.

***Diplodia sapinea*** was found on severely damaged *Pinus contorta* var. *latifolia* in Ås municipality in 2020. The fungus had previously been found on other conifer species in the same area. *D. sapinea*





is common on pines in regions with a warmer climate. Climate change has possibly enabled the fungus to spread and establish itself further north, however, spread by imported plant material cannot be ruled out either. *D. sapinea* is most likely in the phase of colonisation in Norway and has so far not caused much damage to our native conifers.

**Dutch elm disease** had spread around the Oslo fjord in 2008. In the following decade it spread further to the north, east and west. During a field survey in 2020 in the municipalities of Arendal and Risør in southern Norway, we found several elm trees with typical symptoms of the disease and isolated the aggressive form of the fungus from samples. Our findings may indicate that the disease is spreading again in Norway, possibly caused by either import of infected plant material or the introduction of new elm bark beetle species, the vector of the disease, to Norway.

**Ash dieback** has spread through most of the distribution range of common ash in Norway, and many trees have been affected and died. In our five monitoring plots in south-eastern Norway, 60–90% of all ash trees were dead in 2020, and only a few trees were still healthy. In the monitoring plots in western Norway, between 15% (northernmost plot) and 74% (southernmost plot) of the ash trees were dead.

**Other special incidents of forest damage** were dominated by storm and snow damage in 2020. Wilting of *Populus tremula* was widespread in northern Norway and is threatening common aspen at a regional scale. Since the causal agent has not yet been identified, our work with sampling of plant material, testing for pathogenicity of fungal isolates and analysis of bacteria, is ongoing.

GODKJENT /APPROVED

Birgitte Henriksen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Volkmar Timmermann

NAVN/NAME



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

I denne rapporten presenteres resultater og analyser for 2020 samt utvikling og trender over tid fra skogskadeovervåkingen i Norge og andre overvåkingsprogrammer relatert til skog.

Bidragsterne kommer fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, divisjonene Bioteknologi og plantehelse, Skog og utmark og Miljø og naturressurser), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Tromsø og Universitetet i Tromsø - Norges Arktiske Universitet (UiT).

Skogskadeovervåkingen i Norge er finansiert av Landbruks- og matdepartementet. Vi takker alle som har bidratt med sitt arbeid for å muliggjøre denne rapporten, inklusive andre forskere, teknikere, laboratoriepersonale og feltarbeidere ved de deltakende institusjonene, og lokale observatører som hver uke samler inn og sender prøver til oss. En spesiell takk rettes til Gro Wollebæk for korrekturlesning, til Rune Eriksen og Johannes Rahlf, avd. Landsskogtakseringen, for tilrettelegging av data fra Landsskog og produksjon av kart, til Hans Nyeggen, avd. Skoggenetikk og biomangfold, for overvåking av ask på Vestlandet og til grunneierne rundt om i Norge som har stilt sine eiendommer til rådighet for vår langsiktige overvåking.

Ås, 25.10.21

Volkmar Timmermann

## Forfattere av fagbidragene:

1. Landsrepresentativ skogovervåking: Volkmar Timmermann og Gro Høyen
2. Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene:  
Trærnes kronetilstand: Volkmar Timmermann  
Kjemiske komponenter i luft: Wenche Aas og Sverre Solberg  
Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog: Nicholas Clarke  
Vegetasjonsanalyser: Jørn-Frode Nordbakken
3. Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark: Ole Petter L. Vindstad og Jane Uhd Jepsen
4. Barkbilleovervåkingen – Sesong 2020 og overvåking av to generasjoner: Bjørn Økland og Andreas Myki Beachell
5. *Diplodia sapinea* på vrifuru: Venche Talgø, Inger Sundheim Fløistad, Isabella Børja, Ari Hietala, May Bente Brurberg og Martin Pettersson
6. Almesyke sprer seg til nye områder: Halvor Solheim og Isabella Børja
7. Overvåking av askeskuddsyke: Volkmar Timmermann og Halvor Solheim
8. Andre spesielle skogskader: Isabella Børja og Halvor Solheim

# Innhold

Bakgrunn .....	9
<b>1 Landsrepresentativ skogovervåking .....</b>	<b>10</b>
1.1 Innledning.....	10
1.2 Metoder.....	10
1.2.1 Overvåkingsflater .....	10
1.2.2 Registreringer.....	12
1.3 Resultater .....	13
1.3.1 Kronetetthet.....	13
1.3.2 Misfarging .....	15
1.3.3 Skader.....	16
1.4 Diskusjon .....	20
Litteraturreferanser.....	22
<b>2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene ....</b>	<b>23</b>
2.1 Innledning.....	23
2.2 Metoder.....	23
2.2.1 Overvåkingsflater .....	23
2.2.2 Måleprogram .....	24
2.3 Resultater .....	27
2.3.1 Trærnes kronetilstand.....	27
2.3.2 Kjemiske komponenter i luft.....	28
2.3.3 Kjemiske komponenter i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog.....	30
2.3.4 Vegetasjonsanalyser .....	32
2.4 Diskusjon .....	34
Litteraturreferanser.....	36
<b>3 Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark.....</b>	<b>39</b>
3.1 Innledning.....	39
3.2 Metoder.....	39
3.3 Resultater .....	40
3.4 Diskusjon .....	44
Litteraturreferanser.....	45
<b>4 Barkbilleovervåkingen – Sesong 2020 og overvåking av to generasjoner .....</b>	<b>46</b>
4.1 Innledning.....	46
4.2 Metoder.....	47
4.3 Resultater og diskusjon .....	48
Litteraturreferanser.....	51
<b>5 <i>Diplodia sapinea</i> på vrifuru .....</b>	<b>53</b>
5.1 Innledning.....	53
5.2 Metoder.....	54
5.3 Resultater .....	54
5.4 Diskusjon .....	57
Litteraturreferanser.....	59



6	Almesyke sprer seg til nye områder .....	60
6.1	Innledning.....	60
6.2	Metoder.....	63
6.3	Resultater og diskusjon .....	63
	Litteraturreferanser.....	64
7	Overvåking av askeskuddsyke .....	65
7.1	Innledning.....	66
7.2	Metoder.....	68
7.3	Resultater .....	68
	7.3.1 Spredning og utbredelse i Norge.....	68
	7.3.2 Overvåking på permanente flater .....	69
7.4	Diskusjon .....	70
	Litteraturreferanser.....	72
8	Andre spesielle skogskader i 2020 .....	73
8.1	Innledning.....	73
8.2	Metoder.....	73
8.3	Resultater og diskusjon .....	73
	Konklusjoner.....	78

# Bakgrunn

Skog dekker nærmere 40 % av Norges landareal. Skogene bidrar til karbonbinding både over og under bakken, forsyner oss med råvarer, spiller en viktig rolle for friluftslivet og er leveområdet for utallige arter. Skogens viktige rolle som leverandør av slike økosystemtjenester forutsetter imidlertid et intakt skogøkosystem, en god skoghelse og en langsiktig og bærekraftig forvaltning. Dette er også nedfelt i FNs bærekraftsmål 15<sup>1</sup>, som bl.a. understreker viktigheten av å bevare skogøkosystemer og økosystemtjenester, opprettholde arts mangfold og genressurser, sikre bærekraftig skogforvaltning og forhindre innførsel og spredning av fremmede arter.

Utfordringer for framtidens skogressurser i Norge er mange: Vi forventer en økning i abiotiske skogskader som stormfelling, snøbrekk og tørkeskader som direkte følge av de pågående klimaendringene. Et endret klima vil også være til fordel for mange biotiske skogskadegjørere. Stedegne sopp- og insektarter forventes å spre seg til nye regioner. Invaderende arter vil i større grad kunne etablere seg i Norge, godt hjulpet på vei av utstrakt internasjonal handel og import av planter, jord og trematerialer.

Uansett hvilke utfordringer skogen står overfor, er det viktig med en langsiktig skogovervåking for å kunne oppdage endringer og iverksette tiltak mot truslene. Lange tidsserier er generelt viktige i skogforskningen ettersom trær har en generasjonstid på mange tiår, og de er særlig viktige for å kunne fastslå endringer i skogøkosystemet over tid som ikke skyldes naturlige svingninger i eksempelvis bestandsnivåer av skadegjørere eller værforhold som varierer fra år til år.

Samarbeid over landegrenser er avgjørende for å møte globale miljøutfordringer. Internasjonalt samarbeid er også viktig for å utveksle erfaringer og kunnskap. Skogovervåkingen i Norge har en forankring i bl.a. Plantevernorganisasjonen for Europa og Middelhavsområdet (EPPO<sup>2</sup>) og det Internasjonale samarbeidsprogrammet om overvåking av effekter av luftforurensninger på skog (ICP Forests<sup>3</sup>). ICP Forests opererer under FN konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger (Luftkonvensjonen, tidligere UNECE CLRTAP<sup>4</sup>).

---

<sup>1</sup> <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal>

<sup>2</sup> <https://www.eppo.int/>

<sup>3</sup> <http://icp-forests.net/>

<sup>4</sup> <https://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html>

# 1 Landsrepresentativ skogovervåking

Volkmar Timmermann og Gro Hysten (NIBIO)

## 1.1 Innledning

I 1985 forpliktet Norge seg til å delta i og levere data til det Internasjonale samarbeidsprogrammet om overvåking av effekter av luftforurensninger på skog (ICP Forests). ICP Forests ble opprettet under FN-konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger (CLRTAP, nå Luftkonvensjonen). Programmet dokumenterer endringer i de europeiske skogens helsetilstand og undersøker årsaksforhold. ICP Forests leverer også informasjon om flere indikatorer for bærekraftig skogbruk til FOREST EUROPE (Ferretti 2020). Denne informasjonen er meget viktig i utformingen av den globale skog- og miljøpolitikken. I programmet deltar 40 europeiske land samt Canada og USA, som alle bruker tilnærmet de samme metodene i henhold til en felles manual (UNECE 2016). I programmet inngår mange forskjellige målinger på to nivåer: Intensiv overvåking (ICP Forests Level II) på subjektivt utvalgte skogflater i Europa (se kap. 2), og overvåking i et representativt, systematisk 16x16 km nett med én overvåkingsflate pr. 256 km<sup>2</sup> (ICP Forests Level I). Til ICP Forests databasen rapporteres det årlig data fra ca. 100 000 trær på nærmere 6 000 europeiske flater i Level I nettverket. Det utarbeides årlige rapporter om skogtilstanden i Europa (Michel m. fl. 2021). Overvåkingen på de landsrepresentative flatene i Norge er tilknyttet ICP Forests Level I nettverk. Data fra et utvalg av de nasjonale flatene rapporteres årlig til ICP Forests. Dermed bidrar Norge med informasjon om skogens generelle helsetilstand i tid og rom, og om skadegjøreres forekomst og utbredelse i Europa. I 2020 inngikk data fra 604 norske flater i den europeiske rapporten om skogens helsetilstand (Timmermann m. fl. 2021).

## 1.2 Metoder

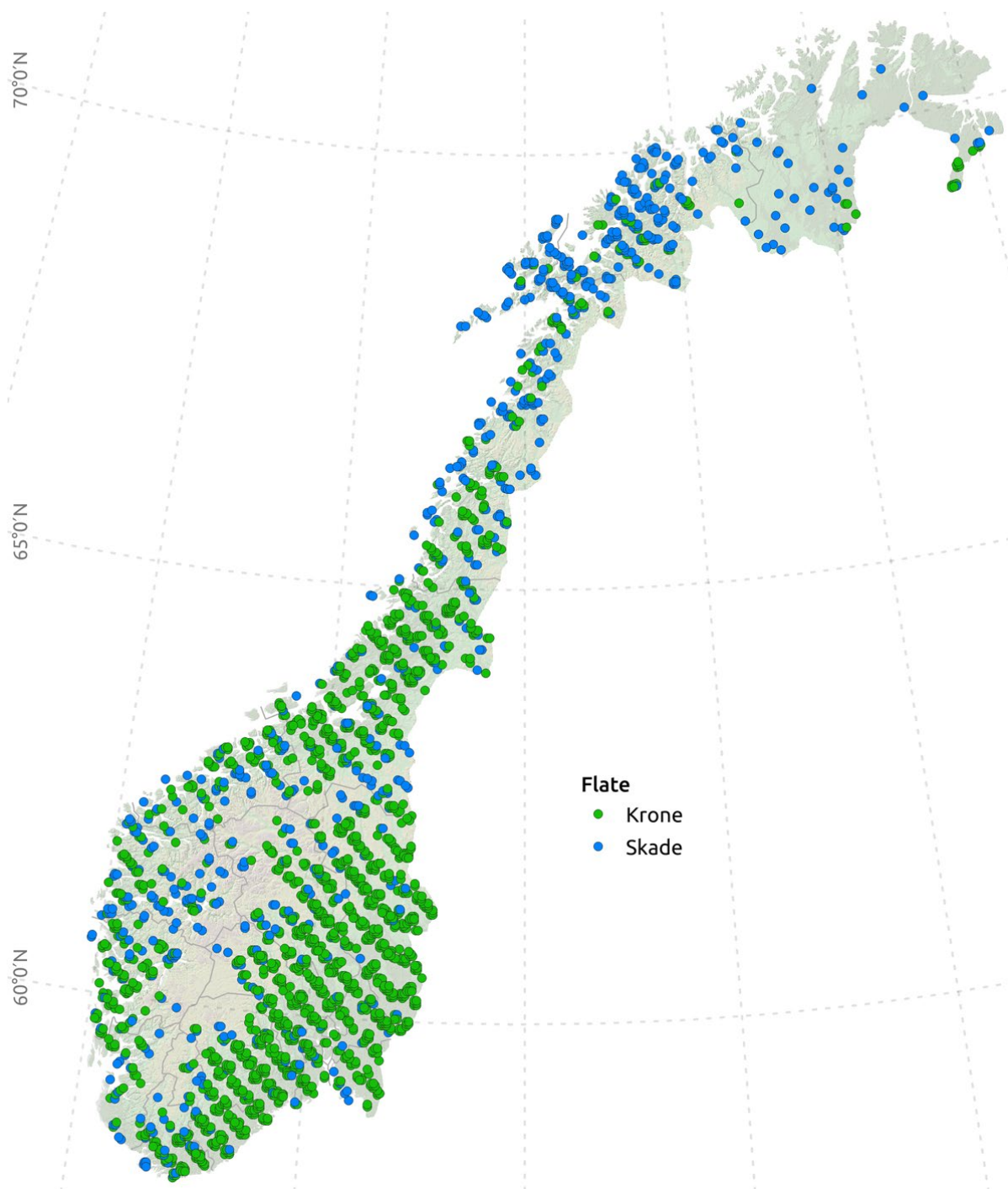
### 1.2.1 Overvåkingsflater

I Norge er det Landsskogtakseringen som årlig utfører den landsrepresentative skogovervåkingen. Overvåkingen utføres på permanente prøveflater med et fast areal på 250 m<sup>2</sup>. Prøveflatene ligger i skog i forband på 3x3 km (barskogen i lavlandet), 3x9 km (fjellskogen) og 9x9 km (bjørkeskogen i Finnmark). Skogovervåkingen er kontinuerlig med femårige omdrev. Det vil si at det på 1/5 av prøveflatene utføres registreringer hvert år, og at de samme flatene inngår i overvåkingen hvert 5. år. Flatene representerer et tilfeldig utvalg av Norges skoger. De er merket slik at nøyaktig samme areal og trær kan undersøkes hver gang. Dette gjør det mulig å fange opp endringer som har skjedd i skogforholdene over tid. Antall flater varierer noe fra år til år grunnet metodikken som Landsskogtakseringen (Viken 2020) bruker til å velge ut flater slik at skogregistreringene blir representative for landet hvert år. Nye flater kan komme til i utvalget grunnet gjengroing av flater som tidligere har hatt en annen arealtype enn skog.

I alt 2 533 prøveflater inngikk i den landsrepresentative skogovervåkingen i 2020 (Figur 1). De fleste av disse flatene (2 328=92 %) er de samme som inngikk i overvåkingen i forrige takstomdrev i 2015. De resterende 8 % av flatene er enten avvirket eller har fått en annen arealbruk enn skog. I 2020 lå 42 % av flatene på Østlandet, 22 % på Sør- og Vestlandet, 17 % i Trøndelag og 19 % i Nord-Norge. De fleste flatene (60 %) lå under 400 meter over havet (moh.), 32 % mellom 400 og 800 moh., mens 8 % lå over 800 moh. De vanligste skogtypene var blåbær-, bærlyng- og blokkebærskog, der til sammen 59 % av flatene var lokalisert (Figur 2). Gran og/eller furu forekom på 1 830 flater fordelt over hele landet, mens det på 703 flater vokste bare andre treslag. På de aller fleste flatene (96 %) vokste 1–3 treslag, mens på bare 4 % av flatene fantes 4–6 treslag. Bjørk var det dominerende treslaget på 874 flater, gran på 757 og furu på 716 flater. Antall undersøkte trær varierte fra 1 til 23 på flatene. På 2 312



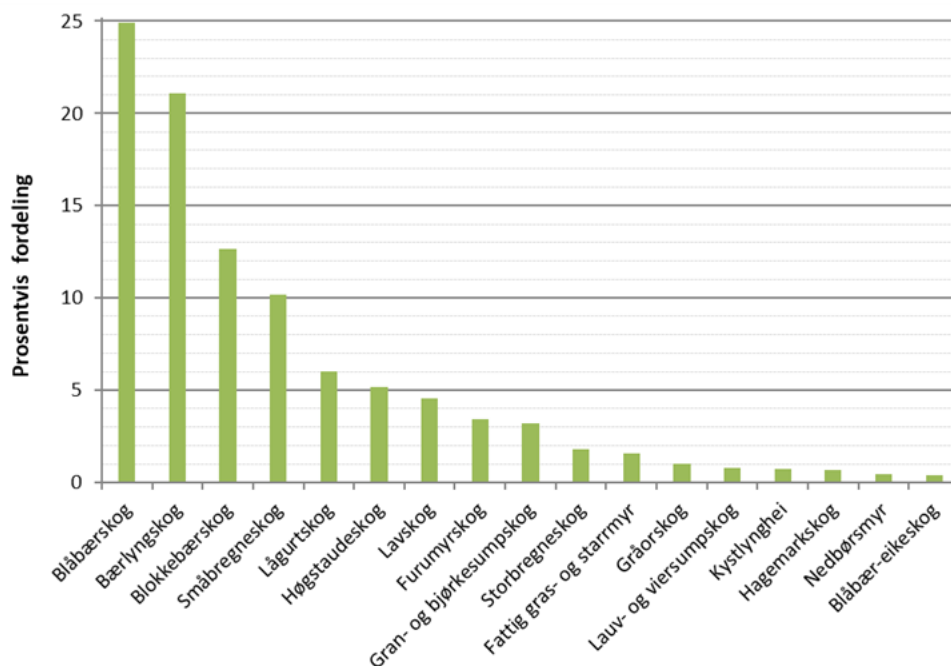
prøveflater (91 %) var det 3 eller flere trær, og gjennomsnittlig var det 7 trær pr. flate. Registreringene på prøveflatene startet 30. april og ble avsluttet 23. oktober i 2020. De fleste flatene ble oppsøkt i tidsrommet juni–august (67 %), 13 % i mai og 20 % i september–oktober.



Figur 1. Beliggenheten av prøveflatene i den landsrepresentative overvåkingen i Norge i 2020. Grønne symboler: Flater med gran og/eller furu der både kronebedømmelse og skaderegistreringer ble utført. Blå symboler: Flater med andre treslag der kun skaderegistreringer ble utført.

Fylkesinndelingen i dette kapitlet følger strukturen fra før regionreformen som ble innført i 2018/2020. Region Østlandet omfatter fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold og Telemark. Sørlandet består av Agder-fylkene, Vestlandet av Rogaland,

Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal, Midt-Norge av Sør- og Nord-Trøndelag og Nord-Norge av Nordland, Troms og Finnmark.



Figur 2. Prosentvis fordeling av prøveflater på de vanligste vegetasjonstypene i 2020.

## 1.2.2 Registreringer

Skogens vekst og helsetilstand bestemmes i stor grad av et samspill mellom jordsmonn, høyde over havet, breddegrad, trærnes alder, klima, skadegjørere og andre naturlige eller menneskeskapte stressfaktorer. Unaturlig sterkt nåle- eller bladtap og misfarging i trekrone blir vanligvis tolket som et symptom på stress. Trærnes kronetetthet (og -farge) brukes derfor ofte som indikator på skogens helsetilstand. Når dette kombineres med registreringer av synlige skader og deres årsaker, vil man bedre kunne forklare variasjoner i skogens helsetilstand. Dessuten vil registreringer av skader og årsaksforhold over tid kunne gi et bilde av forekomst, utbredelse og skadelige virkninger av insekter, sopp, klimatiske forhold, luftforurensning og andre faktorer som påvirker skogene i Norge.

I den landsrepresentative skogovervåkingen registreres kronetetthet, kronefarge og skader. I tillegg anslås gran- og furutrærnes alder. På hver flate bedømmes kronetetthet og -farge med kikkert på alle høyde-/prøvetrær (kun gran og furu). Prøvetrærne, som er valgt ut med relaskop, skal ikke ha toppbrekk eller andre betydelige mekaniske skader. Det blir dermed et utvalg av trær som representerer kronetilstanden på flata. Kronetetthet er definert som mengden av levende bar i krona, oppgitt i prosent (0-99 %) av en antatt fulltett krone, der det er tatt hensyn til treets potensial på voksestedet og dets sosiale status (Kraftklasse). Redusert barmasse som følge av påvirkning fra nabotrær, naturlig utskygging eller blomstring skal ikke registreres som redusert kronetetthet. Kronebedømmelse ble i 2020 utført på 5 514 grantrær (*Picea abies*) og 4 737 furutrær (*Pinus sylvestris*) på 1 830 prøveflater.

Skader (biotiske = forårsaket av levende organismer som f.eks. sopp og insekter; abiotiske = forårsaket av ikke-levende faktorer som f.eks. vind og snø) har blitt registrert på gran, furu og bjørk etter ICP Forests manualen siden 2005 (Eichhorn m. fl. 2020). Siden 2013 har skader blitt registrert på alle treslag som forekommer på prøveflatene. I teksten og figurene presenteres detaljerte oversikter for gran, furu og bjørk, mens andre løvtrær presenteres som én gruppe (heretter kalt «andre løvtrær»). Resultater for andre bartrær enn gran og furu framstilles ikke fordi det er få trær i denne gruppa.

I 2020 ble det gjennomført skaderegistreringer på i alt 18 775 trær som var fordelt på mer enn 25 treslag. Skaderegistrering ble utført på 5 526 gran- og 4 746 furutrær, på 189 andre bartrær (for det meste sitkagran, *Picea sitchensis*), 6 608 bjørketrær (*Betula pubescens* og *B. pendula*) og 1 706 andre løvtrær. Andre løvtrær bestod først og fremst av gråor (*Alnus incata*, 409 trær), rogn (*Sorbus aucuparia*, 397 trær), selje (*Salix caprea*, 228 trær), osp (*Populus tremula*, 278 trær) og eik (*Quercus petraea* og *Q. robur*, 130 trær). Det registreres bare ett skadetilfelle/symptom pr. tre; dersom et tre har flere skader registreres den som har størst betydning for treets tilstand. Så langt det lar seg gjøre blir årsaker til at skader har oppstått fastslått i felt. Grunnet Landsskogtakseringens femårige omdrev kan noen av de registrerte skadene være opptil 5 år gamle. For døde trær er det vanskelig å fastslå nøyaktig når de døde i løpet av denne femårsperioden.

I tillegg til skaderegistreringer på enkelttrær på prøveflatene, utfører Landsskogtakseringen også registreringer av skogskader på bestandsnivå. Alle registrerte skader rapporteres årlig til NIBIOs skogskadedatabase [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no).

Registreringsmetodikken for alle parameterne som inngår i den landsrepresentative skogovervåkingen er utførlig beskrevet i Landsskogtakseringens feltinstruks (Viken 2020), i ICP Forests' manual for bedømmelse av kronetilstand og skader (Eichhorn m. fl. 2020) og i tidligere rapporter (f.eks. Timmermann m. fl. 2012).

Hvert år i mai avholdes det kurs for Landsskogtakseringens feltarbeidere der opplæring og kalibrering i kronebedømmelse og skaderegistrering inngår. I 2020 måtte dette kurset imidlertid avlyses pga. den pågående koronapandemien. Feltarbeiderne fikk i stedet opplæring enkeltvis under det løpende feltarbeidet, og det ble holdt to dagssamlinger i august med kalibrering i kronetilstandsbedømmelser.

## 1.3 Resultater

### 1.3.1 Kronetetthet

#### *Kronetetthet i 2020*

Gjennomsnittlig kronetetthet i 2020 var 84,1 % for gran og 86,9 % for furu. Dette utgjør en liten økning på 0,1 og 0,5 %-poeng for hhv. gran og furu sammenlignet med kronetetthet året før (Figur 3).

Hos gran økte prosentandelen trær med fulltett krone (kronetetthet  $\geq 90$  %) sett i forhold til året før til 47,1 %, mens den avtok hos furu til 44,5 % (Tabell 1). Prosentandelen trær med svakt redusert kronetetthet (75–89 %) var 32,5 % for gran og 43,9 % for furu, som representerer en nedgang hos gran og en økning hos furu sammenlignet med året før. Andelen trær med moderat redusert kronetetthet (40–74 %) økte, mens andelen med sterkt redusert kronetetthet ( $\leq 40$  %) minket hos både gran og furu. Det var som i tidligere år flere gran- enn furutrær med sterkt redusert kronetetthet.

Tabell 1. Prosentandel trær i kronetetthetsklasser i 2020 (endringer fra året før i parentes).

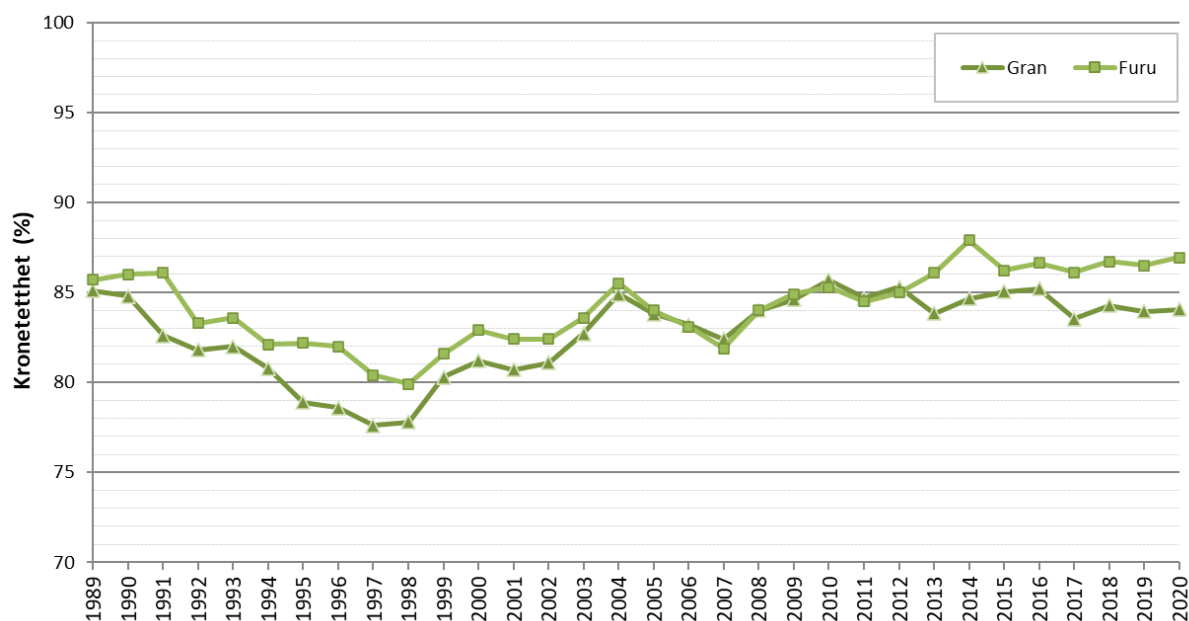
Kronetetthetsklasser	Gran	Furu
0 Fulltett krone ( $\geq 90$ % kronetetthet)	47,1 (0,3)	44,5 (-1,3)
1 Svakt redusert krone (75–89 %)	32,5 (-0,8)	43,9 (1,2)
2 Moderat redusert krone (40–74 %)	17,4 (0,8)	11,0 (0,5)
3 Sterkt redusert krone ( $< 40$ %)	3,1 (-0,3)	0,6 (-0,4)

#### *Utvikling over tid*

Utviklingen i gjennomsnittlig kronetetthet over tid viser nokså parallelle forløp for gran og furu fra 1998 til 2012 med omtrent lik kronetetthet mellom 2005 og 2012 (Figur 3). I 2013 endret dette seg etter en relativt kraftig nedgang i kronetetthet for gran og en oppgang for furu. Kronetetthet for furu



har siden 2015 holdt seg relativt stabilt på et høyt nivå. Kronetetthet for gran har hatt en svak årlig forbedring fra 2013 til 2016, men gikk ned i 2017 til det laveste nivået siden 2007, før den forbedret seg igjen i 2018 og har holdt seg stabil siden. Gran hadde den høyeste kronetettheten i hele overvåkingsperioden i 2010 og furu i 2014. Begge treslagene hadde lavest kronetetthet i 1997/98, sannsynligvis som følge av gjentatte perioder med sommertørke i Sørøst-Norge i første halvdel av 1990-tallet. Siden da har kronetettheten hos gran økt med 6,5 %-poeng og hos furu med 7 %-poeng. Gjennomsnittlig kronetetthet for hele overvåkingsperioden (1989–2020) er 82,8 % for gran og 84,2 % for furu.



Figur 3. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu i den landsrepresentative overvåkingen 1989–2020.

#### Trærnes alder og dens betydning for kronetetthet

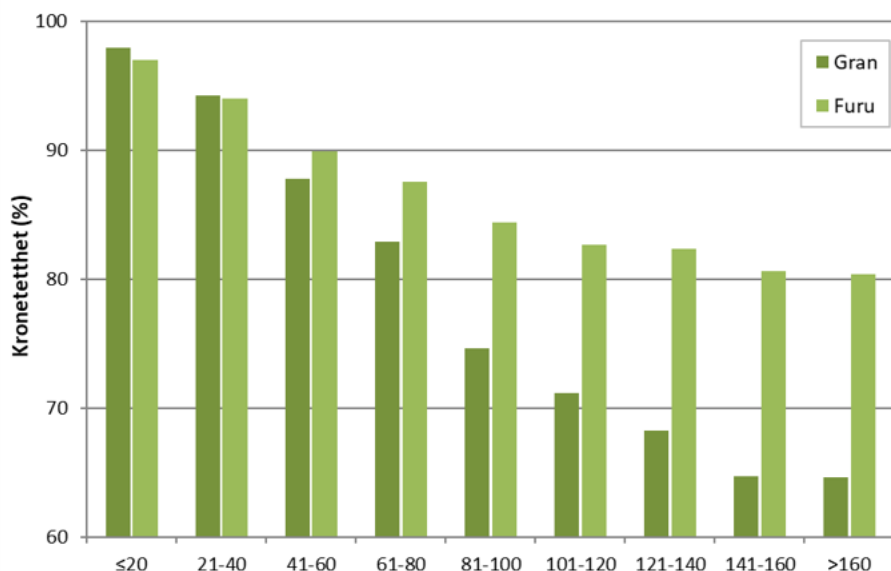
Høy alder på trærne påvirker vanligvis kronetettheten negativt, særlig hos gran (Figur 4). I 2020 var drøyt halvparten (53 %) av de kronebedømte grantrærne 60 år eller yngre, og 27 % var mellom 61 og 100 år, mens andelen gamle trær over 100 år var 20 %. Gjennomsnittsalderen var 69 år for alle grantrær som ble overvåket i 2020. Det eldste grantreet var ca. 285 år gammelt og ble registrert i Nord-Trøndelag. Det hadde bare svakt redusert kronetetthet og ingen misfarging til tross for meget høy alder.

Furu har en annen og jevnere aldersfordeling. Mindre enn en tredjedel (31 %) av de kronebedømte furutrærne i 2020 var 60 år eller yngre, og 29 % var mellom 61 og 100 år, mens 40 % var over 100 år. 8 % av furutrærne var mer enn 160 år gamle, mens bare 2 % av grantrærne kom i samme aldersklasse. Gjennomsnittsalderen for alle overvåkede furutrær i 2020 var 93 år på landsbasis, altså 24 år høyere enn for gran. De to eldste furutrærne ble registrert i Sør-Trøndelag og var anslagsvis 400 år gamle, med bare moderat redusert krone og ingen misfarging.

Eldre trær har som nevnt generelt lavere kronetetthet enn yngre trær. Gjennomsnittlig kronetetthet i 2020 for gran på 60 år og yngre var 91,0 %, mens den for gran eldre enn 60 år var 74,9 % – altså 16,1 %-poeng lavere. For furu var forskjellen i kronetetthet mellom yngre (91,5 %) og eldre (83,6 %) trær ikke så markant (7,9 %-poeng), og eldre furutrær hadde gjennomsnittlig høyere kronetetthet enn eldre grantrær. Sett i forhold til resultatene fra året før var det omtrent ingen endring i kronetettheten for de to aldersgruppene hos gran og furu.

Deler vi inn trærne i aldersklasser på 20 år, ser vi at kronetettheten faller jevnt med økende alder hos både gran og furu (Figur 4). Dette kommer dels av at økt alder reduserer vitaliteten, men også av økt

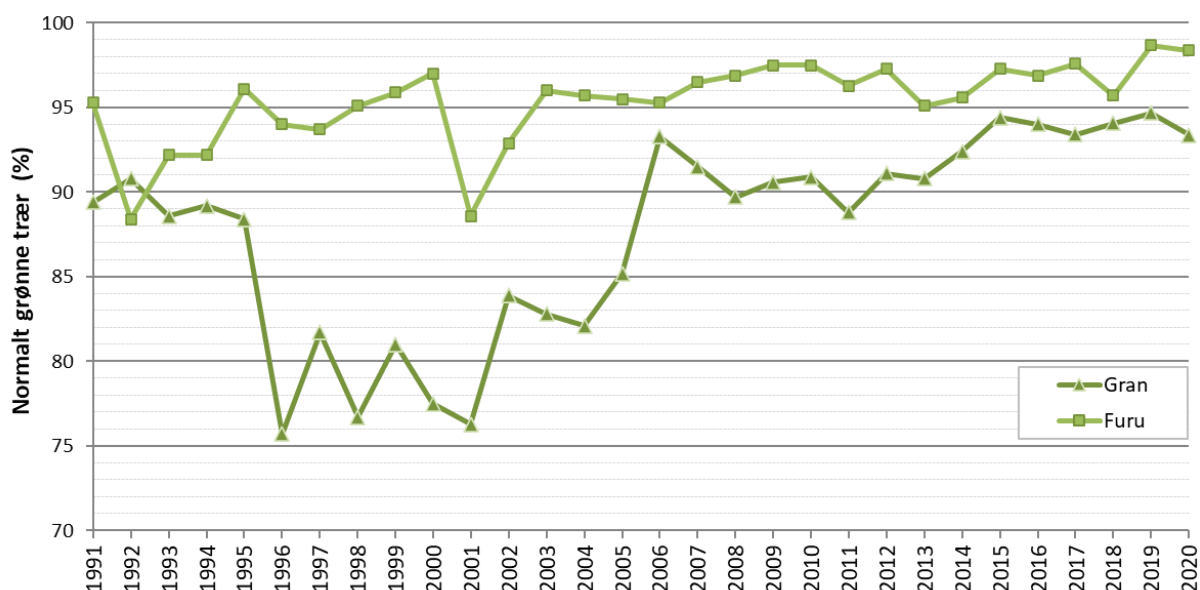
konkurransen med høyere tetthet (volum/ha) og økt konkurranse om næringsstoffer og lys. Kronetettheten er likevel meget stabil hos furu med økende alder, og selv de eldste trærne (>160 år) har en gjennomsnittlig kronetetthet på litt over 80 %. Kronetettheten indikerer dermed en generell god helsetilstand hos furu, også for trær eldre enn 100 år. Hos gran derimot faller kronetettheten jevnt med økende alder, og de eldste grantrærne (>160 år) hadde nesten 16 %-poeng lavere kronetetthet enn furutrærne i samme aldersklasse i 2020.



Figur 4. Gjennomsnittlig kronetetthet i ulike aldersklasser for gran og furu i 2020.

### 1.3.2 Misfarging

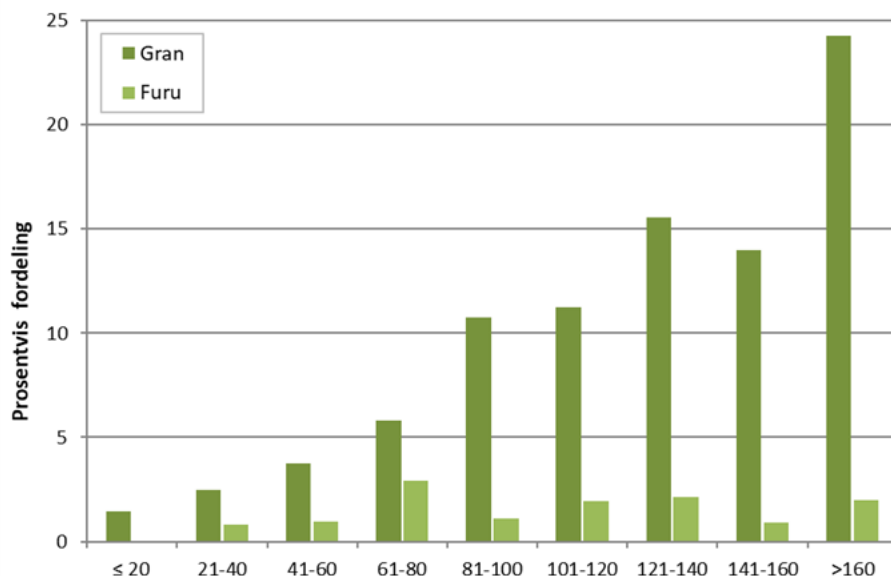
I 2020 var det generelt lite misfarging å observere hos både gran og furu (Figur 5). Andelen av alle gran- og furutrærne med normalt grønn farge (0–10 % misfarging) var henholdsvis 93 og 98 %. For begge treslagene var det en liten økning i misfarging sammenlignet med året før. Svært få trær hadde sterk misfarging (mer enn 60 %).



Figur 5. Prosentandel normalt grønne trær (0-10 % misfarging) hos gran og furu 1991–2020.

Misfarging har blitt registrert etter samme metode siden 1991. Utviklingen over tid viser at gran hadde lite misfarging i perioden 1991–1995, mens perioden 1996–2005 var preget av stor grad av misfarging (Figur 5). Siden 2006 har det vært lite misfarging hos gran med rundt 90–95 % normalt grønne trær hvert år. Furu har generelt hatt lite misfarging i hele overvåkingsperioden.

Hos gran var det først og fremst trær eldre enn 80 år som hadde misfarget bar, og hos grantrær eldre enn 160 år var det 24 % som hadde noe misfarging av betydning (Figur 6). Hos furu var det ikke store forskjeller mellom aldersgruppene i andelen trær med misfarging, og selv hos de eldste furutrærne (>160 år) var det bare 2 % som hadde noe misfarging av betydning.



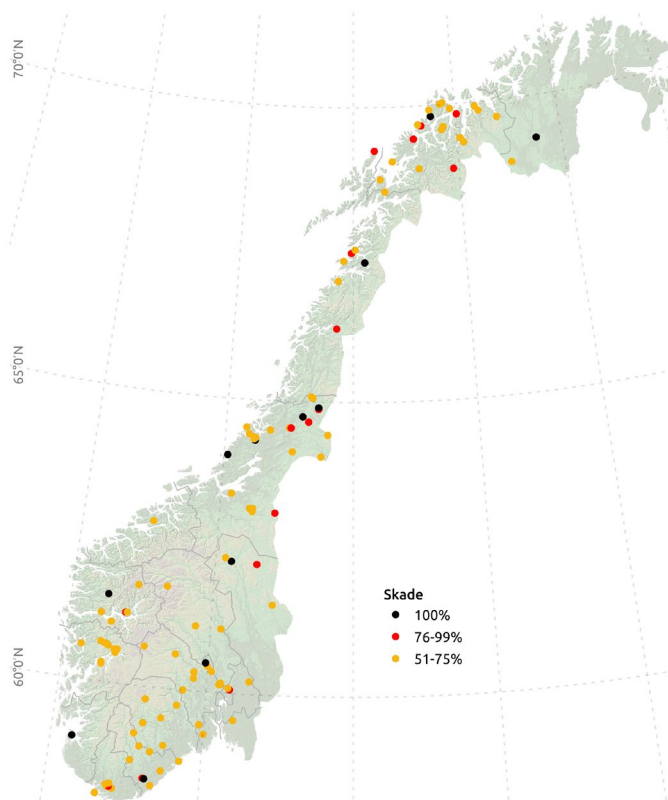
Figur 6. Prosentandel trær med misfarging (>10 % misfarging) fordelt på ulike aldersklasser hos gran og furu i 2020.

### 1.3.3 Skader

#### Skaderegistreringer 2020

I 2020 ble skaderegistreringer utført på 2 533 prøveflater (se Figur 1). På 38 % av flatene ble det registrert ett eller flere skadde trær. Av de i alt 2 312 flater som hadde minimum 3 trær var det bare 5 % av flatene der mer enn halvparten av trærne var skadde. Det var få flater hvor alle trær var skadde (Figur 7).

I alt 18 775 trær inngikk i skaderegistreringen, hvorav 1 993 (10,6 %) hadde en eller annen form for skade. Det ble registrert skader på 485 grantrær (8,8 %), 311 furutrær (6,6 %), 951 bjørketrær (14,4 %) og 229 andre løvtrær (13,4 %). Hos de vanligst forekommende løvtreslagene utenom bjørk, ble det registrert følgende andeler med skadde trær: gråor (18,6 %), eik (16,2 %), rogn (12,8 %), osp (9,4 %) og

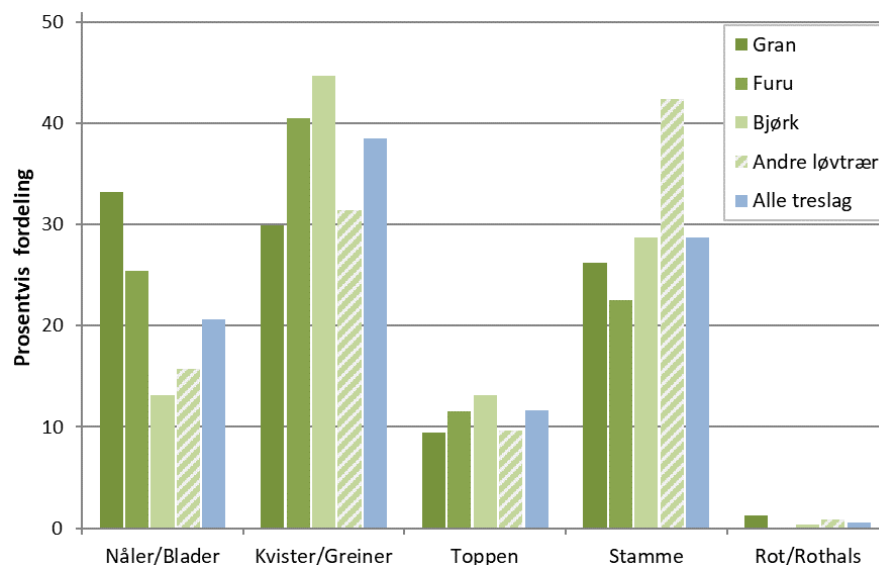


Figur 7. Flater som hadde størst andel skadde trær i 2020 (flater med minimum 3 trær).

selje (7,5 %). Det ble også registrert skader på 28,6 % av de undersøkte asketrærne, men det er generelt få asketrær som inngår i overvåkingen (kun 35 stk. i 2020).

### Skadet del av treet

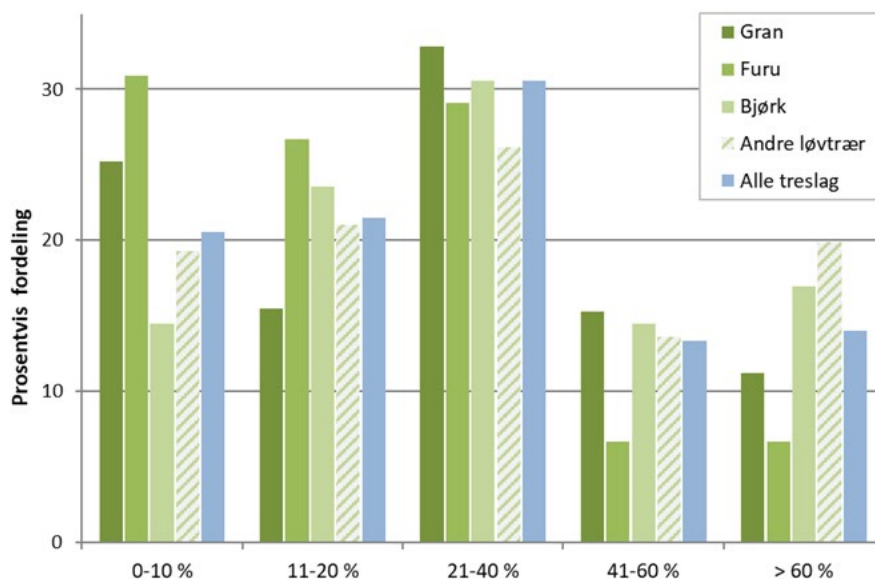
Hos de skadde grantrærne var det først og fremst nåler (33 %) som var skadet (Figur 8), fulgt av skader på kvister og greiner (30 %) og stamme (26 %). Hos furu var det mest skader på kvister og greiner (41 %), etterfulgt av skader på nåler (25 %) og stamme (23 %). Hos bjørk ble 45 % av skadene observert på kvister og greiner, 29 % på stammen og 13 % på bladene. Andre løvtrær hadde mest skader på stammen (42 %), så på kvister/greiner (31 %) og på bladene (16 %). Det ble registrert skader på 12 % av tretopper eller toppskudd (alle treslag), men generelt få skader på rot eller rothals.



Figur 8. Prosentvis fordeling av skader på de ulike delene av trærne registrert i 2020.

### Skadeomfang

I gjennomsnitt for alle treslag hadde 42 % av de registrerte skadene bare et lite omfang i krona ( $\leq 20$  % av krona skadet), 44 % hadde et moderat omfang (21-60 % av krona skadet), mens det var relativt få skader (14 %) som hadde et stort omfang ( $> 60$  % av krona skadet). Hos gran hadde 11 % av skadene et stort omfang, hos furu 7 %, mens det var 17 % hos bjørk og 20 % hos andre løvtrær (Figur 9).



Figur 9. Prosentvis fordeling av skadeomfanget pr. treslag registrert i 2020.

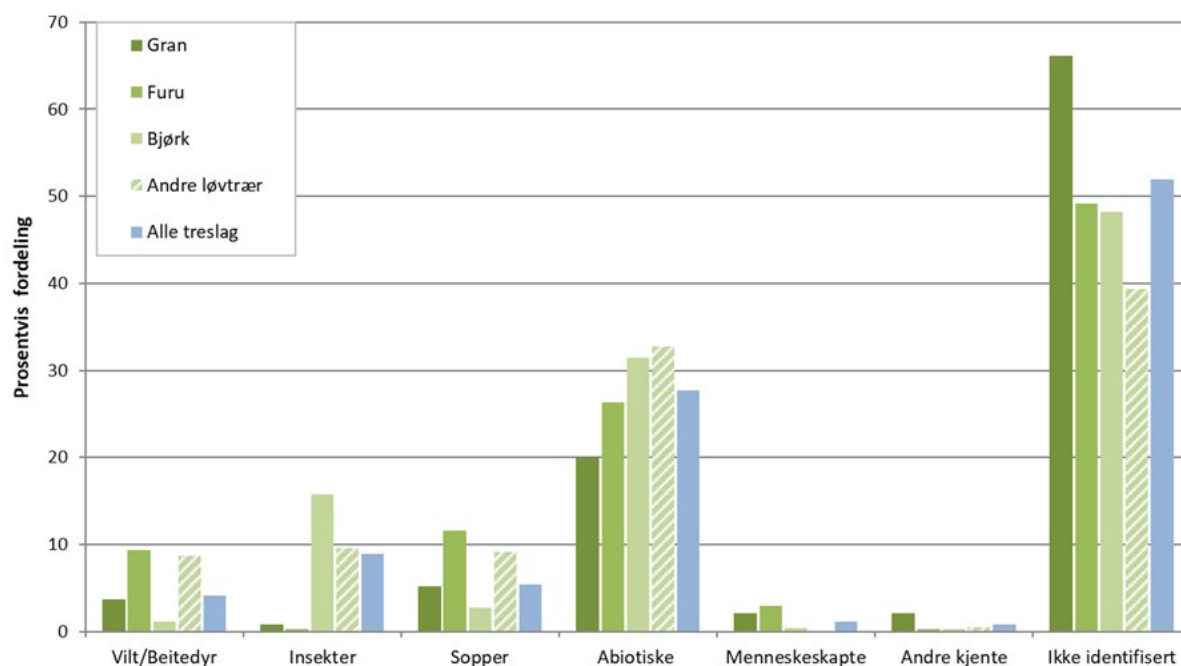
### Skadeårsaker

**Gran:** Av de skadde grantrærne var 20 % skadet av abiotiske faktorer med snø (snøbrekk), vind og tørke som de viktigste årsakene. Sopper (nesten bare granrustsopp) forårsaket 5 % av skadene, vilt og beitedyr 4 % og insekter knapt 1 % (Figur 10). Abiotiske skader dominerte særlig på Sør- og Østlandet. På Vestlandet var flest skader forårsaket av hjortedyr. En vesentlig andel av skadene på gran lot seg ikke identifisere i felt, særlig i Midt- og Nord-Norge og på Østlandet.

**Furu:** Av de kjente årsakene til skadene som ble registrert på furutrær var snø, vind og tørke de viktigste. Disse abiotiske faktorene sto for 26 % av skadene. Det ble bare registrert ett tilfelle av insektskade på furu i 2020. Sopper (nesten utelukkende tyritoppopp) forårsaket 12 % og vilt og beitedyr 9 % av skadene. Abiotiske skader dominerte på særlig Sørlandet, mens soppangrep på furu var vanligst i Midt-Norge. På Vestlandet og i Midt- og Nord-Norge var andelen uidentifiserte skader høy.

**Bjørk:** Skader med abiotiske årsaker utgjorde 31 %, og de aller fleste av disse skyldtes snø (snøbrekk). Abiotiske skader var den dominerende skadeårsaken på bjørk på Sør-, Øst- og Vestlandet. Angrep av bjørkemålere utgjorde 16 % av skadene på landsbasis. Bjørkemålerangrep preget fortsatt skadebildet i bjørkeskogen i Midt- og Nord-Norge (se kap. 3). Sopper var ansvarlige for bare 3 % av skadene, og det ble ikke registrert angrep av bjørkerustsopp i 2020.

**Andre løvtrær:** Andre løvtrær hadde høyest andel skader med abiotiske årsaker (33 %) med snø som den viktigste enkeltfaktoren. Det ble ikke observert tørkeskader i denne gruppen av treslag i 2020. Insekter og sopp sto for hhv. 10 % og 9 % av skadene, og vilt og beitedyr for 9 %. Mens abiotiske skader dominerte på Sør- og Østlandet, var insektskader et problem for løvtrærne på Vestlandet og i Midt-Norge. De fleste beiteskadene ble observert i Midt- og Nord-Norge. Hos gråor dominerte skader av snø og målere. For de fleste skadene på eik kunne årsaken ikke fastslås i felt. Hos rogn ble det registrert flest skader av snø og hjortedyr, mens osp for det meste hadde uspesifikke skader som ikke lot seg identifisere i felt. Selje var først og fremst skadet av sopper og snø. Askeskuddsyken var den vanligste skadeårsaken på ask.



Figur 10. Prosentvis fordeling av grupperte skadeårsaker registrert i 2020.

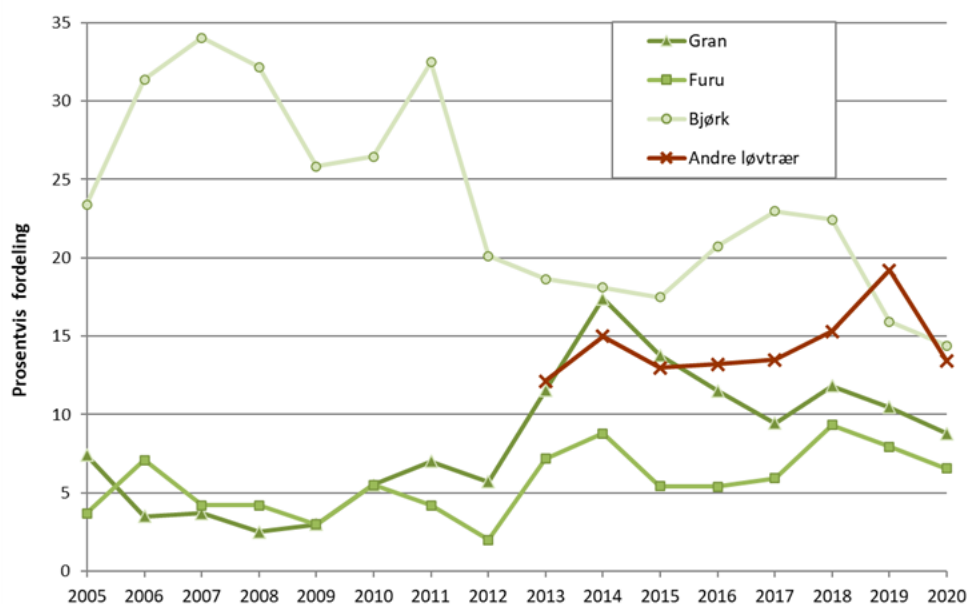


For alle treslag sett under ett ble det registrert flest skader forårsaket av abiotiske faktorer (28 %), fulgt av insekter (9 %), sopp (5 %), vilt og beitedyr (4 %) og direkte menneskelig aktivitet (1 %). For 52 % av skadene kunne årsakene ikke identifiseres i felt. For alle treslag var andelen uidentifiserte skadeårsaker 7 %-poeng høyere enn året før, og vesentlig høyere for gran (66 %) enn for de andre treslagene. Men også hos furu og bjørk forble nesten halvparten av årsakene til skader uidentifiserte. Minst, men likevel betydelig, var andelen uidentifiserte skadeårsaker hos andre løvtrær (39 %). En stor del av de uidentifiserte skadene skyldes observasjoner av nokså uspesifikke symptomer, som f.eks. døde eller knekte greiner, kvister og toppskudd, som er vanskelig å tilordne en bestemt årsak. Hos bjørk er det rimelig å anta at en stor andel av uidentifiserte skader på blader og greiner er forårsaket av målere, men uten at det med sikkerhet har blitt fastslått i felt. Knekte eller døde greiner kan for eksempel også skyldes snøbrekk eller vindpåvirkning.

### Skadeutvikling over tid

Hos gran ble det samlet sett registrert færre skader i 2020 sett i forhold til i 2018 og 2019 (Figur 11). Angrep av granrustsopp, som hadde sin topp i 2014, fortsatte å minke i 2020, det samme gjorde abiotiske skader.

Skadenivået hos furu gikk også ned i 2020. Forekomsten av abiotiske skader avtok og insektskader ble (nesten) ikke registrert, mens det var en liten økning i soppskader.



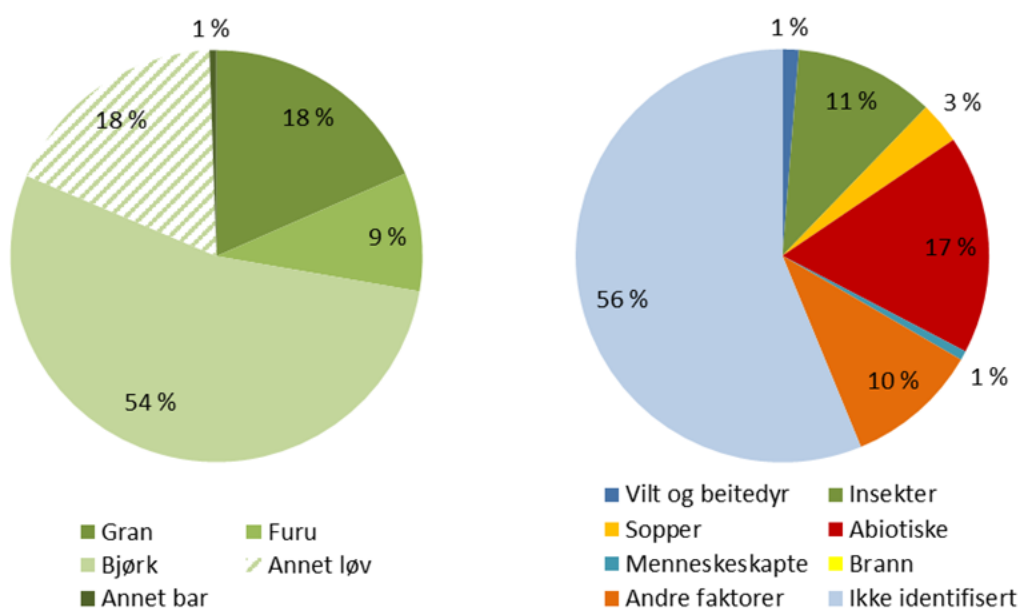
Figur 11. Utvikling i samlet skadefrekvens hos gran, furu og bjørk 2005–2020 og hos andre løvtrær 2013–2020.

Bjørk har i de fleste årene siden 2005 hatt et betydelig høyere skadenivå enn gran og furu (Figur 11). Antall skader økte i 2016 og 2017 etter noen stabile år, men har siden avtatt og nådde i 2020 det laveste nivået siden skaderegistreringene startet i 2005. Angrep av bjørkemålere har gått jevnt tilbake siden den siste toppen i 2017. De ellers så vanlige bjørkerustsoppangrepene ble ikke registrert i 2020. Antall abiotiske skader ble noe redusert.

Skadenivået hos andre løvtrær sank kraftig i 2020 etter toppen i 2019 (Figur 11). Det var særlig skader forårsaket av vilt/beitedyr og abiotiske faktorer som avtok. Det ble ikke registrert tørkerelaterte skader på andre løvtrær i 2020, noe som var vanlig forekommende i 2019 og til dels også i 2018. Skadenivået sank hos eik, osp, rogn og selje sammenlignet med året før, mens det var uforandret hos gråor.

### Døde trær

Mer enn halvparten av trærne som hadde dødd på Landsskogtakseringens prøveflater siden forrige registrering på de samme flatene i 2015 var bjørketrær (54 %), mens 18 % var grantrær, 9 % furutrær og 18 % andre løvtrær (for det meste gråor, osp og rogn) (Figur 12, venstre). For mer enn halvparten (56 %) av de døde trærne kunne dødsårsaken ikke fastslås med sikkerhet. Den viktigste kjente årsaken som førte til trærns død var abiotiske faktorer (17 %), først og fremst snø og tørke (Figur 12, høyre). Deretter var det insekter (11 %) som forårsaket trærns død. Undertrykte trær (andre faktorer) som døde utgjorde 10 %, mens sopper bare sto for 3 %. Tørke var den viktigste av de identifiserte enkeltårsakene til at grantrær døde, etterfulgt av granbarkbiller og snø. Hos furu var det angrep av tyritopp-sopp som førte til flest døde trær. Hos bjørk var det hovedsakelig målere og snøbrekk som tok livet av trærne. Dødsårsaken hos andre løvtrær lot seg som oftest ikke identifisere i felt. Men av de identifiserte årsakene var det først og fremst snø som tok livet av gruppen andre løvtrær.



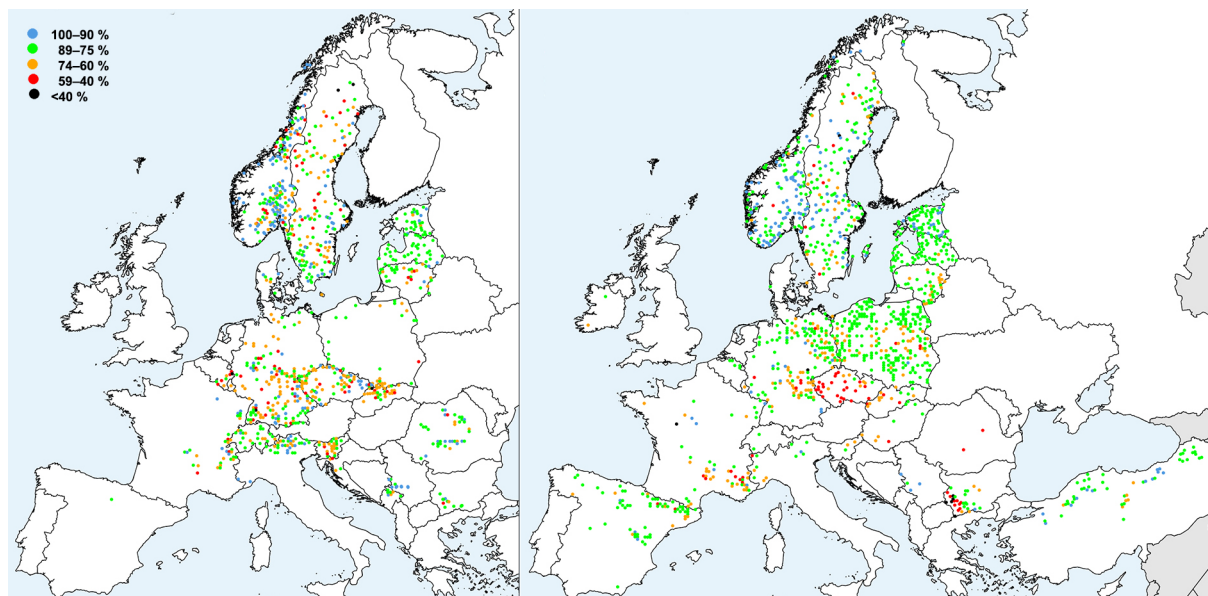
Figur 12. Trær på Landsskogtakseringens prøveflater som har dødd siden forrige registreringen på de samme flatene i 2015. Prosentvis fordelt på treslag (venstre) og dødsårsak (høyre).

## 1.4 Diskusjon

Utvalget av flater og trær som inngår i overvåkingen varierer fra år til år som følge av Landsskogtakseringens metodikk der hver flate oppsøkes hvert femte år. Dermed kan både antall og alder av overvåkingstrærne variere fra år til år, og det kan i tillegg være variasjoner i antall trær pr. landsdel. Over tid vil likevel trender i utviklingen av kronetetthet bli tydelige i og med at de samme flatene og de samme trærne inngår i overvåkingen hvert 5. år (med unntak av flater og trær som har blitt avvirket, stormfelt o.l.). I 2020 var 92 % av prøveflatene de samme som i 2015. Metodikken gjør også at noen av de registrerte skadene kan være opptil 5 år gamle. Det er likevel for de fleste skadene mulig å skille mellom årets og eldre skader ved å kombinere årsak med symptomer og skadet del (jf. kap. 3). Hos løvtrærne vil skader på blader opplagt stamme fra inneværende sesong, det samme gjelder skader som er registrert på årets nåleårgang hos bartrærne.

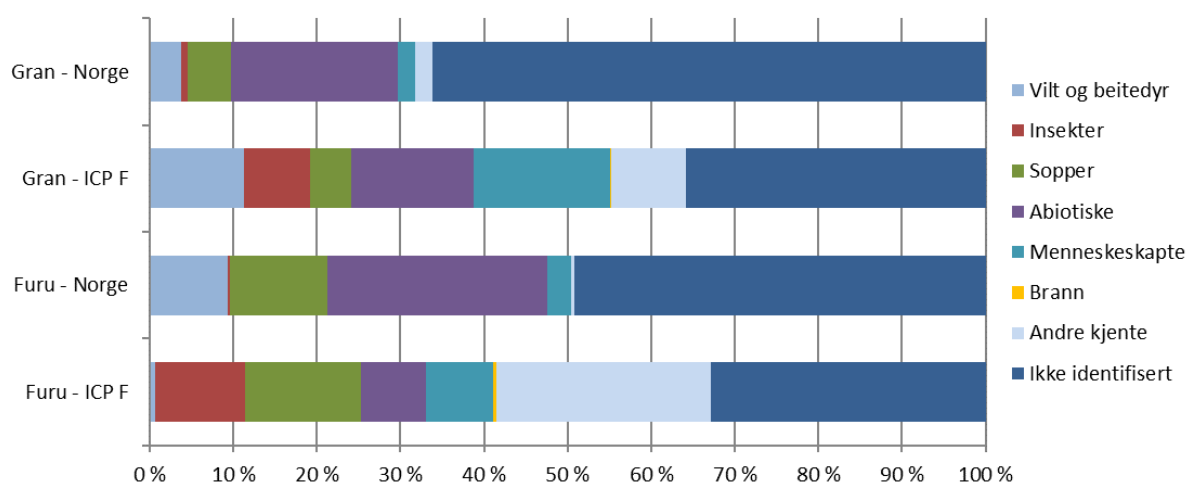
Gran og furu finnes i de fleste europeiske land og utgjorde hhv. 12 og 17 % av treantallet på ICP Forests' Level I flater i 2020 (Timmermann m. fl. 2021, Figur 13). Grunnet den store geografiske utbredelsen og til dels vide økologiske nisjer, vil disse artene stå overfor svært forskjellige utfordringer mht. klima og skadelige sopp- og insektarter.

Både gran og furu i Norge har høyere gjennomsnittlig kronetetthet sammenlignet med trær på ICP Forests Level I flater i andre land i Europa (hhv. 7,5 og 10,7 %-poeng høyere). Noen regioner i Mellom-Europa har slitt med tørke over flere år som har gitt utslag i lav kronetetthet hos gran og furu. Dette gjelder særlig i Tsjekia, Slovakia og deler av Tyskland (Figur 13). Granskogen i lavereliggende områder i de samme regionene har dessuten vært utsatt for omfattende barkbilleangrep de siste årene.



Figur 13. Forekomsten av gran (*Picea abies*, venstre) og furu (*Pinus sylvestris*, høyre) på ICP Forests Level I flater i 2020 (kart etter Timmermann m. fl. 2021). Fargene på symbolene indikerer gjennomsnittlig kronetetthet på hver flate (legende øverst til venstre).

Fordelingen av skadeårsaker tyder på at det er forskjeller mellom Norge og andre europeiske land i hvilke skadegjørere som har størst betydning for helsetilstanden hos gran og furu (Figur 14).



Figur 14. Prosentvis fordeling av skadesymptomer på gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*) i den landsrepresentative skogovervåkingen i Norge og på ICP Forests Level I flater i 2020 (data for ICP Forests fra Timmermann m. fl. 2021).

Mens hhv. 20 og 26 % av gran- og furutrærne i Norge var skadd av abiotiske faktorer som snø, vind og tørke i 2020, hadde bare 15 % av grantrærne og 8 % av furutrærne på ICP Forests Level I flater i andre europeiske land skader med abiotiske årsaker (Timmermann m. fl. 2021). Insektangrep på gran og furu var mye vanligere på ICP Forests flatene i andre land i Europa enn i Norge, mens forekomsten av soppangrep var omtrent likt for begge treslag. Andre faktorer som konkurranse mellom trærne (om lys, næring og kronerom) i tette bestand og menneskelig aktivitet, hadde langt større betydning for helsetilstanden til gran og furu i det europeiske Level I nettet enn tilfellet var i Norge. Andelen uidentifiserte skadeårsaker på ICP Forests Level I flater var også høyere for gran enn for andre treslag, men var likevel vesentlig lavere ellers i Europa enn i Norge (Timmermann m. fl. 2021, Figur 14). Det er nok flere årsaker til at andelen uidentifiserte skader, og da særlig for gran, er såpass høy: i) Ofte blir nokså uspesifikke symptomer observert og registrert i felt, som er vanskelig å tilordne en bestemt årsak uten videre analyser. ii) For å kunne identifisere spesifikke skader kan det være behov for eksperter eller trente patologer/entomologer. iii) Kunnskapsnivået blant feltarbeiderne varierer innen land og mellom land. Generelt vil opplæring gjennom kurs i skadebestemmelse, ledet av eksperter, kunne forbedre kunnskapen om skadegjørere hos feltarbeiderne. Uten informasjon om hvilke faktorer som påvirker trærnes helse vil det være vanskeligere å tolke resultatene fra kronebedømmelsen.

## Litteraturreferanser

- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D., Seletković, I., Schröck, H.-W., Nevalainen, S., Bussotti, F., Garcia, P., Wulff, S. 2020. Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 50 p. + annex. ISBN: 978-3-86576-162-0. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. Published online 05/21.
- Ferretti, M. 2020. Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality. In FOREST EUROPE 2020: State of Europe's Forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (eds.) 2021. Forest condition in Europe: The 2021 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde: Thünen Institute, *in prep.*
- Timmermann, V., Andreassen, K. & Hysten, G. 2012. Helsetilstanden i norske skoger. Resultater fra den landsrepresentative skogovervåkingen i 2011. Rapport fra Skog og landskap 11/12: VIII, 26 s.
- Timmermann, V., Potočić, N., Ognjenović, M. & Kirchner, T. 2021. Tree crown condition in 2020. In: Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (eds.) 2021. Forest condition in Europe: The 2021 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde: Thünen Institute, *in prep.*
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.) 2016. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde. ISBN: 978-3-86576-162-0. Revised 2016. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- Viken, K.O. 2020 Landsskogtakseringens feltinstruks – 2020. NIBIO BOK 2020: 156 s + vedlegg.

## 2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene

Volkmar Timmermann, Nicholas Clarke, Jørn-Frode Nordbakken (NIBIO), Wenche Aas og Sverre Solberg (NILU)

### 2.1 Innledning

På de intensive skogovervåkingsflatene (ICP Forests Level II) går man mer i dybden med analyser av skogøkologiske forhold og økosystemprosesser, som sammen med registrering av kronetilstand bidrar til en bedre forståelse av de enkelte stressfaktorens betydning for skoghelsen. De norske flatene er en del av ICP Forests' Level II nettverk med totalt ca. 500 flater i mange land i Europa. Det europeiske overvåkingsprogrammet framskaffer viktige data for karbonbudsjetter, om biomangfold, grunnvannskvalitet, næringscykluser og klimaendringens innvirkning på skogen. Våre norske data rapporteres årlig til ICP Forests og inngår dermed i den europeiske skogovervåkingen og rapporteringen (Michel m. fl. 2021), men data fra ICP Forests' langtidsserier brukes først og fremst i mange internasjonale studier<sup>5</sup> og vitenskapelige publikasjoner<sup>6</sup>.

### 2.2 Metoder

#### 2.2.1 Overvåkingsflater

I Norge var det tre intensive skogovervåkingsflater i 2020 (Figur 15). Tabell 2 gir en oversikt over viktige karaktertrekk ved flatene. Flatene i Birkenes og Hurdal har et areal på omkring ett dekar, mens flata i Osen er på rundt tre dekar. Alle flatene er omgitt av en ytre sone hvor enkelte av registreringene foretas. Skogen på flatene er dominert av gran. Innblanding av furu forekommer, og er størst i Osen. Her registreres kronetilstand både hos gran og furu. Overvåkingen startet i Birkenes i 1986, i Osen i 1987 og noen år seinere i Hurdal i 1996.

Tabell 2. Oversikt over de intensive overvåkingsflatene. Hoh = Høyde over havet. Alder = Bestandsalder.

Flatenavn	Treslag	Areal (daa)	Bonitet (H40)	Alder 2017	Hoh (m)	Tre-antall	Etablering	Vegetasjons-type	Startår
Birkenes (BI)	Gran	1,12	12,9	132	200	149	Naturlig	Bærlyngskog	1986
Hurdal (HU)	Gran	1,03	17,0	90	280	74	Naturlig	Blåbærskog	1996
Osen (OS)	Gran+furu	3,15	12,4	164	560	391	Naturlig	Bærlyngskog	1987

<sup>5</sup> <http://icp-forests.net/page/project-list>

<sup>6</sup> <http://icp-forests.net/page/scientific-publications>





Figur 15. Lokalisering av de intensive overvåkingsflatene.

## 2.2.2 Måleprogram

Med unntak for luftmålinger har alle flatene et nesten identisk måleprogram. Metodene er iht. ICP Forests' manual (UNECE 2016), som også anvendes i de andre europeiske land. I måleprogrammet inngår vurdering av trærnes kronetilstand, tilvekstmålinger, analyser av kjemisk innhold i jord, luft, nedbør, jordvann og barnåler, samt analyser av skogsvegetasjonen (Tabell 3). Enkelte registreringer utføres årlig eller med flere års mellomrom, mens noen målinger foretas kontinuerlig eller med bare en til to ukers mellomrom.

Tabell 3. Måleprogram og frekvens på de intensive overvåkingsflatene.

Målinger	Flater	Frekvens
Kronetilstand	Alle flater	Årlig
Tilvekst	Alle flater	Hvert femte år
Jordkjemi	Alle flater	Hvert tiende til tjuende år
Barnålkjemi	Alle flater	Annethvert år
Nedbør (Fritt fall)	Alle flater	Kontinuerlig (NILU i BI og HU, NIBIO i OS)
Nedbør (Kronedrypp)	Alle flater	Kontinuerlig
Jordvann	Alle flater	Kontinuerlig i vekstsesongen
Vegetasjon	Alle flater	Hvert femte år
Strøfall	-	Avsluttet i 2011
Meteorologi	BI, HU	Kontinuerlig (NILU)
Luftkjemi	BI, HU	Kontinuerlig (NILU)
Fenologi	-	Utføres ikke i Norge
Ozonskader	-	Utføres ikke i Norge

### **Trærnes kronetilstand**

Kronebedømmelse er en subjektiv vurdering av trærnes kronetilstand basert på registreringer av blant annet kronetetthet, kronefarge, skader, blomst- og konglemengde etter ICP Forests' standardmetoder (Eichhorn m. fl. 2020), med særlig vekt på registrering av biotiske og abiotiske skader og deres årsaker. Kronebedømmelse utføres med kikkert på alle gran- og furutrær som ikke er undertrykt, har toppbrekk eller andre betydelige mekaniske skader. Kronetetthet er definert som mengden av levende bar i krona, oppgitt i prosent (0-99 %) av en antatt fulltett krone, der det er tatt hensyn til treets potensial på voksestedet og dets sosiale status (Kraftklasse). Redusert barmasse som følge av påvirkning fra nabotrær, naturlig utskygging eller blomstring skal ikke registreres som redusert kronetetthet. Feltarbeidet i 2020 ble utført 17.8. i Birkenes, 31.8.–1.9. i Osen og 21.9. i Hurdal.

### **Kjemiske komponenter i luft**

Målinger av forurensning i luft og nedbør, atmosfæriske tilførsler, utføres av Norsk institutt for luftforskning (NILU, Aas m. fl. 2021). I 2020 ble svovel- og nitrogenforbindelser i luft målt på fire stasjoner i Fastlands-Norge (Birkenes, Hurdal, Kårvatn og Tustervatn), hvorav to er tilknyttet intensive skogovervåkingsflater (BI, HU). Innholdet av magnesium (Mg), kalsium (Ca), kalium (K), klorid (Cl<sup>-</sup>) og natrium (Na<sup>+</sup>) i luft ble også bestemt. Prøver ble tatt døgnvis.

Konsentrasjonen av bakkenært ozon ble målt med UV-monitor på syv stasjoner på fastlandet i 2020: Birkenes (Aust-Agder), Haukenes (Telemark), Prestebakke (Østfold), Hurdal (Akershus), Sandve (Rogaland), Kårvatn (Møre og Romsdal) og Tustervatn (Nordland).

### **Kjemiske elementer i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog**

Metodikken for innsamling og analyse av frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann er den samme som i tidligere år. Dette gjør det mulig å se på langtidstrender over de siste 30 årene og å sammenligne mellom årene. Frittfallende nedbør i Birkenes og Hurdal samles in hvert døgn og er analysert av NILU, mens frittfallende nedbør i Osen og kronedrypp på alle målestasjoner er samlet inn annenhver uke om vinteren og hver uke om sommeren. Jordvann er samlet inn hver uke i den frost- og telefrie delen av året. Frittfallende nedbør er innsamlet på ei åpen flate nær skogen med 3 innsamlere omtrent 1,5 m over bakken, mens kronedrypp er samlet inne i skogen med 10 innsamlere omtrent 50 cm over bakken. Lysimeter for jordvannprøvetaking er sonder, unntatt platelysimeter ved 15 cm jorddybde i Birkenes. De er plassert slik at de suger jordvann fra omkring den nedre grensen av humussjiktet (5 cm jorddybde), og fra både øvre og nedre del av mineraljorda (15 og 40 cm jorddybde). Det er normalt tre lysimeter på hver dybde. Prøvene ble slått sammen til en prøve for hver 4-ukers periode og kjemiske analyser ble utført på NIBIOs kjemiske laboratorium etter metodene beskrevet av Ogner m. fl. (1999). Volumveide årsmiddelkonsentrasjoner er beregnet for noen elementer og forbindelser i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann, mens pH er beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier av H<sup>+</sup>-aktivitet. For frittfallende nedbør og kronedrypp er avsetning, dvs. årlig mengde per hektar, beregnet som konsentrasjon ganget med vannmengde. Ledningsevne er ikke volumveid. Der konsentrasjonen har vært under deteksjonsgrensen, er den satt lik halve deteksjonsgrensen. Sjøsaltkorrigerte konsentrasjoner av sulfat-S (ikke marint, nmSO<sub>4</sub>-S) er beregnet ut fra klorid- (Cl<sup>-</sup>) konsentrasjoner med formelen: nmSO<sub>4</sub>-S = SO<sub>4</sub>-S - (0,054 \* Cl<sup>-</sup>), der vi antar at Cl<sup>-</sup> har sin opprinnelse kun fra sjøsalt og er upåvirket av økosystemprosesser i skogen, noe som stemmer godt for flater med høy kloridavsetning (Svensson m. fl. 2012).

### **Vegetasjonsanalyser**

Overvåkingsfeltet i Hurdal ligger i blåbærdominert granskog ca. 270 moh., og inngår bioklimatisk i overgangsseksjon (OC) og sørboreal sone (SB) (Moen 1998). Berggrunnen, som består av dypbergarten kvartssyenitt (Lutro 2001), er dekket av morenejord. Noen mindre torvmarksområder forekommer utenfor overvåkingsområdet. Området har over lengre tid vært påvirket av beite fra et mindre antall storfe og sau. Beitetrykket har trolig vært nokså konstant i overvåkingsperioden. Deler av området har fått noe økt lystilgang på bakkenivå det siste tiåret forårsaket av en hogst vest for

overvåkingsfeltet (Figur 16). I siste periode ble det registrert noen døde/døende grantrær, særlig i vestlige deler av området. Feltarbeidet i 2020 ble utført i månedsskiftet juli-august.

Meteorologiske målinger fra Gardermoen, ca. 20 km sør for overvåkingsfeltet i Hurdal, antyder mer nedbør i løpet av vekstsesongen det siste tiåret, særlig fra juni til september, mens to-månedlige middeltemperaturer ikke har endret seg mye i overvåkingsperioden (1999 til 2020).

Overvåking av bakkevegetasjon i Hurdal ble etablert i 1999 ved at 50 permanent merkede vegetasjonsflater på 1 x 1 m ble fordelt like utenfor den ca. 33 x 33 m store intensive overvåkingsflata (Solberg m. fl. 2000). Hver vegetasjonsflate à 1 m<sup>2</sup> deles opp i 25 småruter (Figur 16). De 50 flatene gir et representativt utvalg av blåbærskogens vegetasjon i området, og har så langt blitt undersøkt 5 ganger i løpet av en periode på 21 år, hhv i 1999, 2004, 2009, 2015 og 2020 (Solberg m. fl. 2000, Andreassen m. fl. 2005, 2010, Timmermann m. fl. 2016). Fra og med 2004 ble vegetasjonen også registrert i 5 permanente makroflater (7 x 10 m) plassert 10–20 m utenfor overvåkingsflata. Overvåkingen rapportert her omfatter registrering av samtlige plantearters prosent dekning i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt (trær: > 2 m høyde, busk: 0,8–2,0 m høyde, feltsjikt: < 0,8 m høyde, bunnsjikt: moser og lav). I denne rapporten benyttes makroflatene kun for å registrere eventuelle tilleggsarter.

Årsaker til vegetasjonsendringer i overvåkingsperioden ble vurdert på grunnlag av variasjon i nedbør og temperatur, endringer i nærmiljøet (strømengder, hogst mm.). I tillegg ble den «økologiske tilstanden» beregnet med Ellenbergs indikatortall (Ellenberg m. fl. 1992, Hill m. fl. 2004, 2007), som angir planteartenes preferanser for lys, fuktighet, reaksjon («pH») og nitrogen. For hver av de fire faktorene ble et veiet gjennomsnitt (vektet av artenes dekning; Økland 1990, Såstad & Moen 1995, Diekmann 2005, Aarrestad m. fl. 2011) beregnet for alle vegetasjonsflater. Tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete data, utført i SPSS (IBM SPSS Statistics 28), ble benyttet for å teste om enkeltarters dekning og estimerte indikatorverdier i vegetasjonsflatene viste signifikante endringer fra år til år, eller fra første til siste år.

Nomenklatur for karplanter, moser og lav følger Artsdatabankens artsnavnebase for vitenskapelige navn (<http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>). Bladmosen *Polytrichum formosum* inkluderer noen forekomster av *P. commune*. Levermoseslekta *Lophozia* spp. omfatter primært arten *L. ventricosa*, med noe innslag av *L. obtusa*.



Figur 16. Området i bakkant av bildet er mer lysekspontert grunnet tidligere hogst litt utenfor overvåkingsområdet (venstre). Gran har etablert seg i et fåtall vegetasjonsflater (høyre). Juli 2020. Foto: Jørn-Frode Nordbakken.



## 2.3 Resultater

### 2.3.1 Trærnes kronetilstand

#### Birkenes

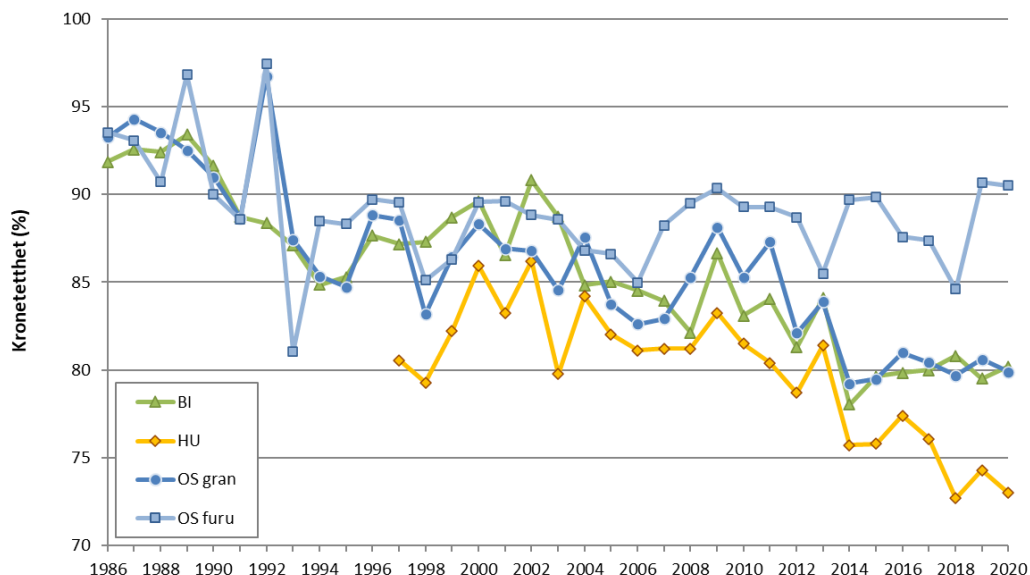
Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran på den intensive overvåkingsflata i Birkenes var på 80,2 % i 2020. I forhold til 2019 betyr dette en liten forbedring i kronetilstanden (Figur 17).

Det ble ikke registrert misfarging på trærne i Birkenes. Flata var ellers fortsatt preget av snøbrekk og vindfall som følge av den snørike vinteren 2018. Et furutre var dødt i 2020 som følge av snøbrekk i krona to år tidligere, 10 grantrær hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i Birkenes og ett hadde skuddavdøing i krona.

#### Hurdal

Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran i Hurdal sank til 73 % i 2020 (Figur 17). Som tidligere hadde flata i Hurdal lavest kronetetthet av alle overvåkingsflater, og gjennomsnittet for trærne på flata lå fortsatt under 75 %.

Nesten en fjerdedel (22 %) av grantrærne hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i 2020. Av disse var 6 sterkt skadet med kronetetthet lavere enn 40 %, hvorav 3 forventes å dø innen kort tid med en kronetetthet under 10 %. Skuddavdøing ble observert på 8 grantrær i Hurdal, og kan blant annet skyldes honningsoppangrep (toppskranting) eller tørke, 3 var angrepet av barkbiller, 2 trær hadde hull etter svartspett og 2 hadde kvaeutflod. Det ble observert omfattende misfarging på flata, nesten like mye som i tørkeåret 2018. Det var 8 nye døde grantrær på flata i Hurdal, de fleste av disse viste tegn til barkbilleangrep.



Figur 17. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet over tid for gran og furu på de intensive overvåkingsflater i Birkenes (BI) og Osen (OS) fra 1986 og i Hurdal (HU) fra 1996.

#### Osen

Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran i Osen var på 79,9 % i 2020, en svak forverring av kronetilstanden i forhold til 2019 (Figur 17). Kronetettheten hos gran i Osen har vært relativt lav (rundt 80 %) men stabil siden 2014. Alle grantrær i Osen var normalt grønne i 2020. Elleve grantrær hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i 2020, to av disse hadde skuddavdøing, men ingen var sterkt skadet. Tre undertrykte grantrær hadde dødd.

Kronetetthet hos furu i Osen lå med 90,5 % i 2020 omtrent på nivå med 2019. Det ble ikke registrert skader, og nesten alle furutrærne i Osen var normalt grønne i 2020.

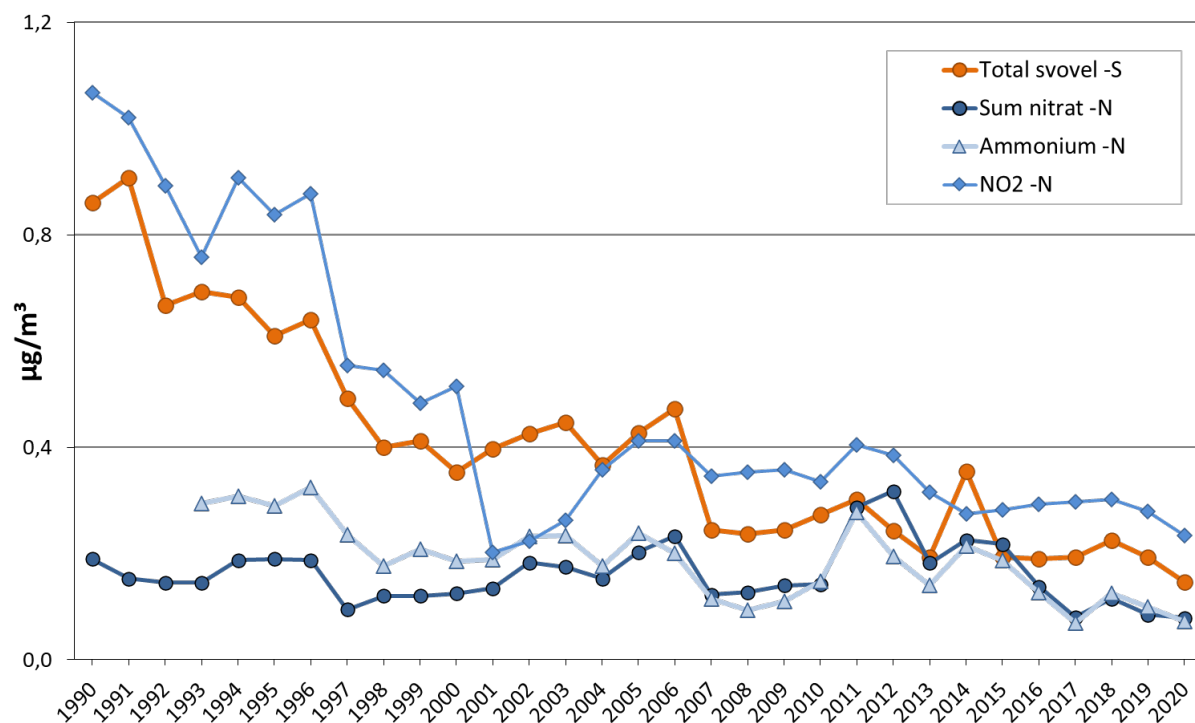
## 2.3.2 Kjemiske komponenter i luft

### Svovel- og nitrogenforbindelser

Observatoriet på Birkenes hadde de høyeste nivåene av svoveldioksid ( $\text{SO}_2$ ) og partikulært sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Den totale avsetningen av forurensing fra atmosfæren er summen av våt- og tørravsetning. Tørravsetning beregnes ved å kombinere luftkonsentrasjonen med estimerte avsetningshastigheter, mens våtavsetning er et produkt av nedbørmengde og konsentrasjonen av komponenter i frittfallende nedbør som diskuteres i kap. 2.3.3. Både tørr- og våtavsetning av svovel- og nitrogenkomponenter var større om sommeren enn om vinteren. Bidraget av tørravsett svovel til den totale avsetning var 18–29 % om sommeren og 2–14 % om vinteren. Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidro med 16–40 % i sommerhalvåret og 4–12 % på vinteren.

Tabell 4. Årsmiddelkonsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) av luftkomponenter på norske bakgrunnsstasjoner i 2020.

Stasjon	$\text{SO}_2$ $\mu\text{g-S}/\text{m}^3$	$\text{SO}_4^{2-}$ $\mu\text{g-S}/\text{m}^3$	$\text{NO}_2$ $\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	sum $\text{NO}_3^-$ $\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\text{NO}_3$ $\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	sum $\text{NH}_4^+$ $\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\text{NH}_4^+$ $\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	Mg $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ca $\mu\text{g}/\text{m}^3$	K $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cl $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Na $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Birkenes	0,06	0,19	0,30	0,17	0,13	0,40	0,15	0,08	0,06	0,07	0,53	0,66
Hurdal	0,03	0,10	0,35	0,08	0,06	0,18	0,08	0,03	0,04	0,05	0,20	0,17
Kårvatn	0,03	0,07	0,15	0,04	0,02	0,46	0,04	0,02	0,03	0,03	0,21	0,18
Tustervatn	0,03	0,08	0,14	0,03	0,02	0,33	0,03	0,03	0,02	0,02	0,42	0,28



Figur 18. Midlere årlige konsentrasjoner i luft av total svovel ( $\text{SO}_2 + \text{SO}_4^{2-}$ ), sum nitrat ( $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrogendioksid ( $\text{NO}_2$ ) på fire norske bakgrunnsstasjoner (Birkenes, Hurdal, Kårvatn, Tustervatn) 1990–2020.



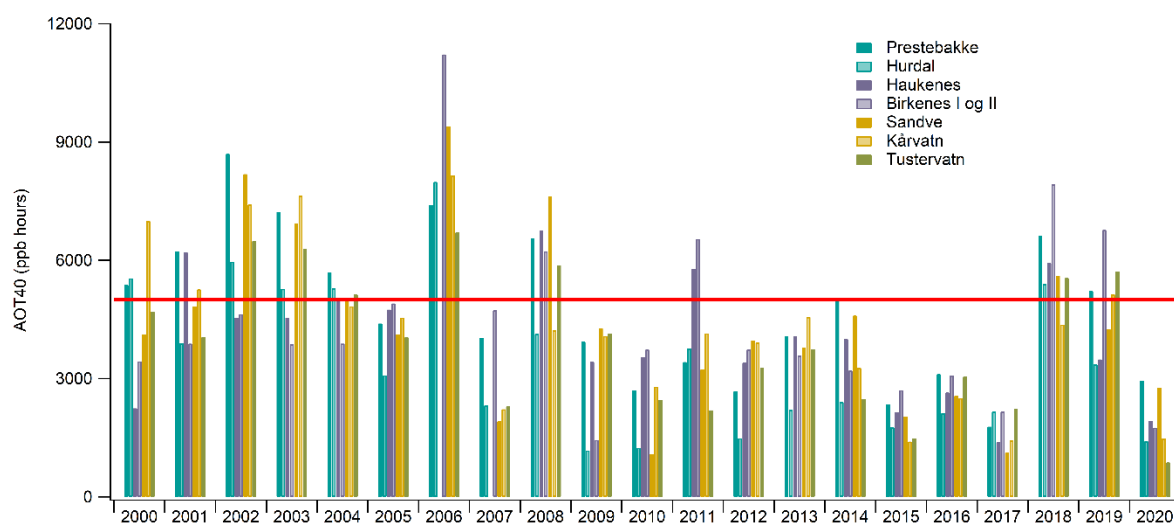
Konsentrasjonene av nitrogen- og svovelkomponenter i luft i 2020 var en del lavere enn i 2019. I et lengre perspektiv har det vært en betydelig nedgang (Figur 18). Reduksjonene for svovelkomponenter med 1990 som referanseår har vært større enn 87 % for svoveldioksid og mellom 75–91 % for sulfat i luft, mens med 2000 som referanseår lå reduksjonene på hhv. 53–82 % og 65–90 %. Årsmiddelkonsentrasjonen av ammonium i luft viser en signifikant reduksjon på ca. 50 % fra 1990, mens for sum nitrat i luft er det kun signifikant reduksjon i Hurdal (43 %). Det har imidlertid vært en tydelig og signifikant nedgang for nitrogendioksid (43 % til over 95 %) på alle stasjoner med målinger fra 1990, og fra 2000 en reduksjon på 50–83 %.

### Ozon

Nivåene av bakkenært ozon er i stor grad styrt av værforholdene og vil dermed variere fra år til år avhengig av meteorologien. Grovt sett kan man si at ozonnivået i Norge er en sum av bakgrunnsnivået på den nordlige halvkule og kortvarige episoder (med noen dagers varighet) på toppen av det i sommerhalvåret. Til forskjell fra andre forurensninger utgjør bakgrunnsnivået en stor del av totalnivået for ozon. Ozonepisodene i sommerhalvåret henger gjerne sammen med høytrykk i sør/sørøst med transport av varme luftmasser inn til landet.

UN-ECE og EU opererer med litt ulike definisjoner av grenseverdier knyttet til vegetasjon. Alle grenseverdiene er basert på en langtidseksposering gjennom vekstsesongen, men definisjonene varierer litt med hensyn på hvilke timer av døgnet som skal regnes med. UN-ECE opererer også med ulike grenseverdier for skog og annen vegetasjon.

De tradisjonelle grenseverdiene har vært knyttet til AOT40 (Akkumulert Ozonoverskridelse over Terskelverdien 40 ppb), mens UNECE (Working Group on Effects) i seinere år har anbefalt å gå over fra AOT40 til såkalte POD-verdier (Phytotoxic Ozone Dose), som gir et bedre mål for den faktiske fluksen av ozon inn i plantene og dermed et bedre mål for skadene. Ulempen med POD-verdier er at disse krever modellberegninger med detaljerte data for lokal meteorologi og vegetasjon som ofte ikke er tilgjengelig på stasjonene. Av den grunn brukes fortsatt AOT40 i stor grad ved rapportering av effekter av ozon på vegetasjon, men det er viktig å være klar over begrensningene ved AOT40 som indikator.



Figur 19. Seksmåneders AOT40-verdi (april–september) for årene 2000–2020. UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog er markert i figuren. AOT40 = Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m<sup>3</sup>).

UNECEs tålegrense («critical level») for skog ligger på 5000 ppb-timer for 6-måneders AOT40 (april–september) og er vist i Figur 19 sammen med de målte AOT40-verdiene på de norske stasjonene i

perioden 2000–2020. Figuren viser at det har vært overskridelser av tålegrensen for skog i Norge i rundt halvparten av årene siden 2000. I 2020 var det ingen overskridelser av denne grenseverdien. Høyest var verdien på Prestebakke med 2952 ppb-timer.

EUs langtidsmål for beskyttelse av planter, tre-måneders AOT40 < 3000 ppb-timer basert på perioden mai–juli, ble heller ikke overskredet i 2020. Høyest var verdien på Sandve med 1507 ppb-timer.

Generelt var det lave ozonnivåer i Norge i 2020. Sammenligninger med tidligere år viser at både antall episoder og det generelle bakgrunnsnivået var lavt.

### 2.3.3 Kjemiske komponenter i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

#### Nedbør og kronedrypp

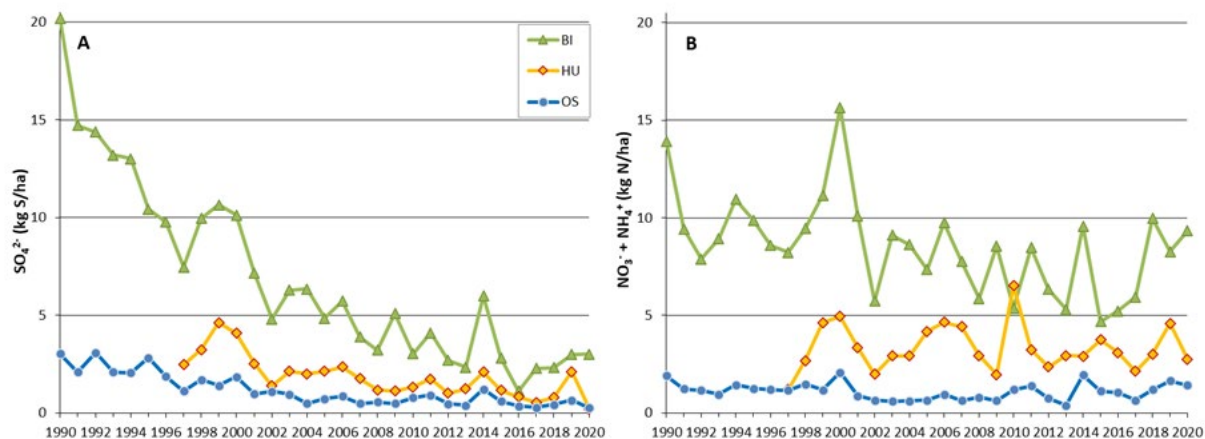
Nedbørsmengde (mm), pH, og beregnet avsetning av noen grunnstoffer og forbindelser i frittfallende nedbør og kronedrypp i 2020 er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Nedbørsmengde (mm), pH, og deposisjon av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (kg/ha/år) i 2020.

Tot-N = total N, nm = ikke-marint, M = manglende verdi. Data for frittfallende nedbør i BI og HU er fra NILU, øvrige data fra NIBIO.

Flate	mm	pH	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	SO <sub>4</sub> -S	nmSO <sub>4</sub> -S	Ca	K	Mg	Na	Cl <sup>-</sup>
<b>Frittfallende nedbør:</b>												
BI	2286	5,04	6,46	6,64	M	6,33	3,63	3,55	1,99	3,80	32,18	55,58
HU	1441	5,20	2,77	2,9	M	1,90	1,49	1,48	0,96	0,58	4,97	8,05
OS	708	5,29	1,06	1,63	2,90	0,78	0,60	0,28	0,62	0,08	1,88	3,75
<b>Kronedrypp:</b>												
BI	1945	5,22	4,47	4,86	10,70	6,81	3,02	5,45	18,83	4,01	38,86	70,02
HU	836	5,29	1,25	1,51	3,68	0,84	0,21	1,17	14,66	0,44	5,45	11,62
OS	492	5,13	0,93	0,49	2,21	0,49	0,26	0,89	6,95	0,28	2,19	4,48

Som i tidligere år er avsetning av forsurende stoffer (uorganisk nitrogen og ikke-marint sulfat) høyere i Birkenes enn i Hurdal og Osen, grunnet kortere avstand til forurensningskildene lengre sør i Europa. Figur 20 viser langtidstrender i avsetning av ikke-marint SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> og uorganisk nitrogen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) i kronedrypp på de tre intensive flatene.



Figur 20. Langtidstrender i (A) ikke-marint SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> og (B) uorganisk nitrogen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) i kronedrypp i kg/ha.

## Jordvann

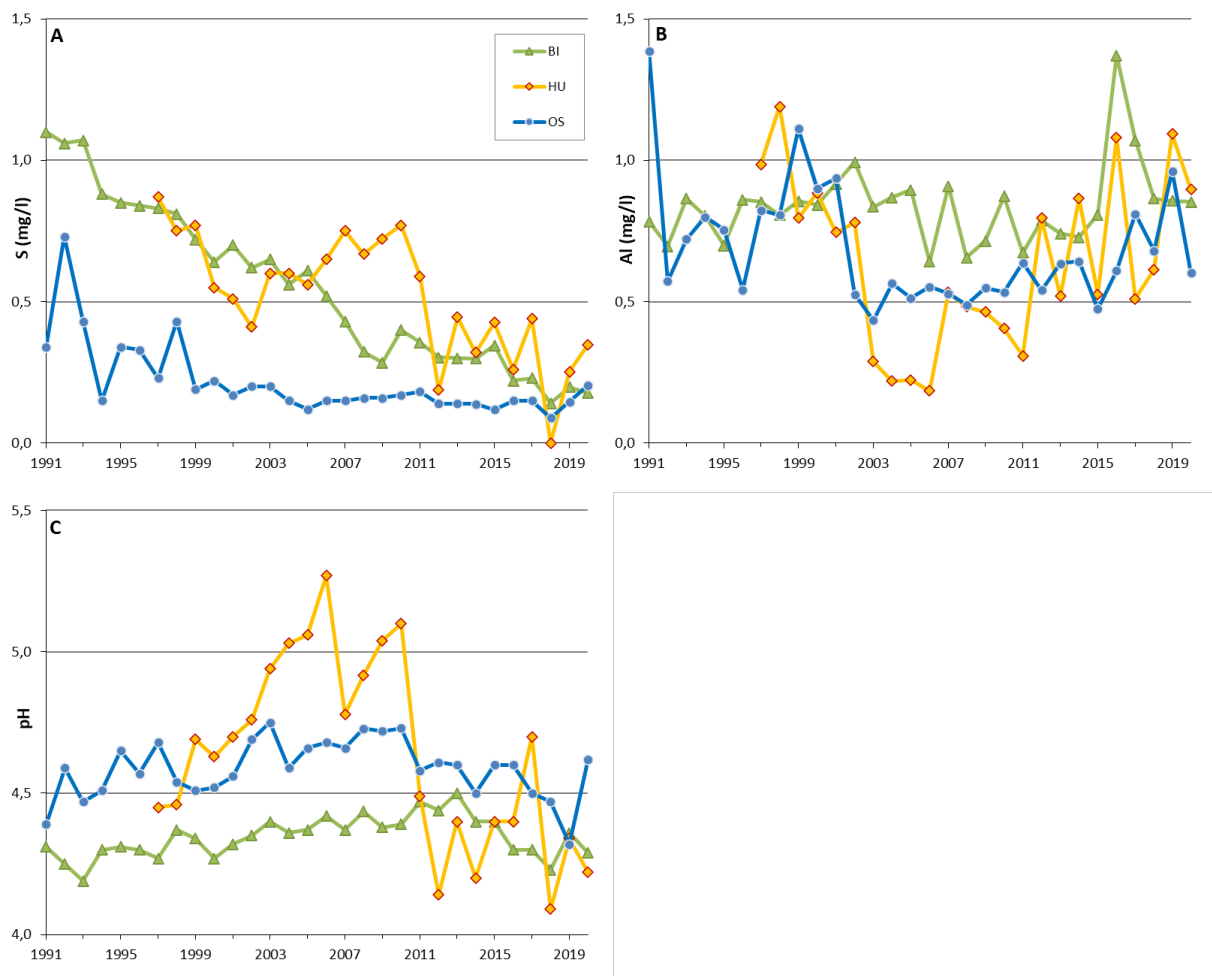
Tabell 6 viser volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av noen kjemiske grunnstoffer og forbindelser (unntatt ledningsevne, som ikke er volumveid) og pH i jordvann i 2020.

Tabell 6. Volumveide middelkonsentrasjoner (mg/l) av kjemiske grunnstoffer og forbindelser i jordvann i 2020.

Led = ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ikke volumveid), Tot = total, nm = ikke marint, \* = platelysimeter, øvrige lysimeter er sonder. Alle data er fra NIBIO.

Flate	Sjikt	Led	pH	Tot-Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	SO <sub>4</sub> -S	nm SO <sub>4</sub> -S	Cl <sup>-</sup>
BI	15*	34	4,29	0,85	0,15	0,16	0,09	0,11	0,001	2,23	0,06	0,03	0,31	0,18	2,5
BI	40	32	4,73	0,41	0,16	0,05	0,14	0,22	0,001	3,20	0,06	0,03	0,68	0,38	5,4
HU	5	52	4,05	0,81	0,19	0,28	1,43	0,06	0,018	1,13	0,08	0,03	0,21	0,16	0,8
HU	15	41	4,22	0,90	0,41	0,23	0,65	0,09	0,027	1,71	0,07	0,03	0,42	0,35	1,4
HU	40	10	5,39	0,05	0,07	0,00	0,14	0,03	0,026	1,31	0,04	0,03	0,47	0,41	1,1
OS	5	37	4,24	1,12	0,47	0,93	0,45	0,42	0,060	1,01	0,14	0,03	0,18	0,12	1,2
OS	15	19	4,62	0,60	0,26	0,63	0,50	0,27	0,010	0,82	0,13	0,05	0,25	0,20	0,8
OS	40	12	4,94	0,49	0,14	0,05	0,45	0,13	0,011	0,76	0,05	0,03	0,36	0,31	1,0

Langtidstrender for total Al, ikke-marint SO<sub>4</sub>-S og pH i jordvann ved 15 cm dybde på de tre flatene er vist i Figur 21.



Figur 21. Langtidstrender i (A) ikke-marint SO<sub>4</sub>-S (mg/l), (B) total Al (mg/l) og (C) pH i jordvann fra 15 cm-sjiktet.

## 2.3.4 Vegetasjonsanalyser

### *Endringer for enkeltarter og artsgrupper*

Totalt antall registrerte arter har variert litt, fra 34 i 1999 til 36 i 2004, 41 i 2009, 39 i 2015 og 35 i 2020. Ved hver av de fire første analyseårene ble det i snitt registrert 12–13 arter pr. vegetasjonsflate, mens antallet var 11 i 2020. Det var typisk 5 arter i feltsjiktet ved de tre første registreringene, mens det var i underkant av 4 i 2020. Fra 1999 til 2009 økte antall arter i bunnsjiktet fra 7 til 8, for deretter å avta til 6 i 2020. I de fem makroflatene ble det samlet registrert 30 arter, som alle også ble påvist i vegetasjonsflatene.

I **tresjiktet** var gjennomsnittlig dekning av grantrær relativt stabil på omkring 30 %, uten signifikante endringer fra 1999 til 2020. En liten reduksjon fra 1999 til 2004 kan skyldes avdøing, og en liten økning fra 2015 til 2020 kan henge sammen med overgang fra busk til tresjikt (Tabell 7). Det fantes ingen trær av bjørk og rogn, og i busk- og feltsjiktet var dekningen av disse artene alltid under 1 %. Selv om dekningen av små granplanter i feltsjiktet i alle år var mindre enn 2 %, gikk den signifikant tilbake fra 1999 til 2020, fra forekomst i 42 av 50 vegetasjonsflater til kun 9. Fra 1999 til 2020 var det en signifikant økning i antall småruter med granplanter i busksjiktet (fra 2 til 10), noe som kan tilskrives naturlig tilvekst.

Ved siste registrering ble det kun påvist 14 arter i **feltsjiktet**, inkludert småplanter av gran, bjørk og rogn. Bortsett fra 1999, hvor midlere dekning i vegetasjonsflatene var drøyt 41 %, har feltsjiktdekningen vært ca. 60 % (av dette utgjorde lyng mer enn tre fjerdedeler).

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) har i alle år vært den dominerende arten i feltsjiktet, og ble ved de fire siste analyseårene påvist i samtlige vegetasjonsflater. Dekningen av blåbær økte signifikant fra 1999 til 2004, og fra 2009 til 2015 (til 49 %), og viste en signifikant økning fra 1999 til 2020. Antall småruter med tyttebær (*V. vitis-idaea*) var noenlunde stabilt i overvåkingsperioden, med forekomst i 35 til 39 vegetasjonsflater. For de tre første gjentakene var dekningen opp mot 4 %, men fra 2009 falt dekningen til nær 1 % i 2015 og 2020. Tyttebær gikk signifikant tilbake sett over hele overvåkingsperioden. Det var en positiv korrelasjon mellom dekning av lyng og estimert indikatorverdi for lys.

Graset smyle (*Avenella flexuosa*) ble registrert i om lag halvparten av de 50 vegetasjonsflatene alle analyseår, bortsett fra i 2015, da antallet sank til 21. Med en midlere dekning på 2,2 % eller mindre utgjør smyle et relativt beskjedent innslag, men dekningen økte signifikant i første periode, gikk signifikant tilbake i tredje, og økte signifikant igjen siste periode. Sett over hele overvåkingsperioden fra 1999 til 2020 viste smyle ingen signifikant endring.

Maiblom (*Maianthemum bifolium*), som alle analyseår ble registrert i 24–25 vegetasjonsflater, hadde en midlere dekning på omkring 4 % de fire første analyseårene, men gikk deretter signifikant tilbake, og hadde i 2020 midlere dekning 1,7 %. De tre første analyseårene fantes linnea (*Linnaea borealis*) i om lag 20 av flatene med en midlere dekning på 3 %, men arten gikk signifikant tilbake, og i 2015 og 2020 var dekningen mindre enn 0,5 %. De første tre analyseårene fantes skogstjerne (*Trientalis europaea*) i inntil 5 vegetasjonsflater med dekning under 0,2 %. Fra 1999 til 2020 økte dekningen signifikant (0,1 % til 0,4 %), og skogstjerne ble i 2020 registrert i 12 vegetasjonsflater.

**Bunnsjiktet** i Hurdal er dominert av store bladmoser, mens innslaget av levermoser er beskjedent. Bunnsjiktets midlere dekning i 1999 var 84 %, i påfølgende analyseår 75, 79, 83, og 71 %. Flere av moseartene viser signifikante endringer (Figur 22). Levermosene hadde en midlere dekning på 2,5 % de tre første analyseårene (noe overestimert fordi minste registrerte dekning er 1 %), falt til 2 % i 2015, videre til 0,9 % i 2020. Illustrert ved en noenlunde kontinuerlig tilbakegang for gåsefotskjeggmose (*Barbilophozia lycopodioides*), som fra 2015 til 2020 gikk tilbake fra 17 til 7 vegetasjonsflater. Det var signifikante reduksjoner fra 1999 til 2020.

Bladmoser med størst dekning i 2020 var etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) med 27 % og blanksigd (*Dicranum majus*) med 5 %. Lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*) dekket 23 %, og grantorvmose (*Sphagnum girgensohnii*) 10 %. Etasjehusmose økte signifikant fra 2004 til 2015, og 1999 til 2020, mens blanksigd kontinuerlig gikk signifikant tilbake. Også furumose (*Pleurozium schreberi*) gikk signifikant tilbake, fra en midlere dekning på over 11 % i 1999 til under 2 % i 2020. Både lyngtorvmose og grantorvmose økte signifikant i perioden fra 1999 til 2020.

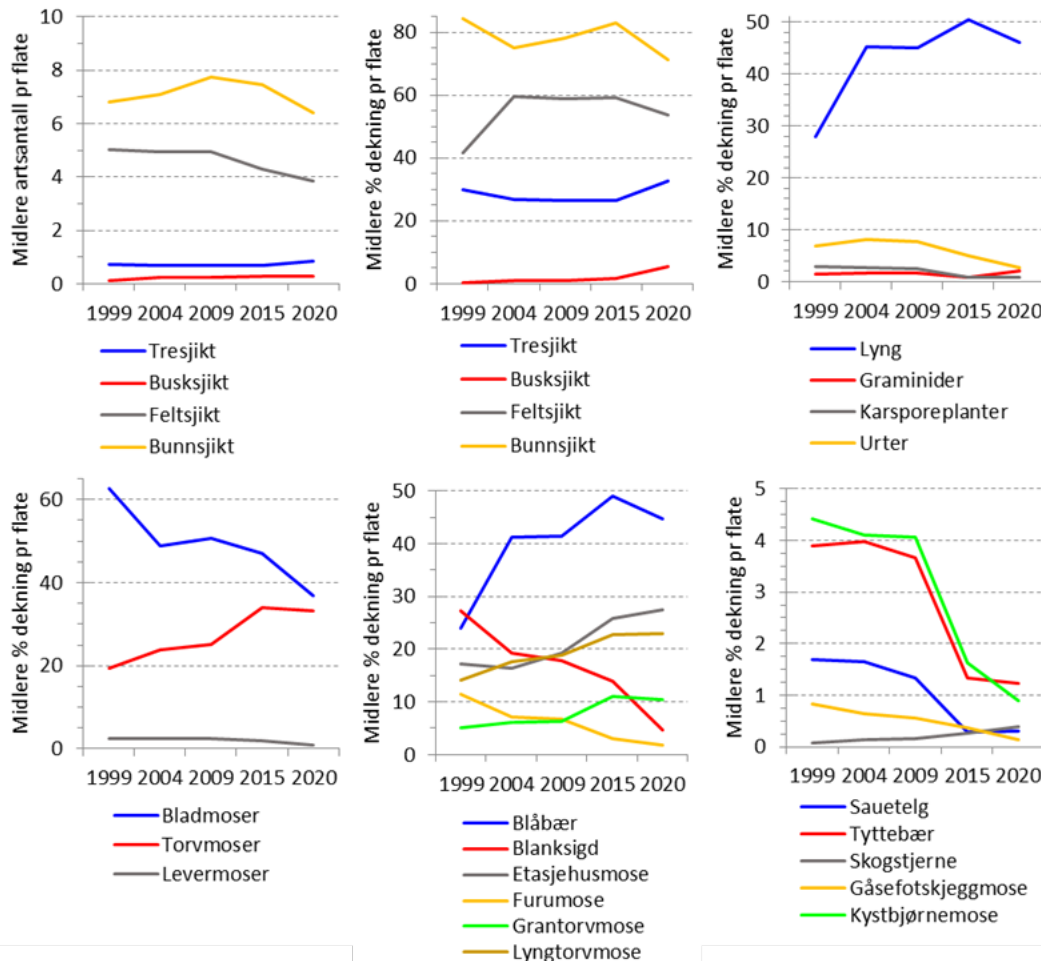
Tabell 7. Antall forekomster og gjennomsnittlig dekning av arter i vegetasjonsflatene i Hurdal i 1999–2020. Kort strek = arten mangler. F = feltsjikt, B = busksjikt, T = tresjikt. Signifikansnivået (P) fra en Wilcoxon test angir sannsynligheten for at artsdekningen er den samme i de to årene som sammenlignes. Testen er ikke utført når arten begge år forekommer i færre enn 5 småruter. ns = ikke signifikant, \* = signifikant (P<0,05), \*\* = signifikant (P<0,01).

Vitenskapelig artsnavn	Antall 1 m <sup>2</sup> flater					Midlere % dekning					Signifikansnivåer					
	1999	2004	2009	2015	2020	1999	2004	2009	2015	2020	1999-2004	2004-2009	2009-2015	2015-2020	1999-2020	1999-2020
<b>Vedplanter</b>																
<i>Betula pubescens</i> F	5	7	6	6	5	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Picea abies</i> T	37	35	34	34	42	29,8	26,9	26,4	26,6	32,7	*	*	ns	**	ns	
<i>Picea abies</i> B	2	4	6	8	10	0,1	0,5	0,5	1,4	4,9	*	ns	*	*	**	↑
<i>Picea abies</i> F	42	29	28	14	9	1,4	1,0	1,1	1,3	1,6	**	ns	ns	ns	**	↓
<i>Sorbus aucuparia</i> F	15	15	14	14	9	0,8	0,7	0,7	0,5	0,4	ns	ns	ns	ns	ns	
<b>Lyng</b>																
<i>Vaccinium myrtillus</i>	49	50	50	50	50	24,0	41,3	41,5	49,1	44,8	**	ns	**	*	**	↑
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	35	38	39	36	35	3,9	4,0	3,7	1,3	1,2	ns	ns	**	ns	**	↓
<b>Gras</b>																
<i>Avenella flexuosa</i>	25	26	26	21	24	1,4	1,6	1,6	0,8	2,1	*	ns	**	**	ns	
<b>Karsporeplanter</b>																
<i>Dryopteris expansa</i>	19	16	16	9	4	1,7	1,6	1,3	0,3	0,3	ns	ns	**	ns	**	↓
<i>Lycopodium annotinum</i>	5	6	6	3	2	0,4	0,3	0,3	0,3	0,5	ns	ns	ns	ns	ns	
<b>Urter</b>																
<i>Linnaea borealis</i>	20	20	21	15	14	2,5	3,1	2,8	0,5	0,3	ns	ns	*	ns	**	↓
<i>Maianthemum bifolium</i>	24	26	25	24	25	4,0	4,6	4,5	4,0	1,7	**	ns	ns	**	**	↓
<i>Oxalis acetosella</i>	2	5	5	3	1	<0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Trientalis europaea</i>	3	5	5	12	12	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	ns	ns	ns	ns	**	↑
<b>Levermoser</b>																
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	32	30	26	17	7	0,8	0,6	0,6	0,4	0,1	**	ns	**	**	**	↓
<i>Lophocolea heterophylla</i>	6	6	6	5	2	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	ns	ns	ns	ns	*	↓
<i>Lophozia</i> sp.	12	12	14	9	4	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	ns	ns	ns	ns	*	↓
<i>Plagiochila asplenioides</i>	19	23	24	24	15	1,3	1,4	1,4	1,3	0,6	ns	ns	ns	**	ns	
<b>Bladmoser</b>																
<i>Dicranum majus</i>	49	49	49	48	48	27,2	19,4	17,9	14,0	4,7	**	**	**	**	**	↓
<i>Dicranum scoparium</i>	14	15	24	25	19	1,0	0,7	0,9	0,7	0,4	*	ns	ns	*	*	↓
<i>Hylocomium splendens</i>	50	49	49	49	49	17,3	16,3	19,3	25,9	27,5	ns	**	**	ns	**	↑
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	-	-	13	12	9	-	-	0,4	0,4	0,3	-	-	ns	ns	-	
<i>Plagiothecium laetum</i>	4	5	6	6	1	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	ns	ns	ns	*	ns	
<i>Pleurozium schreberi</i>	49	49	49	47	38	11,5	7,2	6,8	3,0	1,8	**	ns	**	**	**	↓
<i>Polytrichum formosum</i>	27	32	33	25	23	4,4	4,1	4,1	1,6	0,9	ns	ns	**	*	**	↓
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	23	27	27	28	29	1,0	1,1	1,0	1,2	1,3	ns	ns	ns	ns	ns	
<b>Torvmoser</b>																
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	10	11	13	21	25	5,1	6,2	6,2	11,1	10,4	ns	ns	**	ns	**	↑
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	42	42	42	47	44	14,2	17,6	18,8	22,8	23,0	**	ns	ns	ns	**	↑



### Endringer i estimerte Ellenbergverdier

For vegetasjonsflatene var estimert Ellenbergverdi for lys signifikant korrelert med år, og lysverdien økte signifikant år for år, fra 5,3 i 1999 til 5,7 i 2020, med økt verdi i 44 av 50 vegetasjonsflater. I 20-årsperioden økte indikatorverdien for fuktighet signifikant (fra 5,7 til 5,9), med økt verdi i 31 vegetasjonsflater, mens indikatorverdien for nitrogen gikk signifikant tilbake (fra 2,14 til 2,08), med redusert verdi i 39 vegetasjonsflater.



Figur 22. Endringer i gjennomsnittlig artsantall og dekning for artsgrupper og arter fra 1999 til 2020.

## 2.4 Diskusjon

### Trærnes kronetilstand

Det var store variasjoner i kronetettheten på granflatene i Birkenes, Hurdal og Osen på 1990-tallet, i begynnelsen av 2000-tallet og i perioden etter 2007 på alle flater. På 1990-tallet var det også store variasjoner i kronefarge og generelt mye misfarging på gran i Birkenes og Hurdal, som mest sannsynlig var relatert til hyppige tørkeperioder. Det er en tydelig trend med synkende kronetetthet over tid for gran i Birkenes og Osen som delvis kan tilskrives trærnes økende alder, mens en tilsvarende trend først inntreffer fra 2004 i Hurdal. Flata i Birkenes har vært preget av topp- og snøbrekk, særlig i årene 1988, 2006 og 2018. Når toppbrekket skjer høyt oppe i krona vil trærne som oftest overleve og sette ny topp etter noen år. Enkeltrær på flata i Hurdal er sterkt preget av

råteskader med lav kronetetthet og mye misfarging som følge, og flere trær på flata har dødd de seinere årene som følge av slike skader, ofte i kombinasjon med andre faktorer som vindfelling og tørken i 2018 med påfølgende barkbilleangrep. Siden 2018 har den gjennomsnittlige kronetettheten i Hurdal ligget under 75 %, og etter definisjonen i Lorenz m. fl. (2009) må derfor hele bestandet anses som skadet. Ferretti m. fl. (2021) fant en negativ påvirkning på trærnes tilvekst allerede ved en kronetetthet lavere enn 85 %. Kronetettheten for furu i Osen har vært relativt stabil siden midten av 1990-tallet, uten tydelig trend i utviklingen over tid, men med noen variasjoner de siste årene. Tørkesommeren 2018 ser ut til å ha påvirket kronetilstanden hos furu negativt med lav kronetetthet og en del misfarging i 2018. Kronetilstanden har imidlertid vært stabil god etter dette, og det ser ut til at furutrærne har kommet seg igjen.

### *Kjemiske komponenter i luft*

De høyeste nivåene av svovel- og nitrogenforbindelser i luft ble målt på Birkenes som tidligere (Aas m. fl. 2021). Dette skyldes langtransportert forurensing fra kontinentet. Den høyeste årsmiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid ble målt på stasjonen i Hurdal, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i denne regionen. Forurensningsnivået i 2020 var generelt lavt noe som delvis kan forklares med spesielle værforhold de første månedene med hovedsakelig ren, marin luft fra vest. De omfattende restriksjonene på menneskelig aktivitet i forbindelse med pandemien i Europa har trolig også bidratt til lavere nivåer av luftforurensninger på de norske bakgrunnsstasjonene.

UNECEs tålegrense («critical level») for bakkenært ozon for skog ligger på 5000 ppb-timer for 6-måneders AOT<sub>40</sub> (april–september). Det har vært overskridelser av denne tålegrensen i Norge i rundt halvparten av årene siden 2000. I 2020 var det ingen overskridelser og det var generelt lave nivåer av bakkenært ozon i Norge. Dette kan trolig forklares med en kombinasjon av tre faktorer: Reduserte utslipp av ozonforløpere (nitrogenoksider, NO<sub>x</sub>, og flyktige organiske forbindelser, VOC) i Europa de siste tiårene har hatt en effekt og bidratt til mindre ozondannelse. Dernest var værforholdene i 2020 ikke så gunstige for dannelse av ozon eller lufttransport av ozon inn til landet. For det tredje er det sannsynlig at de reduserte europeiske utslippene som skyldtes omfattende restriksjoner på reiser i forbindelse med koronapandemien, også bidro til lavere ozonnivåer i 2020.

### *Kjemiske komponenter i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog*

Nedgangen i avsetning av ikke-marint sulfat over tid er observert også i andre europeiske land (Waldner m. fl. 2014). Denne reduksjonen har ledet til en signifikant nedgang i tilsvarende konsentrasjoner i jordvann (Johnson m. fl. 2018) og også i avrenning av spesielt ikke-marint sulfat (Forsius m. fl. 2020). Reduksjonen har i stor grad flatet ut under de siste årene, og avsetningen av uorganisk nitrogen på Birkenes ser kanskje ut til å øke igjen. Fordi variasjonen i avsetning mellom år er stor, i stor grad avhengig av variasjon i nedbør, vindretninger osv., er det for tidlig å konkludere om denne er en virkelig økning eller en tilfeldighet.

I jordvannet ser vi tendens til noe økte aluminiumkonsentrasjoner og redusert pH i de siste årene, men også denne tendens er usikker grunnet store variasjoner mellom årene. Fordi avsetning av forsurende stoffer er redusert, virker det usannsynlig at eventuell forsuring med redusert pH og økt Al-konsentrasjon skyldes dette. Det kan eventuelt bero på naturlig forsuring der trærne tar opp basekationer og erstatter dem med hydrogenioner (Tamm og Hallbäck 1986). Nitratkonsentrasjoner i jordvann var som vanlig lave i den snø- og telefrie årstiden i 2020, ofte under deteksjonsgrensa, men høyere konsentrasjoner kan ikke utelukkes under andre årstider eller i kortvarige perioder under prøvetakingstiden.

### *Vegetasjonsanalyser*

For gran holdt dekningsgraden av store trær seg ganske stabil i hele den 21-årige overvåkingsperioden. Tilbakegangen for småplanter er først og fremst knyttet til en reduksjon i antall vegetasjonsflater med små granplanter, og skyldes kun i liten grad økt tilvekst og overgang fra felt- til busksjikt.

At dekningen av blåbær ved registreringen i 1999 var lavere enn alle påfølgende analyseår kan skyldes angrep av den sykdomsframkallende soppen blåbærstjerne (*Valdensinia heterodoxa*), som kan forekomme i rikelige mengder i nedbørrike år og på skyggefulle steder hvor det tørker sent opp etter regn og dogg (Gjærum 1970, Nestby m. fl. 2011). Blåbærstjerne kjennetegnes blant annet ved små brune flekker med dødt vev på blåbærbladene og tidlig bladfelling. Blåbær har normalt størst dekning i områder med intermediær solinnstråling (Nestby m. fl. 2011, Eldegard m. fl. 2019). Økt lystilgang på bakkenivå på grunn av en hogst vest for overvåkingsfeltet før 2015 sammen med redusert barnålmengde på flere råteangrepne grantrær, kan ha medvirket til økt dekning av blåbær. Økt lystilgang til den ellers ganske skyggefulle skogbunnen bekreftes av vegetasjonsflatenes økning i veiet middel for Ellenbergs lystall (Ellenberg m. fl. 1992), fra 5,3 til 5,7 i overvåkingsperioden. Bedret lystilgang kan også ha bidratt til en svak økning av det konkurransesterke graset smyle, som normalt har en positiv respons på økt lystilgang (Økland m. fl. 2016). Redusert dekning av tyttebær, som i hele overvåkingsperioden har blitt registrert i omtrentlig samme antall vegetasjonsflater, kan ha sammenheng med den økte dekningen av blåbær.

Til tross for en ganske bra dekning i feltsjiktet (snitt 41–59 %) alle i analyseår var det i Hurdal også en høy dekning i bunnsjiktet (snitt 71 til 84 %). Dekningen har gått litt opp og ned i årenes løp, og var høyere i 1999 enn i 2020. Bunnsjiktet domineres av store bladmoser, med et lite innslag av levermoser. Samtlige levermosearter finnes i færre vegetasjonsflater i 2020 enn for noen av de andre analyseårene. Gåsefotskjeggmoser har gått tilbake år for år, fra forekomst i 32 vegetasjonsflater i 1999 til kun 7 i 2020. Blanksigd og furumose er andre mosearter som har gått signifikant tilbake, trolig negativt påvirket av barnålstrø fra råteangrepne trær og økt dekning av blåbær og etasjemose.

Dekningen av etasjemose har økt signifikant i løpet av overvåkingsperioden, fra et gjennomsnitt på 17 % i 1999 til 27 % i 2020. Tilsvarende observasjoner av etasjemose er gjort i TOV-overvåkingsflater i vernet granskog (T. Økland m. fl. 2009, 2012, 2017). Også lyng- og grantorvmose økte signifikant i overvåkingsperioden, med samsvarende observasjoner gjort i Rausjømarka (i Akershus) i perioden fra 1988 til 2016 (Økland m. fl. 2017). Økt vekst for store bladmoser og torvmoser kan forklares ved økt nedbør i august-september det siste tiåret. Så lenge mosene får nok lys og varme, vokser de når de er fuktige, selv ved temperaturer nær frysepunktet. Lengre vekstsesonger fører til at åpninger i skogbunnen tettes igjen av store moser som vokser og forgreiner seg raskere enn små moser. Når store moser øker i mengde og mosematta blir tettere, blir små moser (og små skudd av moser som vanligvis er større) begravd i den tettere mosematta, og mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser redusert (Økland m. fl. 2017, Halvorsen 2010). Begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere enn sine naboskudd, og dør oftest i løpet av få år (R. Økland 2000).

Endringer i sammensetning og dekning av ulike arter er særlig knyttet til redusert forekomst av urter (linnea og maiblom), levermoser og enkelte bladmoser, samt økt dekning av torvmoser. Disse endringene bidrar også til å øke vegetasjonsflatenes indikatorverdi for lys og fuktighet. Årsaker til endringer i artsmengder skyldes trolig økt lystilgang etter hogst utenfor overvåkingsflata, men også mye barnålstrø, og økt lystilgang gjennom greinene til råteangrepne grantrær.

## Litteraturreferanser

- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Stabbetorp, O.E. 2011. Utprøving av metodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge-NINA Rapport 741: 1-26.
- Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Platt, S.M., Solberg, S., Yttri, K.E. & Zwaafink, C.G. 2021. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2020. NILU report 13/21. ISBN: 978-82-425-3040-0.
- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I. & Timmermann, V. 2010. Intensiv skogovervåking i 2009. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Rapport fra Skog og landskap 08/2010: 1-27.
- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Timmermann, V. & Aas, W. 2005. Intensiv skogovervåking i 2004. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Aktuelt fra skogforskningen 8/05: 1–19.

- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6): 493-506.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D., Seletković, I., Schröck, H.-W., Nevalainen, S., Bussotti, F., Garcia, P., Wulff, S. 2020. Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 50 p. + annex. ISBN: 978-3-86576-162-0. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. Published online 05/21.
- Eldegard, K., Scholten, J., Stokland, J.N., Granhus, A. & Lie, M. 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.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica XVII*. Göttingen. 258 sider.
- Ferretti, M., Bacaro, G., Brunialti, G., Calderisi, M., Croisé, L., Frati, L., & Nicolas, M. 2021. Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. *Ecological Indicators* 127, 107749. doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107749
- Forsius, M., Posch, M., Holmberg, M., Vuorenmaa, J., Kleemola, S., Augustaitis, A., Beudert, B., Bochenek, W., Clarke, N., de Wit, H., Dirnböck, T., Frey, J., Grandin, U., Hakola, H., Kobler, J., Kram, P., Lindroos, A.-J., Löfgren, S., Pecka, T., Rönnback, P., Skotak, K., Szpikowski, J., Ukonmaanaho, L., Valinia, S., Váňa, M. 2020. Assessing critical load exceedances and ecosystem impacts of anthropogenic nitrogen and sulphur deposition at unmanaged forested catchments in Europe. *Science of the Total Environment*, 753: 141791.
- Gjærum, H.B. 1970. En merkelig sopp på blåbær. *Blyttia* 28(3): 159-163.
- Halvorsen, R. 2010. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 580: 17-27.
- Hill, M. O., Preston, C. D., & Roy, D. B. 2004. *PLANTATT - attributes of British and Irish plants: status, size, life history, geography and habitats*. Huntingdon: Centre for Ecology & Hydrology.
- Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. 2007. *BRYOATT - Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. With information on Native Status, Size, Life Form, Life History, Geography and Habitat*. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Councils for Wales.
- Johnson, J., Graf Pannatier, E., Carnicelli, S., Cecchini, G., Clarke, N., Cools, N., Hansen, K., Meesenburg, H., Nieminen, T.M., Pihl-Karlsson, G., Titeux, H., Vanguelova, E., Verstraeten, A., Vesterdal, L., Waldner, P., Jonard, M. 2018. The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition. *Global Change Biology*, DOI: 10.1111/gcb.14156.
- Kreuzwieser, J. & Gessler, A. 2010. Global climate change and tree nutrition: influence of water availability. *Tree Physiology* 30, 1221–1234. doi:10.1093/treephys/tpq055
- Lorenz, M., Fischer, R., Becher, G., Mues, V., Granke, O., T. Braslavskaya, T., Bobrinsky, A., Clarke, N., Lachmanová, Z., Lukina, N. & Schimming, C. 2009: *Forest Condition in Europe. 2009 Technical Report of ICP Forests. Work report of the Institute for World Forestry 2009/1, Hamburg, 85 pp + Annexes.*
- Lutro, O. 2001. Hurdal. Berggrunnskart; Hurdal; 19154; 1:50 000; Foreløpig utgave, plottkart.
- Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (eds.) 2021. *Forest condition in Europe: The 2021 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention)*. Eberswalde: Thünen Institute, *in prep*.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens kartverk, Hønefoss.
- Nestby R., Percival D., Martinussen I., Opstad N. & Rohloff J. 2011. The European blueberry (*Vaccinium myrtillus* L.) and the potential for cultivation. A review. *The European journal of plant science and biotechnology* 5 (Special Issue 1): 5-16.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norwegian Forest Research Institute. Chemical Laboratories, Ås. ISBN 82-7169-917-2. 23 pp.
- Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Tørseth, K. Aamlid, D. & Aas, W. 2000. Intensive skogovervåkingsflater. Resultater fra 1999. *Aktuelt fra skogforskningen* 5/00: 1-22.
- Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G.J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P.G., Hildingsson, A. & de Vries, W. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1735-175

- Svensson, T., Lovett, G.M., Likens, G.E. 2012. Is chloride a conservative ion in forest ecosystems? *Biogeochemistry* 107: 125-134, DOI 10.1007/s10533-010-9538-y.
- Såstad, S., & Moen, A. 1995. Classification of mire localities and mire species in central Norway by vegetational regions, Ellenberg species indicator values and climatic data. *Gunneria*, 70: 177-198.
- Tamm, C.O., Hallbäck, L. 1986. Changes in soil pH over a 50-year period under different forest canopies in SW Sweden. *Water, Air & Soil Pollution* 31: 337-341.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Flø, D., Nordbakken, J.-F., Røsberg, I., Solheim, H., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. 2016. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2015. NIBIO rapport / vol. 2, nr. 95: 1-67.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Nordbakken, J.-F., Røsberg, I., Solheim, H. & Aas, W. 2014. Skoghelsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen 2013. Rapport fra Skog og landskap 13/2014.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.) 2016. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde. ISBN: 978-3-86576-162-0. Revised 2016. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- Waldner, P., Marchetto, A., Thimonier, A., Schmitt, M., Rogora, M., Granke, O., Mues, V., Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Žlindra, D., Clarke, N., Verstraeten, A., Lazdins, A., Schimming, C., Iacoban, C., Lindroos, A.-J., Vanguelova, E., Benham, S., Meesenburg, H., Nicolas, M., Kowalska, A., Apuhtin, V., Nappa, U., Lachmanová, Z., Kristoefel, F., Bleeker, A., Ingerslev, M., Vesterdal, L., Molina, J., Fischer, U., Seidling, W., Jonard, M., O’Dea, P., Johnson, J., Fischer, R., Lorenz, M. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95: 363-374.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia Supplement* 1: 1-233.
- Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Vertical dynamics of individual shoot segments. *Oikos* 88: 449-469.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Engan, G. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. I: Framstad, E. (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2016: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 36-48.*
- Økland, T., Nordbakken, J.-F., Lange, H., Røsberg, I. & Clarke, N. 2016. Short-term effects of whole-tree- and stem-only harvesting on understory vegetation at two boreal spruce forests sites in S Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 70-79.*
- Økland, T., Røsberg, I. & Nordbakken, J.-F. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840: 30-38.*



# 3 Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark

Ole Petter Laksforsmo Vindstad (UiT) og Jane Uhd Jepsen (NINA)

## 3.1 Innledning

Periodiske utbrudd av bjørkemålere er den viktigste årsaken til skade på bjørkeskogen i Nord-Norge og i fjellbjørkeskogen lenger sør i landet. Utbrudd forekommer omtrent hvert tiende år, men utbruddenes geografiske omfang og alvorlighetsgrad varierer mye. Alvorlige utbrudd som pågår over flere år kan føre til høy dødelighet hos bjørk. Utbrudd som berører store arealer forårsakes hovedsakelig av artene fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og liten frostmåler (*Operophtera brumata*), men gul frostmåler (*Agriopis aurantiaria*) kan også oppnå høye tettheter lokalt. Fjellbjørkemåleren er en stedegen art i Nord-Norge. Liten frostmåler har gradvis spredt seg lenger nord og øst i regionen (Jepsen m. fl. 2008), og forekommer i dag stort sett i hele Nord-Norge. Gul frostmåler har også spredt seg nordover i senere år (Jepsen m. fl. 2011), men nordøstgrensen for artens utbredelse per i dag er dårlig kjent. Lokalt i Sør- og Midt-Norge kan arten blek høstmåler (*Operophtera fagata*) oppnå utbruddstettheter, men det finnes hittil ingen sikre observasjoner av denne arten i Troms og Finnmark. Den er ikke å betrakte som en alvorlig skadegjører i Norge.

Forskning på og bestandsovervåking av bjørkemålere har pågått i Troms siden 1999 i et samarbeid mellom UiT og NINA og overvåkingen faller i dag inn under skogtundramodulen i Klimaøkologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra (COAT, <https://www.coat.no/>). Etter voldsomme utbrudd i Nord-Norge på 2000-tallet ble overvåkingen utvidet til å omfatte skogskade og foryngelse i skadd skog (så langt 2010 og 2016), samt bestandsovervåking av bjørkemålere i Øst-Finnmark (fra 2015). Sommeren 2020 ble det også gjennomført en stor feltkampanje for å få et overblikk over skogskade og foryngelse i de nord-vestlige, midtre og sørlige delene av Finnmark. Fra og med 2019 har overvåkingen også omfattet vierkratt i overgangssonene mellom fjellbjørkeskog og lavarktisk tundra. Dette fordi det har kommet rapporter om alvorlige utbrudd av liten frostmåler på kystnære vierkratt på Varangerhalvøya siden 2017. I tillegg til den feltbaserte overvåkingen gjøres det hvert år en satellittbasert utbruddskartlegging for hele Troms og Finnmark.

Under presenterer vi en oppdatert oversikt over bestandsutviklingen hos utbruddsartene i Troms og Finnmark, samt en kort oppsummering av årets innrapporterte skader fra [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no). Vi oppsummerer også resultatene fra den regionale kartleggingen av skogskader i nord-vestlige, midtre og sørlige delene av Finnmark sommeren 2020. Vi viser til rapporten fra 2018 (Timmermann m. fl. 2018) for utvalgte resultater fra den satellittbaserte utbruddskartleggingen og skogskadepartleggingen i Øst-Finnmark.

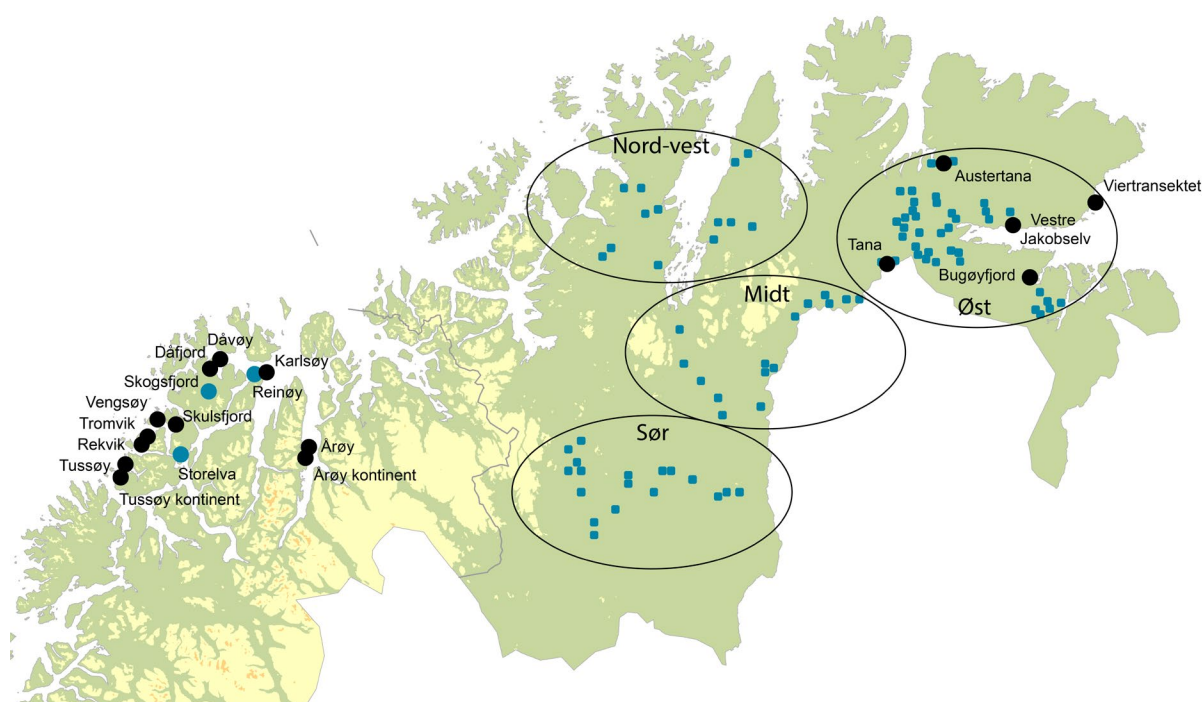
## 3.2 Metoder

### *Bestandsovervåking*

Bestandsovervåkingen i bjørkeskog utføres på 288 stasjoner fordelt på 14 lokaliteter i Troms og 4 lokaliteter i Øst-Finnmark (Figur 23). På tre av lokalitetene i Troms overvåkes bestanden i høydegradienter med 40–44 replikerte stasjoner fordelt på fire høyder fra havnivå til tregrense. På de øvrige lokalitetene overvåkes bestanden langs enkle transekter med 10 replikerte stasjoner, alle på samme høyde, midtveis mellom havnivå og tregrense. Bestandsovervåking på vier i Øst-Finnmark utføres i et transekt på 28 stasjoner som løper nordøstover langs kysten fra Vadsø mot Vardø, og representerer en gradient fra fjellbjørkeskog til lavarktisk tundra.

All bestandsovervåking gjennomføres i henhold til samme standardiserte metodikk. Målerlarvene klekker fra egg rundt tidspunktet for bjørkas løvsprett og gjennomgår fem larvestadier før de forpupper seg i bakken. Bestandsovervåkingen tilpasses larvenes fenologi og gjennomføres når flertallet av larvene har nådd fjerde larvestadium, typisk fra midten av juni til begynnelsen av juli. På hver stasjon klippes en gren i armlengde fra hvert av 10 tilfeldig utvalgte trær og grenene bankes enkeltvis i en stor plastkasse, slik at alle larver faller ned i kassen. All larvene i kassen telles og artsbestemmes (Ims m. fl. 2004).

Den regionale registrering av skogskade og foryngelse i Finnmark i 2020 ble gjennomført i 42 observasjonsflater på 2×2 km. Flatene representerer tre geografiske regioner, nærmere bestemt nord-vest (Porsanger), midt (Tanadalen og Karasjok) og sør (Finnmarksvidda) (Figur 23). Innenfor hver region ble flatene lagt ut i henhold til satellittbaserte kart over kronetap fra målere i perioden 2000–2010, for å representere en gradient fra lett til alvorlig målerskade. Registreringer innenfor hver flate ble utført i 7–10 tilfeldig utlagte transekter med en lengde på 50 meter. Registreringene omfattet skogstruktur, skogskade, foryngelse og sammensetningen av bakkevegetasjonen. Vi oppsummerer her resultatene for stammedødelighet og foryngelse gjennom basalskudd.



Figur 23. Beliggenheten til de i alt 19 lokalitetene med bestandsovervåking i bjørkeskog (18 lokaliteter) og på vierkratt (1 lokalitet). Overvåkingen foregår i hhv. enkle transekter (svart) og høydegradienter (blå). Overvåkingsflater for skogskade i fire regioner i Finnmark er markert med små blå kvadrater.

### 3.3 Resultater

#### *Bestandsovervåking*

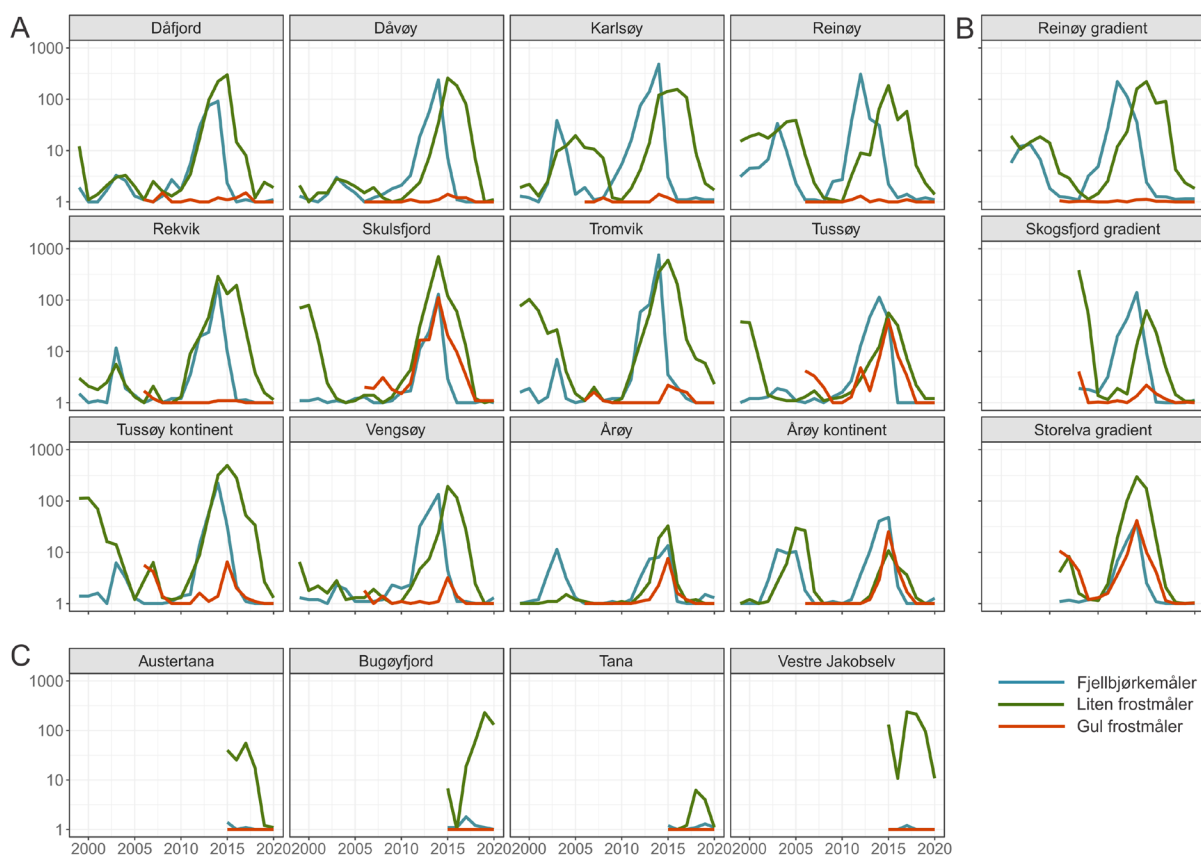
I Troms har de fleste overvåkingslokalitetene hatt to bestandstopper av bjørkemålere siden oppstarten av bestandsovervåkingen i 1999 (Figur 24). Den første av disse var en moderat topp som inntraff tidlig på 2000-tallet. Den neste toppen hadde mye høyere tettheter og inntraff i perioden 2012–2016. Dette samstemmer godt med 10-års intervallet mellom bestandstopper som er typisk for skandinaviske målerbestander. I likhet med andre skandinaviske bestander viser bestandene i Troms også stor grad av geografisk synkronitet, slik at bestandstopperne inntreffer omtrent samtidig på de ulike overvåkingslokalitetene. Det er likevel betydelig variasjon mellom enkeltlokaliteter både i tidsintervallet mellom

bestandstopper og grad av synkronitet med andre lokaliteter. Bestandsovervåkingen viser også en karakteristisk tidsforskyvning mellom målerartene, hvor topper av fjellbjørkemåleren vanligvis inntreffer 1–3 år før topper av de andre artene. Dette resulterer ofte i en samlet bestandstopp som varer i 3–4 år når artene ses under ett.

Fjellbjørkemåler og liten frostmåler har dominert bestandstallene fra Troms gjennom hele tidsserien. Gul frostmåler ble imidlertid funnet sporadisk fra 2004 og inkludert som en ny art i overvåkingen fra 2006. Arten er siden registrert på alle overvåkingslokaliteter i Troms og oppnådde tettheter som er sammenlignbare med de to andre artene på fire lokaliteter (Storelva, Årøy kontinent, Skulsfjord og Tussøy) under den siste bestandstoppen.

Larvetetthetene under det siste utbruddet i Troms var høye nok til å forårsake betydelig kronetap over flere år på alle lokaliteter unntatt de to østligste (Årøy, Årøy kontinent). Dette resulterte i dødelighet av bjørkestammer særlig på lokalitetene Reinøy, Rekvik, Karlsøy, Tromvik og Skulsfjord.

Bestandstettheten av målere i Troms har vært sterkt nedadgående etter 2016. Per 2019 hadde bestandene på de fleste lokalitetene nådd et lavpunkt på under 5 larver per stasjon i gjennomsnitt for alle arter, og disse svært lave tetthetene vedvarte i 2020. Bestandene må nå forventes å holde seg lave i noen få år før vi ser økning mot en ny bestandstopp.



**Figur 24. Bestandsovervåking. A)** Gjennomsnittlig antall larver per stasjon (logaritmisk skala) på 12 transekter i Troms, **B)** på tre høydegradienter i Troms, og **C)** på fire transekter i Øst-Finnmark. Transektet på Reinøy utgjør en del av høydegradienten på samme lokalitet.

På de fire overvåkingslokalitetene i bjørkeskog i Øst-Finnmark har fjellbjørkemåleren vært nesten fraværende siden overvåkingen startet i 2015 (Figur 24). Dette indikerer at arten har befunnet seg i lavfasen av syklusen i Øst-Finnmark i de seneste årene. Dette stemmer med at Klemola m. fl. (2016) rapporterte at bestanden av fjellbjørkemåler i Hana nord for Varangerfjorden var gått inn i

kollapsfasen av syklusen i 2015. Samtidig var bestanden av liten frostmåler i Hana økende. Dette samstemmer med relativt høye tettheter av sistnevnte art i 2015–2017 på de to overvåkingslokalitetene Austertana og Vestre Jakobselv, lokalisert hhv. nord og øst for Hana. Etter dette har bestanden i Austertana kollapset helt, mens bestanden i Vestre Jakobselv var nede på 10 larver per stasjon i snitt i 2020. I Bugøyfjord (sør for Varangerfjorden) viste bestanden av liten frostmåler en kraftig økning i perioden 2017–2019. I 2019 resulterte dette i alvorlig kronetap i overvåkingstransekten og nærliggende områder. Per 2020 var bestanden i Bugøyfjord på retur, selv om tetthetene fortsatt lå på over 100 larver per stasjon. Det ser dermed ut til at bestandstoppen av liten frostmåler i Bugøyfjord er forsinket med 2–3 år sammenlignet med lokalitetene nord for Varangerfjorden. Dette samstemmer med resultatene fra satellittovervåking av forrige utbruddssyklus i Øst-Finnmark (2002–2008), hvor Bugøyfjordområdet var et av de siste som opplevde alvorlig kronetap (Jepsen m. fl. 2009).

Tettheten av frostmålerlarver langs viertransekten i tundraen øst for Vadsø viste også en sterk tilbakegang mellom 2019 og 2020. I begge år ble det funnet frostmålerlarver primært innenfor de første 20 kilometerne øst for Vadsø. Lenger ute på tundraen ble det i begge årene kun gjort sporadiske funn av frostmålerlarver.

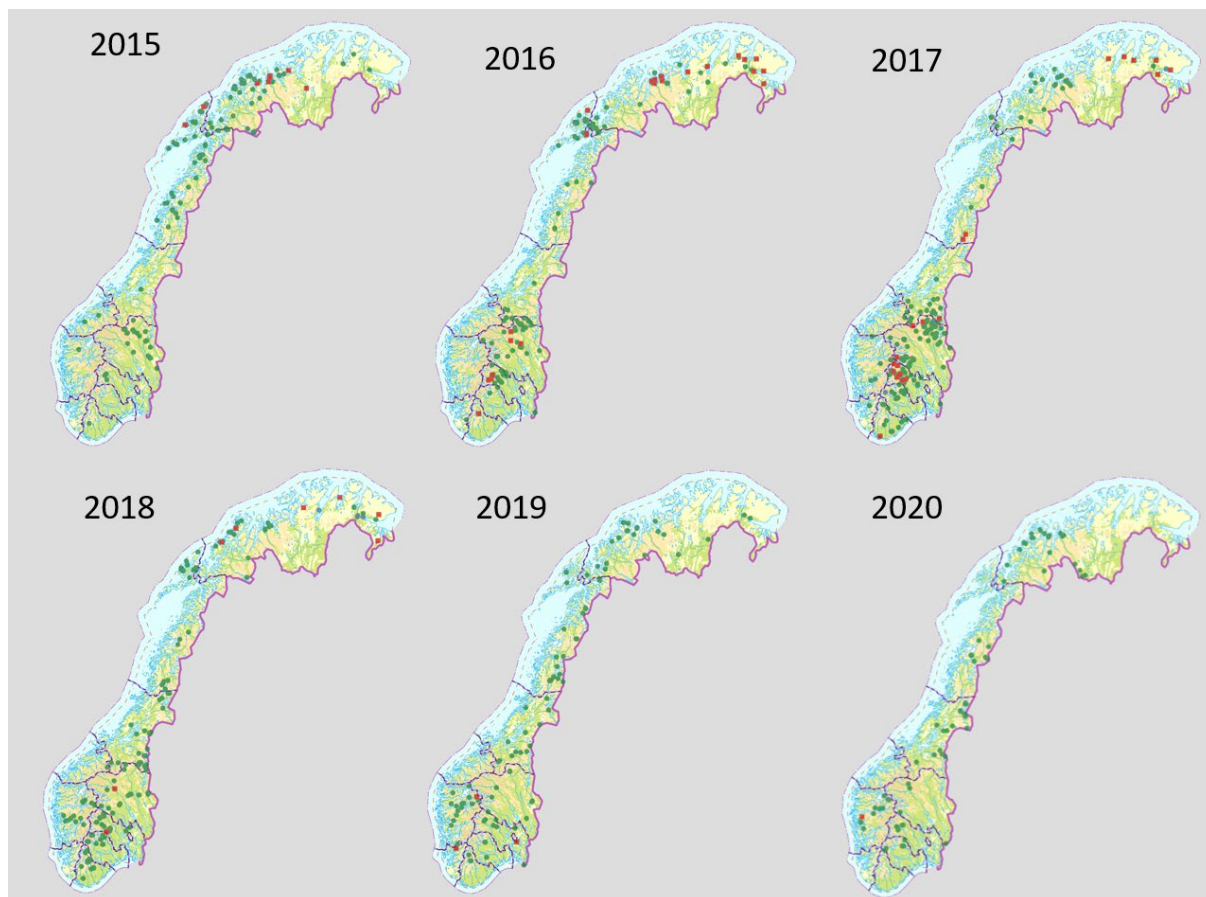
### *Innrapporterte skader*

I løpet av perioden 2015–2018 har hovedtyngden av skader av bjørkemålere rapportert til [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no) gradvis flyttet seg fra Nord-Norge til fjellregionene sør i landet (Figur 25). Rapportene i Nord-Norge tidlig i perioden sammenfaller med den seneste bestandstoppen som ble fanget opp av bestandsovervåkingen i Troms og Finnmark, mens rapportene fra fjellet i sør må antas å representere en noe senere topp lenger sør i landet. I 2019 og 2020 har imidlertid antall rapporter avtatt betraktelig også i fjellet i sør. Dermed ser det ut til at målerbestandene nå er nedadgående eller lave i det meste av landet. Totalt ble skader av bjørkemålere innrapportert 97 og 73 ganger i henholdsvis 2019 og 2020, sammenlignet med 145 ganger i 2018.

De fleste observasjonene til [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no) er rapportert av Landsskogtakseringen. Disse observasjonene representerer ikke nødvendigvis årets skader, da Landsskogtakseringens flater ikke besøkes årlig og skader som registreres på bestandsnivå kan være akkumulert over flere år. Landsskogtakseringens overvåking av enkelttrær gir et tydeligere bilde av årets situasjon, da man her også registrerer skader på blader, som nødvendigvis må være påført i inneværende år. I tillegg registreres skader på kvist, grener og topp, som kan være akkumulert over flere år. I 2020 ble det registrert skader av målere på totalt 170 trær, hvorav 87 % var bjørk (Tabell 8). 91 av disse trærne hadde skader på blader, mens de resterende 79 hadde skader på kvist, gren eller topp. Totalt antall trær med skader har gått ned med om lag 40 % siden 2019, og mesteparten av denne reduksjonen ses i antall trær med skade på blader. Dette tyder igjen på at målerbestandene er lave eller nedadgående for landet som helhet.

**Tabell 8. Antall trær (%) med skader etter målere i 2020 fordelt på landsdel og skadetype i Landsskogtakseringens overvåkingsflater.**

	Antall trær (%) med skader på blader	Antall trær (%) med skader på kvist, grener og topp	Totalt
Østlandet	6 (32 %)	13 (68 %)	19
Sørlandet	1 (100 %)	0 (0 %)	1
Vestlandet	28 (90 %)	3 (10 %)	31
Midt-Norge	38 (90 %)	4 (10 %)	42
Nord-Norge	18 (23 %)	59 (77 %)	77
<b>Hele landet</b>	<b>91 (54 %)</b>	<b>79 (46 %)</b>	<b>170</b>



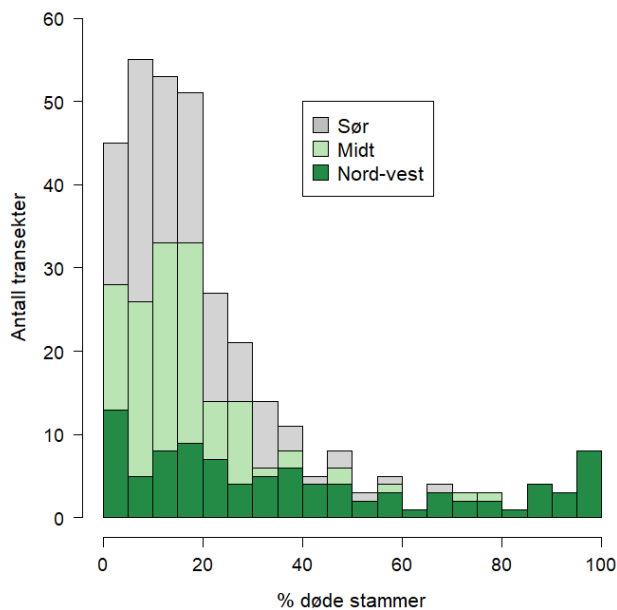
Figur 25. Den geografiske fordelingen av innrapporterte skader etter målerangrep på [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no) for årene 2015–2020.

#### *Regional kartlegging av skogskade*

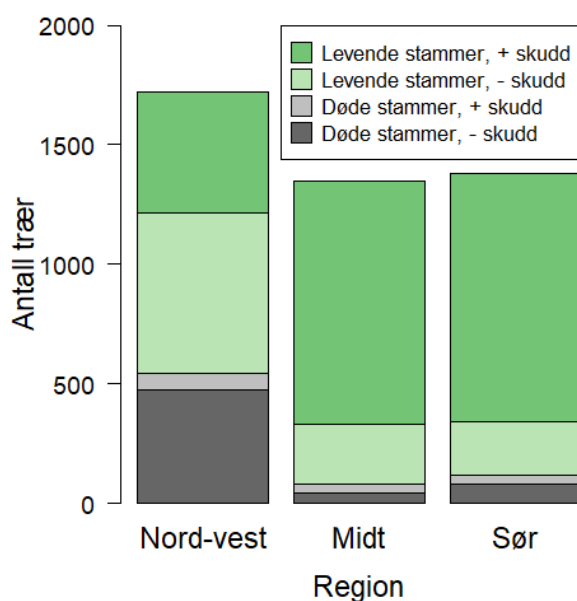
Omfattende dødelighet av bjørkestammer i skogen i Troms og Finnmark skyldes i all hovedsak utbrudd av bjørkemålere. Andelen døde bjørkestammer per transekt i den regionale kartleggingen gir derfor et bilde av hvor alvorlig skogskade som har oppstått i forbindelse med utbrudd på en gitt lokalitet. Ettersom nedbrytningen av døde bjørkestammer kan ta flere tiår, kan det imidlertid være vanskelig å fastslå når skaden har oppstått. Resultatene fra region sør og midt tyder på at det er begrensede skogskader fra utbrudd i disse regionene. Over 80 % av transektene i begge regioner har mindre enn 25 % døde stammer og transekter hvor mer enn halvparten av stammene er døde forekommer kun sporadisk (Figur 26). Region nord-vest har en større andel transekter med store skader. Her har 30 % av transektene mer enn 50 % dødelighet, og over halvparten av disse transektene har mistet minst 80 % av stammene. Transekter med slike store skader finnes både på øst- og vestsiden av Porsangerfjorden.

Fjellbjørk som mister stammer kan erstatte disse ved å produsere basalskudd fra roten. Et tre er dermed ikke å anse som tapt før alle stammene er døde og treet ikke lenger produserer skudd. I region sør og midt utgjør slike trær bare om lag 5 % av registreringene (Figur 27). I region nord-vest er imidlertid 28 % av trærne uten gjenlevende stammer og basalskudd. Til sammenlikning fant vi ved forrige kartlegging (2016) i region øst at 36 % av trærne var i denne kategorien (Se også Timmermann m. fl. 2018 for en detaljert beskrivelse av resultater fra region øst). Dette viser at en betydelig andel av skogen i både øst og nord-vest har blitt så hardt rammet av målerutbrudd at den må gjenetableres fra frø.





Figur 26. Frekvensfordeling av prosentandel døde bjørkestammer per transekt i region sør, midt og nord-vest i Finnmark. Stolpene angir antall transekter per 5% intervall fra 0% (ingen døde stammer) til 100% (alle stammer døde).



Figur 27. Totalt antall bjørketrær registrert i region sør, midt og nord-vest i Finnmark, inndelt i fire kategorier etter forekomsten av minst en levende stamme og ett eller flere basalskudd.

### 3.4 Diskusjon

Fjellbjørkeskogen både i Nord-Norge og fjellregionene i sørlige halvdel av landet opplevde betydelige utbrudd av bjørkemålere i løpet av perioden 2012–2018. Årets overvåkingsdata tyder imidlertid på at målerbestandene nå er lave eller i sterk tilbakegang i det meste av landet. I Troms har målerbestandene allerede nådd et bunnpunkt, mens en tydelig nedgang i antall rapporterte skader fra fjellet i sør etter 2018 vitner om at bestandene er nedadgående også der. Vi forventer derfor at skogen i mesteparten av Norge vil bli mindre utsatt for angrep av målere de neste par årene.

Utbrudd av bjørkemålere er en naturlig del av fjellbjørkeskogens dynamikk, og har forekommet langt tilbake i tid både i Nord-Norge og i fjellet i sør (Tenow 1972). Det er flere eksempler på at også

historiske utbrudd har forårsaket omfattende dødelighet i bjørkeskogen (Tenow 1972). Med et mildere klima er imidlertid dette systemet i endring. Liten frostmåler og gul frostmåler har ekspandert utbruddsområdene sine stadig lenger nordover og østover, og dette har ledet til mer artsrike samfunn av utbruddsarter både i Troms og Øst-Finnmark. Dermed må vi også forvente mer skade på skogen. Dette skyldes særlig den karakteristiske tidsforskyvningen mellom bestandstopper av fjellbjørkemåler og liten frostmåler, som fører til at skogen utsettes for mer langvarige utbrudd når de to artene opptrer sammen.

For å forstå dynamikken til et system som er i endring er det viktig at overvåkingen er både langsiktig og tilpasningsdyktig (adaptiv). De langsiktige larvetidsseriene i Troms har tillatt oss å dokumentere etablering og spredning av gul frostmåler i denne studieregionen, og kan også hjelpe oss til å fange opp etableringen av eventuelle andre nye arter i fremtiden. Samtidig har de voldsomme utbruddene i Øst-Finnmark i de siste to tiårene gjort det nødvendig med større oppmerksomhet på målerens effekt på skogen, og å utvide overvåkingen til å omfatte også skoghelse. Dette har omfattet deskriptive kartlegginger av skadeomfang, men også mer mekanistiske studier av sammenhengene mellom intensiteten av målerskader, skogskade og foryngelse (Vindstad m. fl. 2019).

I 2020 utvidet vi kartleggingen av skoghelse til å omfatte også nord-vestlige, midtre og sørlige deler av Finnmark. Dette ble gjort ikke bare for å få et bedre bilde av skoghelsen i fylket som helhet, men også for å undersøke om sammenhenger mellom satellittmålte målerskader og skogdød som vi har beskrevet i Øst-Finnmark har gyldighet utenfor denne regionen. Resultatene tyder på at skogskade påført av målere er begrenset i region midt og sør, mens region nord-vest har mer omfattende skader. Imidlertid er skadene selv i region nord-vest langt fra like omfattende som i Øst-Finnmark. Dette til tross for at observasjonsflatene i den regionale kartleggingen fra 2020 var stratifisert på samme måte som flatene i Øst-Finnmark. Dette tyder på at skogen i regionene som ble kartlagt i 2020 har høyere motstandsdyktighet (resiliens) mot utbrudd enn skogen i Øst-Finnmark.

## Litteraturreferanser

- Ims, R. A., N. G. Yoccoz and S. B. Hagen (2004). "Do sub-Arctic winter moth populations in coastal birch forest exhibit spatially synchronous dynamics?" *Journal of Animal Ecology* 73(6): 1129-1136.
- Jepsen, J. U., S. B. Hagen, R. A. Ims and N. G. Yoccoz (2008). "Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion." *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- Jepsen, J. U., S. B. Hagen, S.-R. Karlsen and R. A. Ims (2009). "Phase-dependent outbreak dynamics of geometrid moth linked to host plant phenology." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1676): 4119-4128.
- Jepsen, J. U., L. Kapari, S. B. Hagen, T. Schott, O. P. L. Vindstad, A. C. Nilssen and R. A. Ims (2011). "Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-Arctic birch." *Global Change Biology* 17(6): 2071-2083.
- Klemola, T., T. Andresson and K. Ruohomäki (2016). "No regulatory role for adult predation in cyclic population dynamics of the autumnal moth, *Epirrita autumnata*." *Ecological Entomology* 41(5): 582-589.
- Tenow, O. (1972). "The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and Northern Finland 1862-1968." *Zoologiska Bidrag från Uppsala Suppl.* 2: 1-107.
- Timmermann, V., K. Andreassen, M. B. Brurberg, N. Clarke, M.-L. Herrero, J. U. Jepsen, H. Solheim, G. M. Strømeng, V. Talgø, O. P. L. Vindstad, G. Wollebæk, B. Økland and W. Aas (2018). Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2017. NIBIO Rapport 4/102/2018, Norsk institutt for bioøkonomi.
- Vindstad, O. P. L., J. U. Jepsen, M. Ek, A. Pepi and R. A. Ims (2019). "Can novel pest outbreaks drive ecosystem transitions in northern-boreal birch forest?" *Journal of Ecology* 107(3): 1141-1153.

# 4 Barkbilleovervåkingen – Sesong 2020 og overvåking av to generasjoner

Bjørn Økland og Andreas Myki Beachell (NIBIO)

## 4.1 Innledning

Stor granbarkbille (*Ips typographus* L.) er en av de viktigste skadegjørerene i Europas granskoger (Hlásny m. fl. 2019). Siste barkbilleutbrudd i Norge på 1970-tallet resulterte i et tap av gran tilsvarende en verdi av rundt 2,3 milliarder norske kroner (beregnet med tømmerpriser for 2016). I de siste årene har flere europeiske land sør for Norge hatt større tap på grunn av tørke og barkbilleangrep enn tidligere kjent i historien. I løpet av 2018-2020 ble rundt 20 millioner kubikkmeter gran avvirket i Sør-Sverige som følge av tørke- og barkbilleskader. I Tsjekia har 71 millioner kubikkmeter gran gått med i barkbilleutbrudd i tiåret 2011-2020 (Miloš Knižek pers. komm.).

I Norge har stor granbarkbille vært overvåket årlig siden 1979. Denne arten formerer seg primært i ferske vindfall og andre former for døde og svekkete grantrær. Når billetettheten er lav, vil ikke billene og deres medfølgende blåvedsopper være i stand til å kolonisere levende trær på grunn av trærnes effektive forsvarsmekanismer (Krokene 2015). Men kolonisering av levende trær kan skje etter store vindfelling og tørkeperioder, som bidrar til oppformering av barkbillene. Tørke svekker trærnes motstandskraft mot angrep av billene (Netherer m. fl. 2015, Krokene 2015), og med mange biller øker muligheten for at de kan kolonisere og drepe friske trær (Berryman 1982, Økland m. fl. 2016). Utbrudd av stor granbarkbille kan vare flere år frem til «lageret» av svekkete trær blir brukt opp, eller tørkeperioden tar slutt og trærne gjenoppretter sin naturlige motstandskraft (Økland & Bjørnstad 2006, Kausrud m. fl. 2012).

Stor granbarkbille utmerker seg fra de fleste andre barkbillearter ved å kunne angripe og drepe friske grantrær i stort omfang når de er svært tallrike. Overvåking av mengden granbarkbiller er således et viktig redskap for forvaltningen, fordi store mengder ofte er en viktig faktor for om barkbilleutbrudd utløses. Overvåkingen av stor granbarkbille har til formål å varsle den lokale skogforvaltningen når barkbillepopulasjonene blir alarmerende store. Kommunenes oppgaver i overvåkingen er hjemlet i skogbruksloven §9 og forskrift om bærekraftig skogbruk §10 ([www.lovdata.no](http://www.lovdata.no)).

Stor granbarkbille har også en nær slektning, *Ips amitinus*, som har spredd seg raskt mot Skandinavia i de siste tiårene. Denne arten er observert på finsk og russisk side nær grensen til Troms og Finnmark og er gjenstand for overvåking i Sverige (Økland & Flø 2019). Den bidrar til utbrudd i Sentral- og Sør-Europa, og i fremtiden kan den bli aktuell for overvåking også i Norge (Økland m. fl. 2019).

Stor granbarkbille er kjent for å ha en generasjon per sesong i Norge, men den sørlige delen av landet ligger på grensen til å kunne få to generasjoner per sesong. Siden det har manglet kunnskap om en andre generasjon faktisk forekommer, ble det i 2007 innført en egen feromonfelle-overvåking med utvidet sesong for utvalgte, sørlige lokaliteter. Tanken bak denne overvåkingen var å observere om det forekommer to toppler i fellelesesongen som indikerer to generasjoner av barkbiller per år.

Dette kapitlet omfatter to deler:

1. Resultatene fra barkbilleovervåkingen i 2020 summeres opp. En mer utfyllende beskrivelse av overvåkingen og resultatene i 2020 finnes i en egen rapport (Økland & Beachell 2020).
2. Resultatene fra den utvidete barkbilleovervåkingen i perioden 2007–2020 er analysert og sammenlignet med klekkeforsøk. Her oppsummerer vi de viktigste resultatene fra denne analysen og hvordan den nye barkbilleovervåkingen endres for å også kunne overvåke

forekomst av to generasjoner. En mer utfyllende beskrivelse av resultatene i den utvidete barkbilleovervåkingen finnes i en egen rapport (Økland m. fl. 2021).

Begge rapportene kan lastes ned fra hjemmesiden ved NIBIO ([www.nibio.no/barkbilleovervaking](http://www.nibio.no/barkbilleovervaking)).

## 4.2 Metoder

### *Barkbilleovervåkingen i 2020*

Barkbilleovervåkingen inkluderer data fra grandistriktene på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nordland (Helgeland). I 2020 var det 566 barkbillefeller med feromoner fordelt på 110 kommuner (ved kommuneinndeling per 2012). Data fra de tidligere årene i barkbilleovervåkingen (1979–2019) inkluderer rundt det samme antallet av barkbillefeller per år (det var 562 barkbillefeller i 2018 og 566 barkbillefeller i 2019).

Attraksjonsferomonene i fellene er de samme som billene benytter for å tilkalle artsfrender under angrep på levende trær. I hver felle var det plassert en feromondispenser med attraksjonsferomoner som tiltrekker stor granbarkbille (produsert av KjemiKonsult ANS [www.kjemikonsult.no](http://www.kjemikonsult.no)). Disse feromonene ble identifisert og kunstig syntetisert for første gang under det store utbruddet på Østlandet på 1970-tallet (Bakke m. fl. 1977). I årene som fulgte ble det utviklet fellemetodikk for fangst av granbarkbiller med feromoner (Bakke m. fl. 1983, 1985). Fellene plasseres ut før 20. april og tømmes 4 ganger, mandag eller tirsdag i ukene 21, 24, 28 og 33.

Fellestedene legges på hogstflater på minimum 2 dekar hvor det vinteren før fellelesongen ble avvirket gran. For å unngå billeskade på nærliggende skog blir fellene alltid plassert minst 20 m fra skogkant. Hvert fellested omfatter 4 barkbillefeller plassert i hjørnene på en 3 x 3 m firkant. Når fellestedet endres i forhold til forrige år, blir det nye fellestedet plassert så nær fjorårets fellested som mulig, og på tilnærmet samme skogtype. Fellefangstene i overvåkingen i 2020 ble utført med tre ulike fellemodeller, 1979-modell, 1980-modell og BEKA-feller. De fleste fellene var BEKA.

Siden fellemodellene har ulik fangbarhet, ble alle fangstverdiene justert for felletype for å kunne sammenligne fangstverdiene i tidsseriene. Fangstene i BEKA og 1979-modell ble regnet om til 1980-modell ved hjelp av funksjoner som bygger på data fra tidligere års fellesteder hvor ulike fellemodeller har vært samlokalisert (Økland & Beachell 2020). Fra og med 2021 vil det kun brukes BEKA-feller, og alle tidligere fangstverdier vil bli omregnet til fangbarheten til BEKA-fellene, som er gjennomgående noe høyere enn for 1980-fellene. For at vi skal beholde muligheten til å sammenligne med overvåkingsdata fra tidligere år, har vi valgt å bruke geografiske inndelinger fra før siste fylkes-sammenslåinger.

### *Utvidet barkbilleovervåking og forekomst av to generasjoner*

Den utvidete barkbilleovervåkingen omfattet perioden 2007–2020 og fellefangster av stor granbarkbille fra lokaliteter i Halden, Marker, Rømskog, Vestby, Sør-Odal, Øvre Eiker, Hurum, Holmestrand, Larvik, Sande og Hof (Økland m. fl. 2021). Med få unntak hadde den utvidete overvåkingen samme metodebeskrivelse som den ordinære barkbilleovervåkingen (Økland & Beachell 2020). I likhet med den ordinære overvåkingen ble fellene satt opp på en hogstflate med avvirkning av gran i foregående vinter, og hvor hogstflaten dekket minst 2 dekar og minst 20 m fra skogkant.

Sesongen i den utvidete barkbilleovervåkingen ble forlenget med 4 uker som utgjorde en femte felleperiode. Mens den ordinære barkbilleovervåkingen har vært basert på fire barkbillefeller per lokalitet, så har den utvidete overvåkingen hatt to feller per lokalitet. Disse to fellene har vært plassert med innbyrdes avstand på ca. 3 meter og i en avstand av minst 20 meter fra den ordinære gruppen på 4 feller i den ordinære barkbilleovervåkingen (som ikke hadde en femte periode). Den utvidete overvåkingen har brukt bare BEKA-feller (Økland m. fl. 2021). I plottingen av resultatene la vi også inn markeringer for forventede datoer for de første individene til å (1) starte fluktperioden, (2) fullføre

generasjon 1 og (3) fullføre generasjon 2 (Økland m. fl. 2021). De forventede datoene ble beregnet med en utviklingsmodell for stor granbarkbille under norske forhold (Lange m. fl. 2006, 2009) som er basert på studier av granbarkbillens utviklingshastighet under kontrollerte laboratorieforsøk i Sveits (Wermelinger og Seifert 1998). Modellen drives av daglige middeltemperaturer og beregner hvor langt billenes utvikling har kommet til forskjellige tidspunkt. Sammenligning med feltobservasjoner i Hedmark i løpet av 2010-sesongen viste stort sett et godt samsvar mellom denne modellen og feltobservasjonene (Krokene 2011).

Fellefangstene i 2008 fra Vestby ble sammenlignet med ukentlige klekkinger av stor granbarkbille fra 40 stammebiter av gran. Stammebitene ble plassert med innbyrdes avstand 10–15 meter på en fersk hogstflate i Vestby under fluktperioden for stor granbarkbille, dvs. 26. mai 2008 (Økland m. fl. 2011). Hver stammebit ble forsynt med Ipslure® feromondispensere ([www.kjemikonsult.no](http://www.kjemikonsult.no)) for å forsterke koloniseringen av stor granbarkbille, men disse ble fjernet før stammebitene ble overført til insektarium i Ås 10. juni 2008 for ukentlig opptelling av klekkete biller. Utdypende metodebeskrivelser er gitt i Økland m. fl. (2011 og 2021).

## 4.3 Resultater og diskusjon

### *Barkbilleovervåkingen i 2020*

Nivået av stor granbarkbille har vært noe økende fra 2019 til 2020, men lå langt under nivået for siste utbrudd på 1970-tallet (Økland og Beachell 2020). Denne økningen er trolig en effekt av den spesielt varme og tørre sommeren i 2018. Det er god grunn til å anta at mye svekket granskog i perioden etter tørkesommeren 2018 har bidratt til en lokal oppformering av stor granbarkbille, og det er vanlig at det tar tid før billepopulasjonene bygger seg opp. Økningen var synlig for Vest-Agder i den boreonemorale vegetasjonssonen, men også i fylkene Telemark, Buskerud og Akershus og Oslo som er delt mellom boreonemoral og boreal sone (Moen 1998), og i de boreale fylkene Hedmark og Sør-Trøndelag (Figur 28). Det høyeste nivået i 2020 blant fylkene var like under 10 000 biller per felle, med 9 913 biller per felle i Telemark og 9 472 i Akershus og Oslo (Figur 28). Deretter fulgte Vestfold med 8 919 og Buskerud med 8 536 (Figur 28). Til sammenligning hadde fylkene som var hardest rammet under siste utbrudd, Vestfold og Telemark, rundt 25 000 biller per felle ved slutten av utbruddet (Figur 28; alle fangsttall er basert på omregning til fangbarhet av 80-modell av fellene). Økningen i sammenligning med 2019 var størst i Vest-Agder (+124 %), og dernest Østfold (+71 %), Buskerud (+53 %), Oppland (+53 %) og Hedmark (+51 %). Sammenligner vi med fangstene i 2018 er de største økningene i Vest-Agder (+357 %), Telemark (+59 %), Akershus og Oslo (+20 %), Vestfold (+18 %) og Buskerud (+13 %).

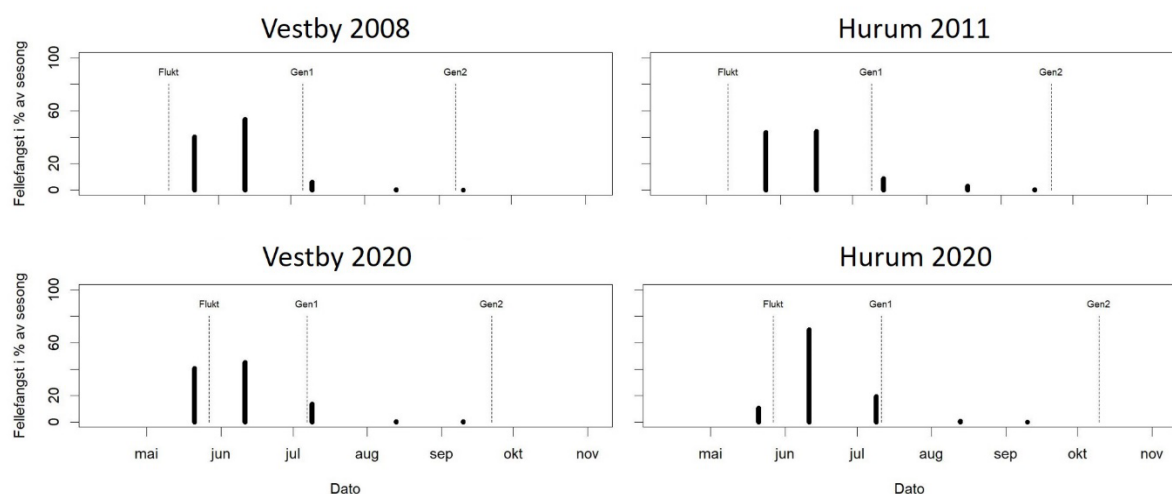
Til tross for at verdiene for fylkene lå langt under utbruddsnivå på 1970-tallet, var verdiene i noen av lokalitetene relativt høye (Økland og Beachell 2020). Tre av lokalitetene hadde rundt 20 000 biller per felle, men store billepopulasjoner er i seg selv ikke alltid nok til å gi omfattende skogskader. Hvor mange biller som skal til for å overvinne trærnes forsvar og kolonisere dem avhenger også av trærnes vitalitet (Berryman 1982). Den høyeste fangstverdien var i Porsgrunn (20 728 biller per felle), hvor det også ble observert en del skadet skog. Dette området var også hardt rammet under utbruddet på 1970-tallet. Richard Worrel (1983) foreslo etter utbruddet på 1970-tallet at mye oppsprukket berggrunn i området er årsaken til at skogen her ofte er utsatt for tørkestress og påfølgende barkbilleangrep. Den andre lokaliteten med høy fangstverdi lå i Trøgstad og hadde 19 004 biller per felle. Det var også en del skadet granskog i nærheten av denne lokaliteten, men langt mindre enn for førstnevnte lokalitet. Rundt lokaliteten i Trøgstad finnes istidsavsetningen Monaryggen (Klemsdal 2002), hvor mye drenerende stein og grus i grunnen kan ha gjort granskogen spesielt tørkestresset etter tørkesommeren 2018. Den siste av de tre lokalitetene som hadde spesielt høy fangstverdi var Hurdal med 19 008 biller per felle. Her var det imidlertid lite angrep av barkbiller. Bortsett fra noen spredte roser av tørkeskadet skog etter 2018-sommeren, var det lite spor av barkbilleangrep rundt denne lokaliteten. Hurdal tilhører den boreale sonen (Moen 1998), hvor skogene har en naturlig dominans av granskog.





### Utvidet barkbilleovervåking og forekomst av to generasjoner

Analysen av data fra den utvidete barkbilleovervåkingen i perioden 2007–2020 viser ingen tydelig økning i fellefangstene i forbindelse med en annen generasjon (se utvalgte lokaliteter i Figur 29). Den mest markerte toppen i fellefangstene finner vi i forbindelse med den første fluktperioden etter overvintring (se brede søyler i Figur 29). De første individene er klare for flukt i mai, og tidspunkt for fluktstart i mai varierer med vår- og forsommertemperaturene hvert år. Flukten skjer da de første dagene temperaturene når opp i 18–20°C eller høyere; se stiplet linje som viser døgngradberegnet tidspunkt for dette i Figur 29 («Flukt»). De første individene av avkom fra disse billene (generasjon 1) er som oftest ferdig utviklet i første del av juli, og også døgngradberegnet tidspunkt for dette er markert i Figur 29 («Gen1»). Vi ser imidlertid ikke noen vesentlig økning i fellefangstene rundt denne tiden, hverken i eksemplene i Figur 29 eller i de øvrige figurene fra utvidet overvåking i perioden 2007–2020 (se appendiks i Økland m. fl. 2021).



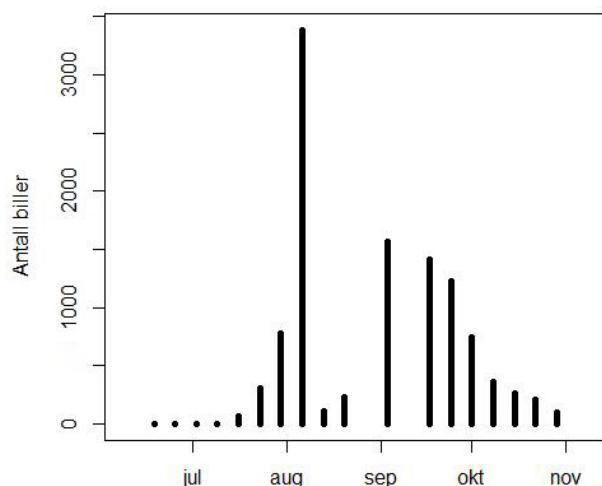
**Figur 29. Utvalgte lokaliteter med utvidet sesong i barkbilleovervåkingen. Brede søyler viser fellefangster for fem perioder i løpet av sesongen (oppgett i % av totalfangst i løpet av sesongen). Stående stiplede linjer viser beregnet start av fluktperiode (Flukt), beregnet dato for første individer til å fullføre første generasjon (Gen1) og andre generasjon inkludert modningsnag (Gen2). Resultater fra alle lokalitetene i den utvidete barkbilleovervåkingen finnes i en egen rapport (se appendiks i Økland m. fl. 2021).**

Ukentlige klekkinger fra 2008-sesongen i Vestby tyder likevel på at det forekommer to generasjoner (Figur 30). Antall klekkete avkombiller øker markert i siste halvdel av juli og begynnelsen av august, og dette samsvarer med døgngradberegnet tidspunkt for fullføring av generasjon 1 («Gen1» i Figur 29). Etter dette viser Figur 30 en ny topp av klekkinger fra starten av september som samsvarer med når andre generasjon er ferdig utviklet («Gen2» i Figur 29). Vi ser dessuten at klekkingen av generasjon 2 i stor grad skjer utover tidlighøsten, hvor temperaturene oftest er under 18–20 °C og for lave for flukt (Figur 30). Det kan ikke utelukkes helt at klekkingene ut over høsten også inkluderte noen første-generasjonsbiller som ventet lenge med å komme ut fra mortreet. Dette passer imidlertid ikke godt med den kraftige dippen i klekkingene fra tidlig i august til tidlig i september (Figur 29).

Disse klekkingene viser at det kan forekomme to generasjoner selv om dette ikke gjenspeiler seg i fangstene med feromonfeller. At granbarkbillene som klekker senere på sommeren ikke fanges i barkbillefellene kan skyldes at de ikke har så utpreget fluktatferd som de første aktive billene etter overvintring på forsommeren. Det synes å være slik at stor granbarkbille i denne delen av sesongen gjennomfører formeringen uten å fly langt. Vi kan også konkludere at formering og gjennomføring av flere generasjoner er mulig på samme stammebit, siden billene som klekket fra hver av stammebitene var lukket inne.

Det er god grunn til å overvåke om det forekommer to generasjoner eller ikke. To generasjoner kan medføre mer skogskade på grunn av to angrepsperioder; særlig der barkbillepopulasjonene er store og

andre faktorer bidrar til flere tørkestressede trær (Worrel 1983). Det synes som den beste metoden for å overvåke forekomsten av to generasjoner er modellberegninger basert på døgngader (Lange m. fl. 2009, Krokene 2011). Dette blir derfor inkludert i den nye barkbilleovervåkingen fra og med 2021 ([www.nibio.no/barkbilleovervaking](http://www.nibio.no/barkbilleovervaking)).



Figur 30. Mengden av stor granbarkbille klekket fra 40 angrepne stammebiter av gran gjennom sesongen 2008. Stammebitene ble lagt ut på hogstflate i Vestby og senere klekket ut i insektarium med uteklima i Ås.

## Litteraturreferanser

- Bakke, A., Frøyen, P. & Skattebøl, L. 1977. Field response to a new pheromonal compound isolated from *Ips typographus*. *Naturwissenschaften* 64: 98.
- Bakke, A., Sæther, T. & Kvamme, T. 1983. Mass trapping of the spruce bark beetle *Ips typographus*. Pheromone and trap technology. *Meddelelser fra Norsk Institutt for Skogforskning [Norwegian Forest Research Institute]* 38: 1-35.
- Bakke, A. 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. *Journal of Applied Entomology* 99: 33-39.
- Berryman, A. A. 1982. Biological control, thresholds, and pest outbreaks. *Environmental Entomology* 11: 544-549.
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K., Schelhaas, M.-J., Seidl, R., Svoboda, M. & Viiri, H. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. From Science to Policy 8. European Forest Institute. URL: <https://www.efi.int/publications-bank/living-bark-beetles-impacts-outlook-and-management-options>
- Kausrud, K., Økland, B., Skarpaas, O., Gregoire, J.C., Erbilgin, N., Stenseth, N.C., 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews* 87, 34-51.
- Klemsdal, T. 2002. Landformer i Østfold. *Natur i Østfold* 21(1/2): 7-31.
- Krokene, P. 2011. Granbarkbillens utviklingshastighet i liggende grantrær. Prosjekt barkbilleutvikling 2010. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 17: 1-10.
- Krokene, P., 2015. Conifer Defense and Resistance to Bark Beetles. In: Vega, F.E., Hofstetter, R.W. (Eds.), *Biology and ecology of native and invasive species*. Elsevier Academic Press, San Diego, pp. 177-207.
- Lange, H., Økland, B. & Krokene, P. 2006. Thresholds in the life cycle of the spruce bark beetle under climate change. *Interjournal for Complex Systems* 1648: 1-10.
- Lange, H., Økland, B. & Krokene, P. 2009. To be or twice to be? The life cycle development of the spruce bark beetle under climate change. In: Minai AA, Braha D, Bar-Yam Y (red.) *Unifying Themes in Complex Systems. Vol. IV: Proceedings of the 6th International Conference on Complex Systems*. Springer Verlag, Berlin, pp 251-258.

- Moen, A. 1998. Nasjonal atlas for Norge. Publisert på nett under tittel «Vegetasjon», Norges geografiske oppmåling. URL: [https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb\\_digibok\\_2010011503012](https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2010011503012) (kart over vegetasjonssoner for Norden finnes på side 92 og 94).
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H. & Schopf, A. 2015. Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytologist* 205: 1128-1141.
- Wermelinger B. & Seifert M. 1998. Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). *Journal of Applied Entomology* 122: 185-191.
- Worrell, R., 1983. Damage by the spruce bark beetle in south Norway 1970-80: a survey, and factors affecting its occurrence. *Meddelelser fra Norsk Institutt for skogforskning [Norwegian Forest Research Institute]* 38: 1-34.
- Økland, B. & Bjørnstad, O.N. 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology* 87: 283-290.
- Økland, B., Erbilgin, N., Skarpaas, O., Christiansen, E. & Långström, B. 2011. Inter-species interactions and ecosystem effects of non-indigenous invasive and native tree-killing bark beetles. *Biological Invasions* 13(5): 1151-1164.
- Økland, B. & Flø, D. 2019. Ny barkbille på vei – vil den like klimaet? I: Timmermann, V. m. fl. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2018. NIBIO Rapport 5(98): 49-53.
- Økland, B., Flø, D., Schroeder, M., Zach, P., Cocos, D., Martikainen, P., Siitonen, J., Mandelshtam, M.Y., Musolin, D.L., Neuvonen, S, Vakula, J., Nikolov, C., Lindelöw, Å., Voolma, K. 2019. Range shifts of the small spruce bark beetle *Ips amitinus* – a newcomer in Northern Europe. *Agricultural and Forest Entomology* 21(3): 286-298. <https://doi.org/10.1111/afe.12331>
- Økland, B. & Beachell, A.M. 2020. Granbarkbilen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2020. NIBIO Rapport 6(129): 29 s. URL: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmliui/handle/11250/2685020>. Rapporten kan også lastes ned fra hjemmesiden ved NIBIO [www.nibio.no/barkbilleovervaking](http://www.nibio.no/barkbilleovervaking).
- Økland, B., Lange, H., Krokene, P., Finne, E.A. & Buran, R. 2021. Fra en til to generasjoner granbarkbille i Norge. Statusanalyse med data fra klekking og barkbilleovervåkingen. NIBIO Rapport 7(106): 21 s + appendiks. URL: <https://hdl.handle.net/11250/2758768>. Rapporten kan også lastes ned fra hjemmesiden ved NIBIO [www.nibio.no/barkbilleovervaking](http://www.nibio.no/barkbilleovervaking).

## 5 *Diplodia sapinea* på vrifuru

Venche Talgø <sup>(1)</sup>, Inger Sundheim Fløistad <sup>(1)</sup>, Isabella Børja <sup>(1,2)</sup>, Ari Hietala <sup>(1)</sup>, May Bente Brurberg <sup>(1,2)</sup> og Martin Pettersson <sup>(1)</sup> <sup>(1)</sup>NIBIO, <sup>(2)</sup>NMBU

### 5.1 Innledning

*Diplodia sapinea* (Fr.) Fuckel (syn. *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko & B. Sutton) er en kjent skadegjører på arter av furu (*Pinus* spp.) og andre bartrær (Pettersson m. fl. 2021). Soppen kan drepe nye nåler og skudd, danne kreftsår med kvaeutflod og infisere kongler. Når kongler er smittet, kan soppen bli overført til frø og videre til småplanter under oppal (Talgø m. fl. 2020a, 2020b). Den kan også angripe eldre trær som har fått skade av hagl eller annet (Butin 1995). *Diplodia sapinea* tar vanligvis ikke livet av større trær, men det kan forekomme (Stanosz 2018).

Første funn av *D. sapinea* i Norge ble gjort på einer (*Juniperus communis*) i 2002 i Ås kommune (Talgø & Stensvand 2003). På den tiden var soppen bare kjent lenger sør i Europa. Butin (1995) rapporterte at soppen var uvanlig i unge furuplantaser i Sentral-Europa, men mer frekvent på 1–3 år gamle frøplanter. Vi gjorde ingen nye funn av soppen før i 2012, da på gran (*Picea abies*) med toppdørke ved Larvik (Talgø & Thomsen 2015). I 2016 og 2017 fant vi på ny *D. sapinea* i Ås kommune, henholdsvis på to unge trær (3–4 m høge) av gran med døde topper og i kreftsår på en ung vanlig furu (*P. sylvestris*). I mai 2020 isolerte vi *D. sapinea* fra en sembrafuru (*P. cembra*) i Ås kommune. Denne furua hadde flere døde skudd, men ingen synlige sporehus av soppen. Isolering vil si at små biter skjæres ut under barken i overgangen mellom sjukt og friskt vev. Bitene legges på kunstig vekstmedium (agar) for å få frem eventuell soppvekst. I dette tilfellet utviklet det seg en mørk soppkultur på agaren som vi mistenkte var *D. sapinea*, noe som ble fastslått med DNA-analyse (sekvensering av ITS-området av ribosomalt DNA) (Talgø m. fl. 2020b).

Først i august 2020 oppdaget vi et større utbrudd av *D. sapinea* i Norge, da i en bestand av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*), og igjen i Ås kommune. Det er spesielt funnet på vrifuru som omtales i denne rapporten. Bestanden med vrifuru ble plantet i 1930 i arboretet i Nordskogen ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Vrifuru, som også kalles kontortafuru, har sitt opphav på vestsida av Nord-Amerika. Det er den fremmede trearten det er mest av i Norden, og majoriteten er plantet sør i Norrland og nordvest i Svealand i Sverige, totalt ca. 6 millioner dekar (daa) (Mårald & Nordlund 2014). I Norge er det plantet 60 000–80 000 daa i innlandet og fjellnære områder (Nordbakken 2012). Vrifuru ble etablert i stor skala på furumark i Norden på 1960- og 70-tallet fordi egenskapene til trevirket ligner på de som vanlig furu har, de vokser raskere enn vanlig furu og har bedre toleranse for furuas snøskyttesopp (*Phacidium infestans*) (Solheim 2021). I dag er det delte meninger om de innførte treartene i de nordiske landene. I Norge har bruken blitt veldig restriktiv, og på Fremmedartslista 2018 ble vrifuru vurdert til å utgjøre en svært høy økologisk risiko på grunn av stort invasjonspotensiale og middels negativ økologisk effekt (Elven m. fl. 2018). Vurderingen av invasjonspotensialet ser dermed ut til å ha endret seg etter at Nordbakken (2012) rapporterte at innlandsformen av vrifuru hadde vist liten evne til spredning i og ved plantefeltene i Nord-Sverige og Norge (se også Nygaard m. fl. 2015 for informasjon om vrifuru i Hedmark).

Her har vi altså å gjøre med to fremmede arter, et nylig ankommet patogen og en vertplante som allerede ble introdusert i mindre skala på slutten av 1800-tallet, og det er ikke ønskelig at disse skal spre seg i Norge.

Mye tyder på en oppblomstring av soppen i hele Norden i den samme perioden som i Norge (Oliva m. fl. 2013; Talgø & Thomsen 2015; Drenkhan m. fl. 2017), noe som sannsynligvis kan knyttes til klimaendringene og økt handel og import av planter.



## 5.2 Metoder

### *Symptomer*

Status per august 2020 var at det var få levende trær igjen i vrifurubestanden i Nordskogen, og at de fleste av disse hadde døde skudd og svært redusert krone (Figur 31). Feltet var preget av døde trær, rotvelter og insektangrep.



Figur 31. Vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*) planta i Nordskogen i Ås kommune i 1930. De fleste trærne var døde eller svært redusert i krone per 20. august 2020. Foto: Venche Talgø

### *Prøvetaking*

Det er uvisst hvor lenge trærne hadde skrantet før de ble undersøkt. Da det var umulig å få tak i prøver fra krone på de høye, stående trærne, ble kongler som hadde falt på bakken undersøkt. Det ble også tatt misfarga skudd (grågrønne, klorotiske og nekrotiske) og kongler fra et nylig rotvelta tre. Dette treet hadde også mange friske skudd, og det var ingen synlig insektskade på stammen eller i krone.

Det ble også tatt bar- og kongleprøver fra gran og vanlig furu som hadde spirt opp i feltet. Dette var stort sett materiale som hadde falt ned på bakken, da det igjen var vanskelig å få tak i prøvemateriale fra stående trær.

### *Prøveanalyser*

På prøver av nåler og kongler var det tegn til sporehus av sopp, i form av små, mørke prikker. Materialet ble inkubert i fuktkammer (vannmettet luft, romtemperatur, 1–7 dager) før videre undersøkelse i lupe og mikroskop.

## 5.3 Resultater

Undersøkelse av de inkuberte prøvene av vrifuru viste at sporehusene på både nåler (Figur 32) og kongler (Figur 33) tilhørte soppen *D. sapinea*. Fra sporehusene (Figur 34A) töt det ut mørk sporemasse (Figur 34B). Slik sporemasse består av hundrevis av sporer som er klebet sammen i sporekrøller («spore tendrils» på engelsk). Figur 34C viser sporene, som er svært karakteristiske og lette å identifisere i mikroskop. I gjennomsnitt er de rundt 0,04 mm lange (dvs. 40 mikrometer ( $\mu\text{m}$ )), noe som er relativt stort til å være sopp sporer.





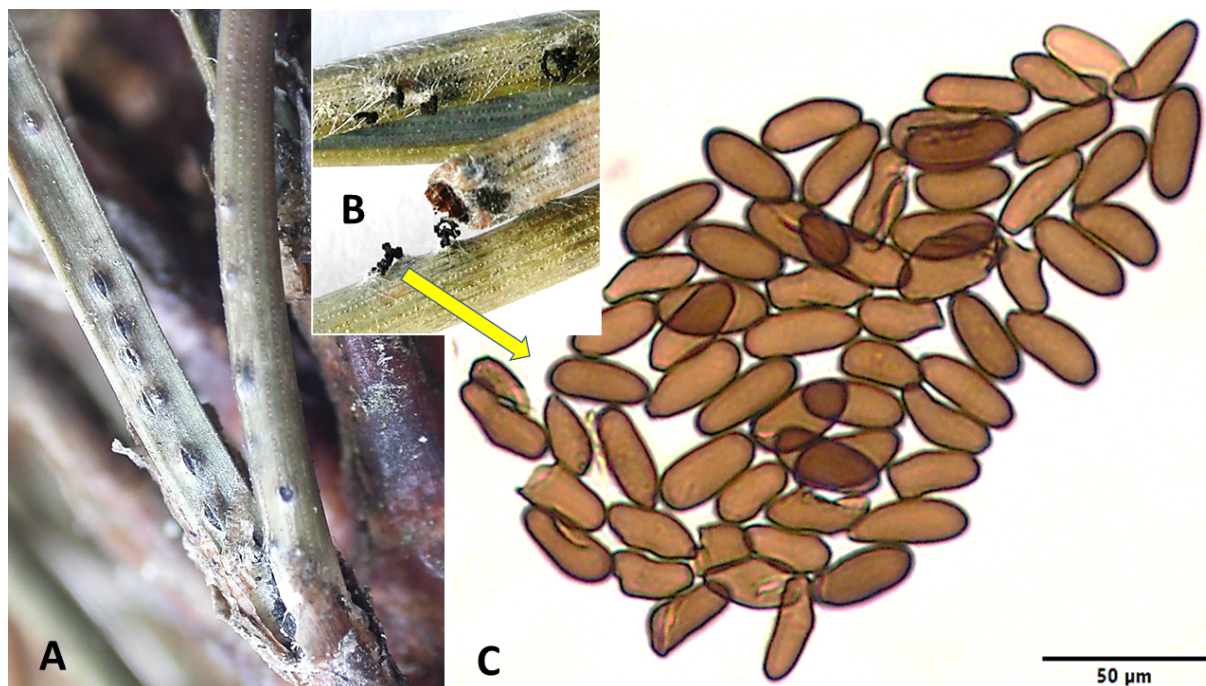
Figur 32. Rotvelt (venstre) av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*) i Nordskogen i Ås kommune 20. august 2020. Treet var sterkt infisert med *Diplodia sapinea* både på skudd, nåler og kongler. Sporehus (svarte prikker) på nåler (høyre). Foto: Venche Talgø



Figur 33. Kongler av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*) i Nordskogen i Ås kommune (venstre). Nærbildet til høyre viser tett med svarte sporehus av *Diplodia sapinea* som bryter frem, spesielt mellom kongleskjellene. Foto: Venche Talgø

Det ble også funnet *D. sapinea* på brune skudd av gran og på skudd og kongler av vanlig furu, men disse trærne hadde minimalt med skade.





Figur 34. *Diplodia sapinea* sporehus (A) og sporekrøller som tyter ut fra sporehus (B) på nåler av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*), og sporer observert i mikroskop (C). Foto: Venche Talgø (A, B) og Tor Arne Justad (C)



Figur 35. Under barken på dette døde treet av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*) var det flere reir etter insektangrep. Slike reir (gul pil) blir laga både av bartreløper (*Rhagium inquisitor*) og furusnutebille (*Pissodes pini*). Det kan heller ikke utelukkes angrep av barkbiller (Scolytinae) på treet. Foto: Venche Talgø

Som vist i Figur 35, var det spor (reir) etter bartreløper (*Rhagium inquisitor*) eller furusnutebille (*Pissodes pini*) på en av de døde vrifuruene (man trenger selve insektet for å være sikker på art). Begge disse insektene er sekundære skadegjørere, så de kan ha etablert seg under barken etter at treet ble svekket av *Diplodia*-infeksjon. De vil ikke kunne drepe trær på egenhånd.

## 5.4 Diskusjon

Smitten av *D. sapinea* har trolig bygd seg opp over lengre tid. Det er interessant at feltet med vrifuru bare ligger noen få hundre meter i luftlinje fra der det første funnet av *D. sapinea* i Norge ble gjort på einer (Talgø & Stensvand 2003). Det er også interessant at andre bartrær i området bare hadde svake eller ingen angrep. Det bør gjennomføres et kontrollert smitteforsøk med *D. sapinea* i vekstkammer for å fastslå hvor sensitiv vrifuru er i forhold til vanlig furu. Dersom vrifuru viser seg å være spesielt mottakelig for infeksjon av *D. sapinea*, kan denne vertplanten brukes som indikatorplante på om det er smitte i et område.

Vrifuruene i Nordskogen hadde blitt plantet på toppen av en høyde og kan ha blitt svekket av tørkesommeren i 2018, men det er lite sannsynlig at tørke alene har drept trærne når de har klart seg der i over 90 år.

Etter forekomsten av sporehus å dømme, må sporeproduksjonen i 2020 ha vært enorm. Sporekrøllene som kommer frem i forbindelse med fuktig, mildt vær løser seg opp i vanddråper og kan på det viset lett sprute over på nye nåler innen samme treet eller til nabotrær. Det er også kjent at insekter kan være vektorer for sopp. Det er ikke uvanlig at barkbiller og andre insekter trekker mot trær som blir svekket av biotiske og/eller abiotiske skader. Det har blant annet blitt gjort funn av *D. sapinea* i firtannet barkbille (*Pityogenes quadridens*) i Grue kommune (Talgø m. fl. 2020), og Drenkhan m. fl. (2017) omtaler gransnutebille (*Hyllobius abietis*) som en mulig vektor for *D. sapinea* i Estland.

Etter funnet av *D. sapinea* på vrifuru, gran og vanlig furu i det omtalte vrifurufeltet, tok vi også ut prøver av flere andre furuarter med døde skudd i Nordskogen og i parken ved NMBU; bergfuru (*Pinus uncinata*), dvergfuru (*P. pumila*), gullfuru (*P. ponderosa*), sibirfuru (*P. sibirica*), silkefuru (*P. peuce*) og svartfuru (*P. nigra*). På disse ble det ikke funnet *D. sapinea*.

I Sverige har det vært utbrudd av *D. sapinea* i skogplanteskoler. I Norge importeres det noe foredlet plantemateriale av vanlig furu fra Sverige. Det er viktig at slike planter blir sjekket for symptomer (døde nåler og skudd) før de plantes i skogen.

Da denne sopp kan være frøoverført, noe vi ved et tilfelle har påvist i et svensk frøparti, er det viktig at skogplanteskoler er spesielt oppmerksomme på symptomer av *D. sapinea* ved bruk av svensk eller annet utenlandsk furufrø (Pettersson m. fl. 2020). Infiserte planter vil typisk få hengende nåler, noe som ofte sammenlignes med en delvis nedslått paraply (Figur 36). Man må også være på utkikk etter disse symptomene ved oppal av frøplanter fra norskprodusert frø, da sopp kan være mer utbredt enn hva vi per i dag har oversikt over. Dersom sporehus får tid til å utvikle seg som vist i Figur 36, vil sporer av sopp lett spres med vannsprut ved overvanning. Eventuelle småplanter med symptomer må derfor fjernes umiddelbart for å holde smittetrykket nede.

*Diplodia sapinea* er ikke en karanteneskadegjører, altså er den ikke underlagt offentlige tiltak i forhold til forskrift om plantehelse. Det er dermed ingen rapporteringsplikt til Mattilsynet, som har det overordna ansvaret for norsk plantehelse. Vi mener likevel at det må settes inn saneringstiltak når *D. sapinea* blir funnet for å redusere smittetrykket. Når det har bygd seg opp så massiv smitte som det vi observerte på vrifuru i Nordskogen, frykter vi at det vil spre seg også til vanlig furu og gran i en større omkrets, gitt gunstige vekstvilkår for sopp (varmt og fuktig). Det kan føre til epidemiske utbrudd slik som det har forekommet på vanlig furu i Sverige (Brodde m. fl. 2019). Nyvekst av skudd og kongler vil være spesielt mottakelig for sopp. I Nordskogen rådet vi derfor til sanering av døde og skadde trær, samt smittet materiale som lå på bakken, i god tid før vekstsesongen 2021. Generelt er det effektivt å brenne smittet materiale på stedet, men dette kan være vanskelig å gjennomføre i praksis. For å verne nærliggende bestand av andre furuarter og gran i Nordskogen, ble hele vrifurubestanden felt vinteren 2021, og i slutten av mars ble det meste av grener og bar brent (Figur 37).





Figur 36. Skade på frøplante av vanlig furu (*Pinus sylvestris*) i en svensk skogplanteskole etter angrep av *Diplodia sapinea*. De små, runde og svarte strukturene (prikkene) på de brune partiene av nålene er soppens sporehus. Foto: Audrius Menkis



Figur 37. Sanering (felling og brenning) av vrifuru (*Pinus contorta* var. *latifolia*) som var infisert med *Diplodia sapinea* i Nordskogen i Ås kommune. Foto: Venche Talgø

Vi gjør oppmerksom på at det fins flere soppsjukdommer som kan gi lignende symptomer som *D. sapinea*, for eksempel furuas knopp- og greintørkesopp (*Gremmeniella abietina*), som også kan skade vanlig gran og nordmannsedelgran (*Abies nordmanniana*) (Talgø m. fl. 2018).



### Rapportering av skade

Mistanke om utbrudd av *D. sapinea* kan rapporteres på [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no).

### Takk

Vi vil takke Torstein Kvamme ved NIBIO for å ha vurdert insektskaden i Figur 35. Arbeidet på vrifuru ble gjort i prosjektet «Funn av soppen *Diplodia sapinea* i Norge – en risiko ved produksjon av furu?» (2020–2022), finansiert av Landbruksdirektoratet gjennom programmet Tilskudd til genressurstiltak – husdyr, planter og skogtrær.

## Litteraturreferanser

- Brodde, L., Adamson, K., Camarero, J.J., Castaño, C., Drenkhan, R., Lehtijärvi, A., Luchi, N., Migliorini, D., Sánchez-Miranda, Á., Stenlid, J., Özdag, S. & Oliva, J. 2019. Diplodia Tip Blight on Its Way to the North: Drivers of Disease Emergence in Northern Europe. *Front. Plant Sci.* <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01818>.
- Butin, H. 1995. Tree diseases and disorders: causes, biology, and control in forest and amenity trees. Oxford University Press Inc, New York, USA. 252 s.
- Drenkhan, T., Voolma, K., Adamson, K., Sibul, I. & Drenkhan, R. 2017. The large pine weevil *Hylobius abietis* (L.) as a potential vector of the pathogenic fungus *Diplodia sapinea* (Fr.). *Agricultural and Forest Entomology* 19:4–9. <https://doi.org/10.1111/afe.12173>.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P.A., Åsen, P.A. & Vandvik, V. 2018. *Pinus contorta*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken <https://artsdatabanken.no/fremmedarter/2018/N/538>.
- Mårald, E. & Nordlund, C. 2014. Idéer och värderingar. Rapport från Future Forests 2009-2012. Future Forests Rapportserie 3:1-38.
- Nordbakken, J.-F. 2012. Vrifuru *Pinus contorta*. Artsdatabankens faktaark nr. 226. <http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark226.pdf>.
- Nygaard, P.H., Nyeggen, H. & Støtvig, S. 2015. Vrifuru i Hedmark. Oppdragsrapport fra Skog og landskap. 01/2015. 25 s.
- Oliva, J., Boberg, J. & Stenlid, J. 2013. First report of *Sphaeropsis sapinea* on Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Austrian pine (*P. nigra*) in Sweden. *New Disease Reports* 27: 23. [https://www.ndrs.org.uk/pdfs/027/NDR\\_027023.pdf](https://www.ndrs.org.uk/pdfs/027/NDR_027023.pdf).
- Pettersson, M., Floistad, I.S., Børja, I., Hietala, A. & Talgø, V. 2020. *Diplodia sapinea* – en ny skadegjører på furu. NIBIO POP 6: 4 s. <https://hdl.handle.net/11250/2656308>.
- Pettersson, M., Floistad, I.S., Børja, I., Hietala, A. og Talgø, V. 2021. Diplodia skuddsjuke. Skogskader.no. <https://skogskader.nibio.no/skader/899>.
- Solheim, H. Furuas snøskyttesopp. 2021. Skogskader.no. <https://skogskader.nibio.no/skader/62> (lasta ned 1.6.2021).
- Stanosz, G.R. 2018. Diplodia shoot blight and canker. Side 80–83 i: Hansen, E.M., Lewis, J.L. & Chastagner, G.A. (red.). Compendium of conifer diseases. Andre utgave. APS press. Minnesota, USA. 224 s.
- Talgø, V., Børja, I., Floistad, I.S., Hietala, A., Solheim, H. & Pettersson, M. 2020a. Ny soppssjukdom på furu i Norge. *Skog* 1: 58–59.
- Talgø, V., Floistad, I.S., Brurberg, M.B., Børja, I., Hietala, A. & Pettersson, M. 2020b. *Diplodia sapinea*: Framand soppart som skadar bartre. *Naturen* 144(6): 234-239.
- Talgø, V., Floistad, I.S. & Strømeng, G.M. 2018. *Gremmeniella abietina* (furuas knopp- og greintørke sopp). NIBIO. Faktaark om dyrking av skogplanter nr. 6. 2 s. <http://www.nibio.no/skogplanter>.
- Talgø, V. & Stensvand, A. 2003. *Sphaeropsis sapinea*. *Grønn kunnskap* e 7(101Y): 2 s. <http://hdl.handle.net/11250/2505789>.
- Talgø, V. & Thomsen, I.M. 2015. *Diplodia sapinea* found on *Picea* spp. in Norway and Denmark. I Joint IUFRO 7.02.02 Foliage, shoot and stem diseases of forest trees and 7.03.04 Diseases and insects in forest nurseries, Uppsala, Sverige 7–12 juni 2015, side 99.

## 6 Almesyke sprer seg til nye områder

Halvor Solheim <sup>(1)</sup> og Isabella Børja <sup>(1,2)</sup> <sup>(1)</sup>NIBIO, <sup>(2)</sup>NMBU

### 6.1 Innledning

Vanlig alm (*Ulmus glabra* Huds.) er spredt i lavlandet i Sør-Norge og vokser spredt langs kysten helt opp til Beiarn litt nord for Polarsirkelen. Alm har stor betydning i Norge, ikke bare biologisk, estetisk og kulturelt, men har også stor nytteverdi og lange tradisjoner i norske bygdesamfunn. Mange steder på Vestlandet, som for eksempel i Eikesdalen (Figur 38), ble alm benyttet til dyrefôr i uminnelige tider. Unge grener på trærne ble regelmessig styvet med flere års mellomrom og brukt som fôr til dyrene. Trærne fikk deretter et karakteristisk utseende (Figur 38). I nyere tid har almen blitt truet av en sykdom, almesyke, og almebestanden ble nesten utradert i mange områder, særlig i Europa og Nord-Amerika. På engelsk heter sykdommen «Dutch elm disease» da det i hovedsak var nederlandske forskere som arbeidet med å finne årsaken til almesyke i den tidlige fasen.



Figur 38. Karakteristisk utseende på styvede almetrær i Eikedalen. Foto: Isabella Børja.

#### *Almesyke – en pandemi*

For vel hundre år siden (rundt 1910) begynte almetrær i Nederland, Belgia og nordlige Frankrike å skranke, og mange trær døde. Det ble snart klart at en sopp i slekten *Ophiostoma* (*Ceratocystis*) var årsaken til denne sykdommen som ble kalt almesyke, og soppen ble etter hvert beskrevet som *Ophiostoma ulmi*. Pandemien utviklet seg raskt, og almesyke spredte seg også til Nord-Amerika. Både i Europa og Nord-Amerika avtok den første pandemien i 1940-årene (Brasier 1996). Senere, på slutten av 1940-årene, begynte det å utvikle seg en ny pandemi; samtidig både i Europa og det sentrale Nord-Amerika. Denne gangen var årsaken en helt ny art beskrevet som *Ophiostoma novo-ulmi*, med underartene *O. novo-ulmi* subsp. *novo-ulmi* i Europa, med utspring i området Romania-Moldova-

Ukraina, og *O. novo-ulmi* subsp. *americana*, med utspring i de sørlige deler av de store sjøer (Great lakes) i Nord-Amerika (Brasier 1979; Brasier og Kirk 2001). Denne arten spredde seg raskt på begge kontinenter, og var mye mer dødelig enn den gamle arten *O. ulmi*.

### **Spredning og infeksjon**

Almesyke er en typisk visnesyke og er i ekstreme tilfeller i stand til å drepe voksne almetrær i løpet av noen uker. De første symptomene på angrepne trær er temmelig iøynefallende siden sykdommen starter med at enkelte grener plutselig får gule blader som raskt blir brune og sammenkrøllet midt i en ellers grønn krone (Figur 39 A-C). Trærne som er angrepet av almesykesoppen setter i gang egne forsvarsmekanismer for å hindre soppvekst og spredning inni vevet. I grener som er smittet med almesykesoppen er denne forsvarsresponsen synlig som en karakteristisk mørk ring i vevet under barken (Figur 39 E).

Selv om det er soppen som forårsaker almesyke, er det barkbiller i slekten *Scolytus* som spiller en nøkkelrolle i infeksjon og spredning av almesyke. I Norge er det trolig liten almesplintborer (*Scolytus laevis*) som sprer sykdommen. Når billene klekkes ut fra trær som allerede er infiserte, frakter de med seg sopp sporer i hulrom på dekkvinger og andre steder på kroppen. Billene flyr på forsommeren og oppsøker almetrær, gjerne helt friske trær, for å foreta et næringsgnag i grenvinkler som er rundt 2-3 cm tykke. Mens billene gjør næringsgnaget gnir de av seg sopp sporene som spirer og sprer seg oppover og nedover fra det ferske gnaget. Sporene sprer seg raskt og effektivt med vannstrømmen oppover i treet, og med næringstransporten nedover. *Ophiostoma novo-ulmi* dreper almetrær svært raskt, mye raskere enn *O. ulmi*.

### **Almesyke i Norge**

Til tross for importreguleringer av almevirke siden 1950-årene har almesyke kommet til Norge flere ganger. De første funnene ble gjort langs jernbanelinje i Oslo i 1963 og 1972 (Roll-Hansen 1985). Den gang ble det ikke fastslått hvilken sopp som var årsaken, men trolig var det *O. ulmi*, den mindre aggressive arten av almesykesopp. Første funn av den mest aggressive arten, *O. novo-ulmi*, ble gjort i Oslo i 1981, og i Drammen i 1982; det var underarten *americana* begge steder (Brasier 1983). Utover 1980-årene ble det en stadig økning i angrep av almesykesopp, og nå hadde også den europeiske underarten *novo-ulmi* kommet til Norge (Solheim 1991).

I perioden 1981–88 ble det registrert en svak økning i pandemien i Norge og i 1989 ble omtrent 900 trær angrepet. I 1991 vedtok Buskerud fylke å starte registreringer, i hovedsak i Lier, men også andre steder rundt Drammen. Samtidig var det en stor aktivitet i Oslo for å registrere og felle angrepne trær. I 1992 bevilget Landbruksdepartementet midler til registrering og destruering av almesyke trær. Stadig økende antall almetrær ble registrert som døende eller døde og i 1993 steg tallet til mer enn 5000 trær (Eriksen 1993, 1994a). Utover på 1990-tallet spredde almesyke seg til flere steder, for eksempel til Horten i 1990, Larvik i 1991, mens Grenland fikk de første angrepene i 1995.

I 1994 ble det bestemt at en skulle gjøre nøyaktige registreringer i en buffersone sydligst og vestligst i Vestfold, samt i Grenlandsområdet (Eriksen 1994b). I denne buffersona var det tidligere gjort svært få funn av almesyke, og tanken var å felle og destruere angrepne trær omgående for å hindre videre spredning av almesyke. I 1995 ble det første funn av almesyke gjort i denne buffersona, med 8 angrepne trær i Porsgrunn (Eriksen 1995), og senere har det jevnlig vært angrep på noen trær i Grenland. Fra nabokommunene i sør har vi ikke fått noen rapporter om almesyke.

Til Kristiansand ble det importert almesyke i 1996 og 2005, trolig med fergetrafikk fra Danmark. Begge ganger ble det satt i gang en formidabel innsats og alle angrepne almetrær ble felt og destruert. I tillegg ble alle nabotrær, og friske trær i umiddelbar nærhet til syke trær tatt ned. Bekjempelsen viste seg å være vellykket. I Bergen ble det oppdaget et skrantende almetre i 1997. Dette ble tatt ned og destruert, og siden har det ikke vært registrert almesyke i Bergen.





Figur 39. Typiske tegn på almsyke. (A) Skrantende tre med eldre døde grener helt uten blader og fersk skade med grener med gule blader som senere blir brune. (B) Typiske tegn på almsyke på et tuntre i Arendal (rød pil). (C) Utseende på et tre som holder på å dø av almsyke. (D) Nærbilde av en gren med typiske tegn til almsyke: tidlig lokal visning av grener på forsommeren, med gule og brune blader. (E) Nærbildet av tynn gren med typisk mørk ring under barken, som indikerer almsyke. Den mørke ringen er et synlig tegn på treetts forsvar, overvunnet av almsykesoppen. Foto: Isabella Børja.







I løpet av 1992-95 ble det i Lier kommune registrert omtrent 1700 syke trær, hvorav omtrent 1400 trær som var angrepet i løpet av de to siste år ble fjernet. I Lier var angrepene svært sterke, i Larvik var de begynnende, mens i Grenland var det ikke noe angrep; det første angrep ble registrert her i 1995. Mens det vokste mye alm i Lier, var det langt mindre alm i Larvik og enda mindre i Grenland.

I løpet av undersøkelsene i 2006 og 2007 døde hhv. 1,9 og 4,0 % av almene i Lier, hovedsakelig store trær. Tapet ble imidlertid erstattet av god tilvekst på de gjenværende trærne og i mange områder var det i tillegg svært god gjenvækst, så volummessig ble det ikke mindre alm. I de to andre områdene, undersøkt i 2008, var dødsraten mindre, i Grenland 1,2 % og i Larvik 0,2 %. Konklusjonen etter disse undersøkelsene ble at almesyke foreløpig ikke var en trussel mot alm i Norge (Solheim m. fl. 2011).

### **Almesyke inntar nye områder**

Siden 2008 har det ikke vært gjort noen systematisk undersøkelse av almesykespredning i Norge. I 2008 var almesyke spredt rundt Oslofjorden fra Fredrikstad på østsiden til Grenland på vestsiden. Nord for Oslo var den etablert på Romerike, nord for Lier har den etablert seg på Ringerike og vest for Drammen innover i Eiker (Figur 40). En ti-års tid deretter har den spredt seg sakte videre mot svenskegrensen og flere steder i Indre Østfold. Soppen har spredt seg mer både på Romerike, Ringerike, i Eiker og innover i Vestfold.

Sør for Grenland tenkte en at spredning kunne bli vanskelig, da det er lite alm der og den vokser spredt. Men i 2020 fikk vi tilsendt prøver fra et gammelt almetre i Langsæparken i Arendal med mistanke om almesyke. Soppen vi isolerte var den aggressive *O. novo-ulmi*. Da vi senere foretok en befarings i Arendal, fant vi almetrær med typiske symptomer på almesyke i Langsæparken og nærliggende områder. I løpet av høsten 2020 har kommunen registrert flere almetrær med almesyke og sendt oss 8 prøver. Alle unntatt en prøve var positive, og vi påviste den aggressive arten av almesyke, *O. novo-ulmi*. Vi fant også flere angrepne almetrær på en eiendom i Sønedeled (i Risør kommune) ikke langt fra grensen mot Telemark (Figur 40). Eieren var dessverre ikke til stede så vi tok ikke prøver, men symptomene var klare.

De nye funnene kan tyde på at en ny spredningsbølge er på gang. Mulige årsaker kan være frakt av smittet materiale fra steder hvor almesyke allerede er etablert, for eksempel i Oslo-området eller i Danmark. Men spredningen kan også ha sammenheng med at andre *Scolytus*-arter, som kan være mer effektive i å frakte soppsporene, har kommet til Norge.

Almesyke står oppført i Mattilsynets plantehelseforskrift § 6, vedlegg 6, («Planteskadegjørere som det i avgrensede områder kan fastsettes bestemmelser om bekjemping av»), men Mattilsynet har så langt ikke definert i hvilket område det er aktuelt å bruke denne.

Når det gjelder det pågående utbruddet i Agder, så vurderer Mattilsynet at det ikke er aktuelt å gå inn med vedtak om pålegg om bekjemping, siden det finnes et godt lokalt engasjement for å stoppe almesyke. Dynamikken av almesykeutbrudd styres av flere faktorer som er påvirket av de nåværende klimaendringene: vekstvilkår for alm, spredning og effektivitet av billene som frakter soppsporer, samt patogenitet av almesykesopper. Fordi den siste systematiske undersøkelsen av almesykespredning i Norge ble gjennomført for 13 år siden, mens sykdommen viste stadig større spredning, bør en ny kartlegging settes i gang.

## Litteraturreferanser

- Brasier, C.M. 1979. Dual origin of recent Dutch elm disease outbreaks in Europe. *Nature* 281, 78–80.
- Brasier, C.M. 1983. The future of Dutch elm disease in Europe. In: *Research on Dutch Elm Disease in Europe*. Ed. by Burdekin, D. A. *For. Commun. Bull.* 60, 96–104.
- Brasier, C.M. 1996. New horizons in Dutch elm disease control. *Rep. For. Res., Edin.* 1996, 20–28.

- Brasier, C.M. Lea, J., Rawlins, M.K. 1981. The aggressive and non-aggressive strains of *Ceratocystis ulmi* have different temperature optima for growth. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 76, 213–218.
- Brasier, C.M., Kirk, A.K. 2001. Designation of the EAN and NAN races of *Ophiostoma novo-ulmi* as subspecies. *Mycol. Res.* 105, 547-554.
- Eriksen, R. 1993. Rapport fra Prosjekt ALMESYKE 1992. NIJOS Rapport 3/93, 18 s.
- Eriksen, R. 1994a. Rapport fra Prosjekt ALMESYKE 1993. NIJOS Rapport 2/94, 22 s.
- Eriksen, R. 1994b. Rapport fra Prosjekt ALMESYKE 1994. NIJOS Rapport 11/94, 23 s.
- Eriksen, R. 1996. Rapport fra Prosjekt ALMESYKE 1995. NIJOS Rapport 2/96, 16 s.
- Roll-Hansen, F. 1985. Outbreaks and new records. Norway. *Ceratocystis ulmi* on *Ulmus glabra*. *FAO Plant Prot. Bull.* 33, 75.
- Solheim, H. 1991. Almesjuka, årsak og utvikling. *Aktuelt fra NISK* 10, 75–88.
- Solheim, H., Eriksen, R. and Hietala, A.M. 2011. Dutch elm disease has currently a low incidence on wych elm in Norway. *For. Path.* 41, 182-188.

# 7 Overvåking av askeskuddsyke

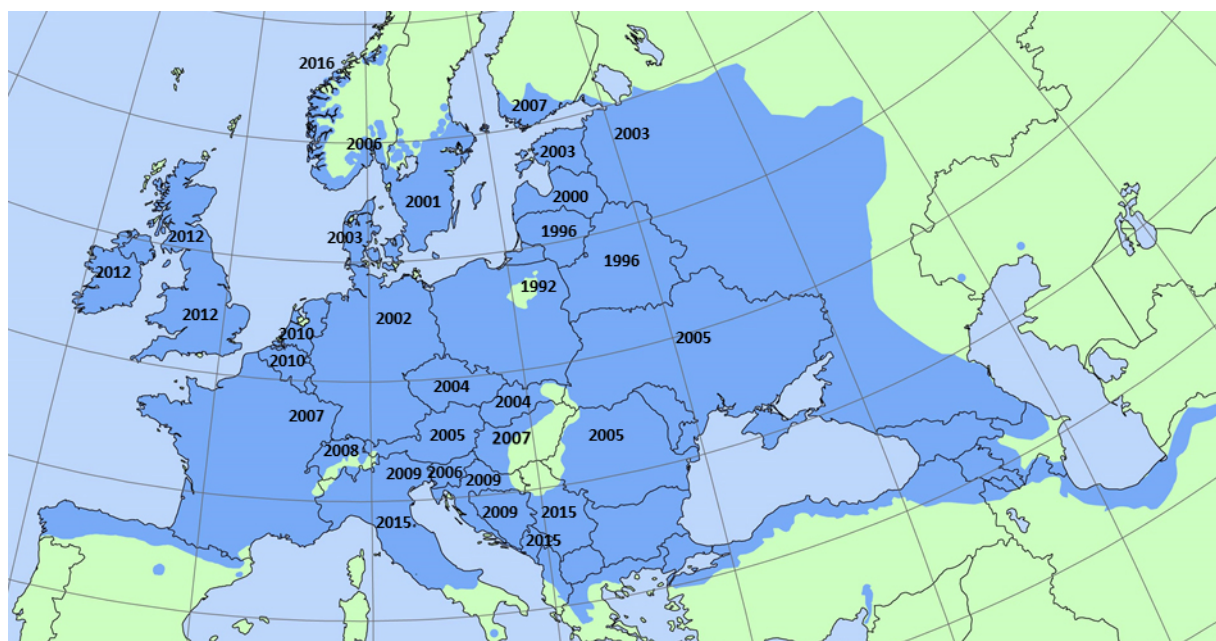
Volkmar Timmermann og Halvor Solheim (NIBIO)

## 7.1 Innledning

Askeskuddsyke ble først oppdaget i Polen tidlig på 1990-tallet. Sykdommen spredte seg etter hvert til nabolandene. Siden årsaken var ukjent, ble det ikke satt i gang kontrolltiltak som for eksempel begrensning av handel med askeplanter for å forhindre spredningen over landegrensene. Først i 2006 ble årsaken funnet, en sopp som fikk det vitenskapelige navnet *Chalara fraxinea*. Da først kom den inn på forskjellige lands karantenerister over sopper det er forbudt å innføre. Senere har soppen fått navnet *Hymenoscyphus fraxineus*, på norsk askeskuddbeger.

Soppens små begre utvikles på fjorårets askebladstilker i skogbunnen. Sporene, som spres i sommermånedene, infiserer bladene på asketrærne i løpet av vekstsesongen, og soppen vokser derfra videre til greinene og til stammen. Infeksjonen forårsaker nekroser i bladene og bladstilkene, og seinere (i vinterhvilen) i greinene og stammen med bladvisning og skudd- og greinavdøing som følge (Solheim m. fl. 2017). Gjentatte angrep over flere år vil til slutt kunne drepe hele treet, ofte i samspill med andre faktorer som råte.

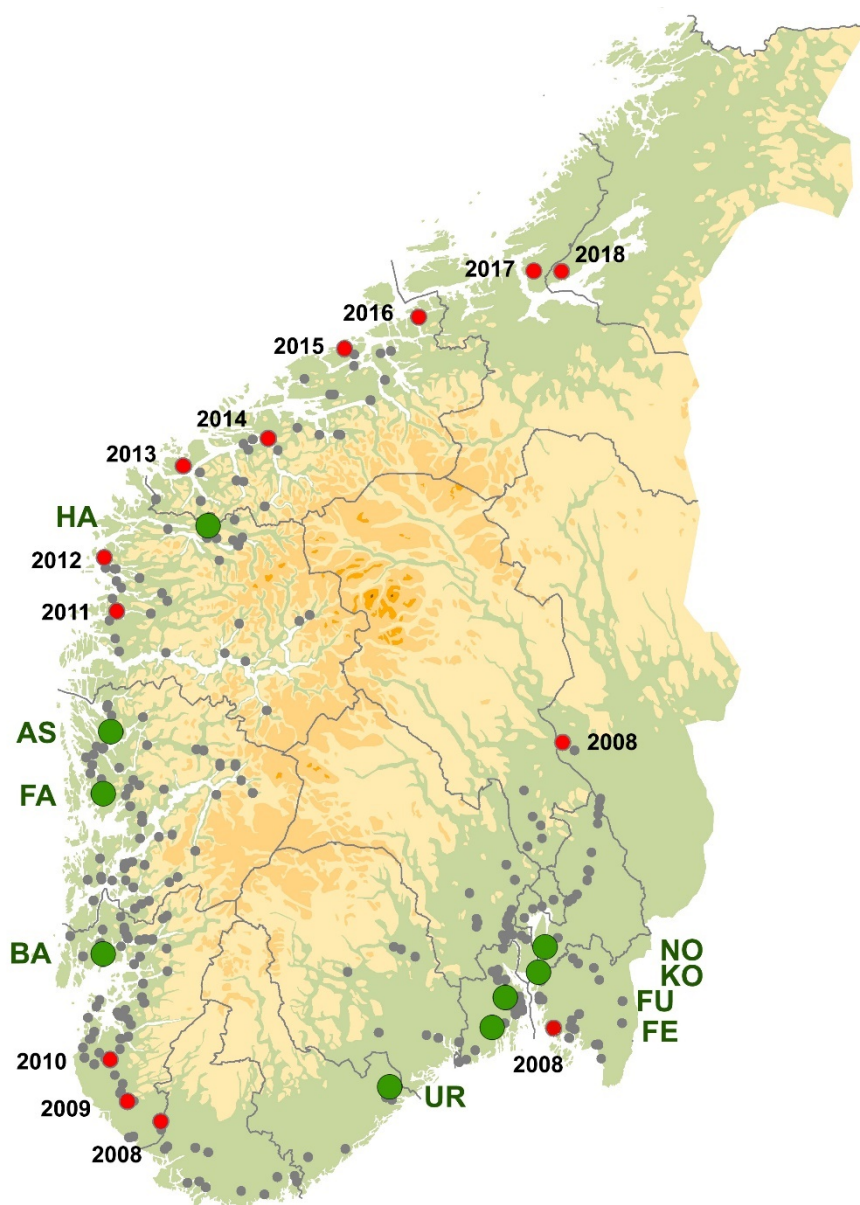
Askeskuddbeger er vanlig i Øst-Asia på bl.a. mandsjuriaask (*Fraxinus mandshurica*) og forårsaker der kun bladflekkskader (Drenkhan m. fl. 2016). Arten ble innført til Europa med prydplanter av mandsjuriaask, og den har blitt en trussel for europeisk ask (*F. excelsior*) etter at den har spredd seg med rekordfart gjennom Europa (Figur 41, Timmermann m. fl. 2011, McKinney m. fl. 2014, Solheim & Hietala 2017a, b) siden den oppfører seg annerledes i møte med en ny vert. Som følge av høy dødelighet forårsaket av askeskuddsyken, er ask nå rødlistet i mange land, bl.a. i Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Tilbakegangen av ask og påfølgende treslagsskifte har store implikasjoner for det europeiske skogbruket, men også for biomangfoldet (Jordal & Bratli 2011, Mitchell m. fl. 2016, Thomas 2016, Hultberg m. fl. 2020, Łubek m. fl. 2020).



Figur 41. Området merket med blått er utbredelsen til ask (*Fraxinus excelsior*) i Europa (Kilde: EUFORGEN). Årstall indikerer når askeskuddsyke ankom de forskjellige land (Solheim & Hietala 2017a, b).

I Norge ble askeskuddsyke påvist første gang i 2008 (Talgø m. fl. 2009). Da ble den funnet i en planteskole som hadde importert askeplanter fra Sverige. Eierne hadde registrert en begynnende visning allerede året før så sykdommen må ha vært der allerede i 2006 (Solheim 2009). I 2008 ble det også funnet eldre nekroser som underbygget dette. Allerede samme år ble askeskuddsyke observert over store deler av Øst- og Sørlandet. Mellom det nordligste funnet i Ringsaker og det vestligste ved Moi i Rogaland var det en avstand på rundt 360 km i luftlinje (Figur 42). At sykdommen var spredd over så store avstander allerede i 2008, kan tyde på at det hadde blitt plantet ut angrepne askeplanter fra planteskoler. Sykdommen ble da også påvist i alle planteskoler som ble undersøkt på Østlandet i 2008.

Fra 2009 til 2018 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet til Trøndelag gjennom befaringer og undersøkelser. Siden 2009 har vi også fulgt sykdomsutviklingen på enkelttrær og i bestand på faste overvåkingsflater på Østlandet, og siden 2012 på tilsvarende flater på Vestlandet.



Figur 42. Lokalisering av overvåkingsflater for askeskuddsyke (grønne punkter) og verifiserte funn av askeskuddsyke pr. 2020 (grå punkter). Spredningen på Vestlandet og i Trøndelag er markert med røde punkter og årstall.

## 7.2 Metoder

I 2020 var det i alt 9 permanente overvåkingsflater for askeskuddsyke i Norge, 4 på Østlandet, 1 på Sørlandet og 4 på Vestlandet (Figur 42, Tabell 9, Timmermann m. fl. 2013). På flater med tydelige aldersklasser ble det valgt ut 50 trær, mens på flater med en mer ensartet alderssammensetning ble det valgt ut 40 trær (Tabell 9). Flata i Fana ble opprettet høsten 2016 og den første kronebedømmelsen ble utført i 2017, men siden vi foreløpig bare har 4 år med skadedata er Fana ikke inkludert i resultatoversikten fra Vestlandet, men omtales separat.

Tabell 9. Overvåkingsflater for askeskuddsyke. Hoh: Høyde over havet.

Flate ID	Flatenavn	Fylke	Kommune	Treantall	Hoh (m)	Startår
NO	Norderås	AK	Ås	50	100	2009
KO	Kolås	AK	Vestby	50	40	2009
FU	Fjugstad	VF	Horten	50	40	2009
FE	Fevang	VF	Sandefjord	40	100	2009
UR	Urfjell	AA	Risør	40	100	2010
BA	Baustad	RO	Tysvær	50	20	2012
FA	Fana	HO	Bergen	37	25	2017
AS	Askvik	HO	Lindås	40	15	2012
HA	Hammar	SF	Stryn	40	110	2012

Kroneskader på ask registreres som utglisning (reduksjon i kronetetthet) og deles inn i grupperte skadeklasser: Friske trær (0-10 % utglisning), svakt skadde (11-25 % utglisning), moderat skadde (26-50 % utglisning), sterkt skadde (>50 % utglisning) og døde trær. Registreringene, som også omfatter andre helseparametere som misfarging, døde greiner og toppe, skuddavdøing, vannris og frøsetting, utføres en gang per år for hvert tre mellom slutten av juni og midten av august.

I resultatdelen er trærne gruppert i tre diameterklasser ut fra målinger av diameter i brysthøyde (DBH) i 2014 (2016 for Fana): Små trær (foryngelse, DBH <50 mm, høyde 1–10 m), mellomstore trær (framtidstrær, DBH 50–125 mm, høyde 8–16 m) og store trær (dominante trær, DBH >125 mm, høyde 12–34 m).

## 7.3 Resultater

### 7.3.1 Spredning og utbredelse i Norge

Fra 2009 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet fra det vestligste funnet i 2008 som ble gjort ved Moi i Rogaland (Figur 42). De to første årene registrerte vi en spredning på 25–30 km per år. Det nordligste funnet i 2011 ble registrert i Askvoll kommune i Sogn og Fjordane.

De første funnene av askeskuddsyke i Møre og Romsdal ble gjort i 2013. Allerede i 2016 ble det nordligste funnet av askeskuddsyke gjort i Våg i Aure kommune helt nord i fylket, bare få kilometer fra grensa til Sør-Trøndelag. Fra det nordligste funnet i 2015 i Averøy kommune til det nordligste funnet i 2016 var det 53 km i luftlinje. I 2017 ble askeskuddsyke for første gang påvist i Trøndelag, nærmere bestemt ved Reins kloster på Fosen-halvøya, 75 km i luftlinje nordøst for fronten i 2016. I 2018 ble askeskuddsyke funnet i Hindrum naturreservat i Indre Fosen kommune (Figur 42), som ofte omtales som verdens nordligste askeskog. Den gjennomsnittlige spredningen på Vestlandet fra 2008 til 2018 var 51 km per år. I 2019 og 2020 ble det ikke utført spesielle registreringer for å følge videre spredning av askeskuddsyke i Trøndelag.



## 7.3.2 Overvåking på permanente flater

### *Sør- og Østlandet*

Det har vært en dramatisk utvikling for de små asketrærne på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet fra 2009 til 2020. I 2009 var 65 % av småtrærne friske ( $\leq 10$  % utglisning). I 2020 var denne andelen redusert til 5 % (Figur 43 A). Samtidig var andelen døde trær på hele 88 % i 2020. Mest dramatisk har utviklingen vært på flatene i Norderås, der alle småtrær var døde i 2018, og Fjugstad, der 88 % av småtrærne var døde allerede i 2015.

Selv om utviklingen hos de mellomstore asketrærne ikke har vært like dramatisk som hos de små, så har likevel andelen friske trær minket fra 45 % i 2009 til 14 % i 2020 (Figur 43 B). I 2020 var 72 % døde og ytterlige 6 % sterkt skadde til døende ( $> 50$  % utglisning).

På de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet har omfanget av kroneskader hos de store asketrærne økt saktere fra 2009 til 2020 enn hos de mindre diameterklassene. Andelen friske trær har svingt noe mellom årene, men ble likevel redusert fra 40 % i 2009 til 19 % i 2020 (Figur 43 C). Andelen døde asketrær var på 46 % i 2020, og det var allerede i 2016 flere døde enn friske trær i denne diameterklassen. Også andelen sterkt skadde og døende trær var høy med 19 % i 2020. Det forventes at disse også vil dø i løpet av noen år, selv om vi har observert store, dominante trær som i flere år har levd med en veldig redusert krone.

Mens 55 % av de totalt 230 asketrærne (alle diameterklasser sett under ett) på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet var friske i 2009, var denne andelen redusert til bare 11 % i 2020 (Figur 43 D). Etter ca. 14 år med askeskuddsyke til stede var 74 % av trærne på overvåkingsflatene døde, og ytterlige 7 % var sterkt skadde eller døende i 2020.

På flata i Norderås var 90 % av alle trærne døde allerede i 2018, og bare 5 av de store, dominante trærne var fortsatt i live i 2020, ingen av dem friske. Også i Fjugstad var de fleste trærne på flata døde i 2020 (76 % av alle diameterklasser), men her var det fortsatt noen friske eller bare svakt skadde trær igjen. På flatene i Kolås, Fevang og Urfjell var hhv. 60, 70 og 75 % av alle trær døde i 2020, men alle 3 steder var det noen helt friske trær igjen i 2020 (hhv. 16, 15, 18 %). På flata i Kolås med lavest mortalitet har ingen av de store, dominante trærne dødd ennå.

### *Vestlandet*

Andelen friske småtrær var lav allerede i 2012 på overvåkingsflatene på Vestlandet (13 %), og i 2020 var det bare ett tre (2 %) som ble klassifisert som friskt (Figur 43 A). Andelen døde trær nådde 78 % i 2020, i tillegg var 14 % av de minste trærne sterkt skadde eller døende.

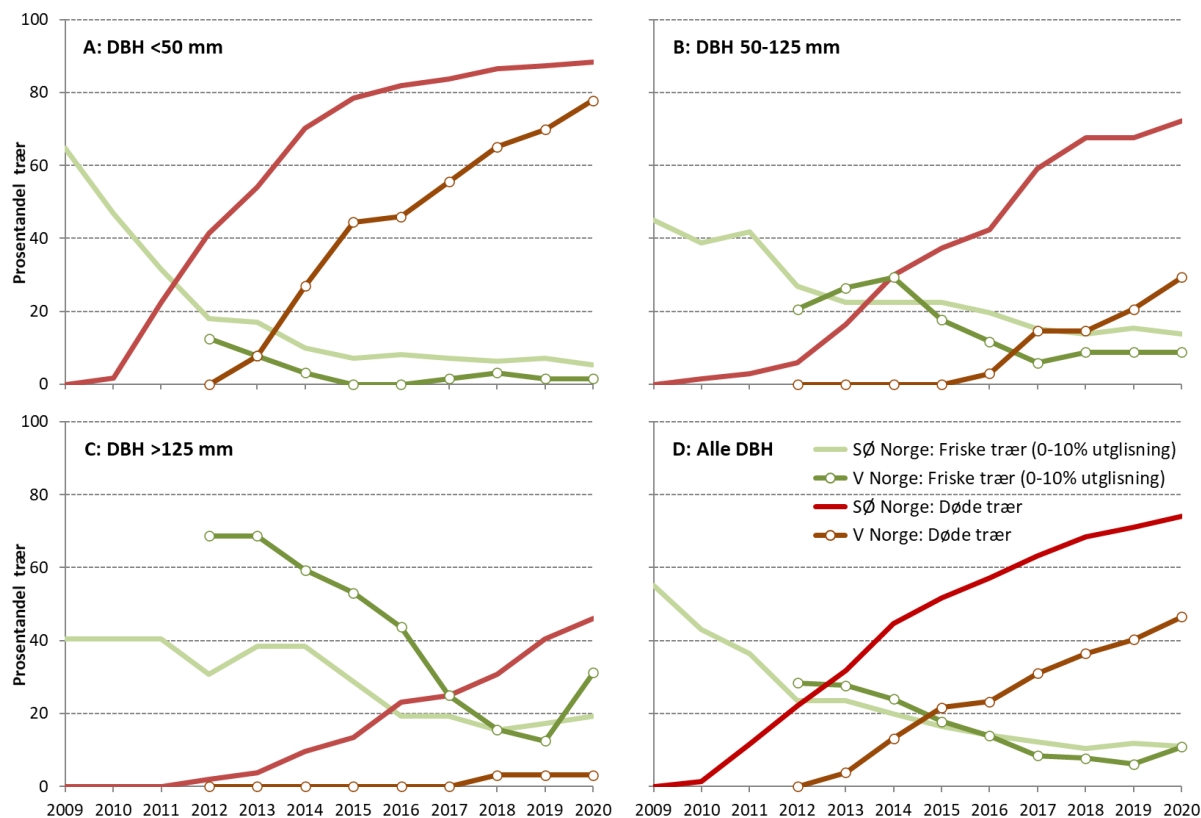
Også hos de mellomstore trærne på Vestlandet økte kroneskadene raskt (Figur 43 B). Her ble det første døde treet registrert i 2016, og i 2020 var 29 % av framtidstrærne døde. Andelen sterkt skadde trær hadde økt fra 21 % i 2012 til 35 % i 2020. Andelen friske trær har svingt litt mellom årene i denne diameterklassen, men også her var det en betydelig nedgang fra 21 % i 2012 til bare 9 % i 2020. På flatene i Askvik og Baustad har det ikke vært friske trær i denne klassen siden 2013.

Heller ikke på Vestlandet har utviklingen for de store asketrærne vært like dramatisk som for de små, men andelen sterkt skadde trær har økt fra 3 % i 2012 til 22 % i 2020, og i 2018 ble det første døde treet registrert på flata i Askvik. Andelen friske trær har sunket fra 69 % i 2012 til bare 13 % i 2019, men økte igjen i 2020 til 31 % grunnet en forbedring i kronetilstanden hos noen trær på flata i Hammar (Figur 43 C).

Utviklingen for trærne i alle diameterklassene sett under ett viser samme trend som på Sør- og Østlandet (Figur 43 D). Mens 28 % av de totalt 130 asketrærne på de tre overvåkingsflatene på Vestlandet var friske i 2012, var denne andelen redusert til 11 % i 2020. Andelen døde trær i det samlede datasettet fra Vestlandet økte til 47 % i 2020, i tillegg var 22 % av trærne sterkt skadde eller døende. De fleste døde og sterkt skadde trærne ble registrert på den sørligste flata, Baustad i Rogaland

med den lengste sykdomshistorien (jf. Figur 42), hvor 74 % av alle trærne var døde og 12 % sterkt skadde i 2020. På flata i Askvik var 45 % av alle trær døde i 2020, og ytterlige 38 % hadde sterke kroneskader. På flata i Hammar med den korteste sykdomshistorien har andelen friske trær falt fra 50 % i 2012 til 28 % i 2020, mens antall døde og sterkt skadde trær har økt jevnt de siste fire årene til hhv. 15 og 18 % i 2020.

På overvåkingsflata i Fana var 51 % av trærne friske eller bare svakt skadde ved den første befaringen i 2017, mens denne andelen hadde sunket til 24 % i 2020. Andelen sterkt skadde trær økte kraftig fra 22 % i 2017 til 49 % i 2020, og 3 av de minste trærne (8 %) var døde i 2020.



Figur 43. Prosentandel friske (0–10 % kroneutglisning) og døde asketrær på overvåkingsflatene. SØ Norge: NO, KO, FU, FE og UR 2009–2020 (UR fra 2010), V Norge: BA, AS og HA 2012–2020. (A) Små asketrær (DBH<50 mm), (B) mellomstore asketrær (DBH 50–125 mm), (C) store asketrær (DBH>125 mm), (D) alle diameterklasser.

## 7.4 Diskusjon

Askeskuddebeger er et eksempel på en invaderende art som har etablert og spredt seg rekordraskt i Europa og Norge og forårsaket store skader og høy dødelighet på den europeiske aska. Soppen forårsaker ingen alvorlige skader på de stedegne artene av ask i sitt naturlige utbredelsesområde i Øst-Asia, men det er observert en del bladflekkskader i Russlands Fjerne Østen på hjemmehørende askearter (Drenkhan m. fl. 2016). Spredningen i Europa har blitt godt hjulpet av import og handel med infiserte askeplanter, selv om soppen kan spre seg naturlig over store avstander med sine sporer. I dag er det kun noen få regioner igjen i Europa som ennå ikke er berørt av denne sykdommen.

Siden 2008 har askeskuddsyke spredt seg jevnt og trutt nordover på Vestlandet (Solheim & Hietala 2017a, b). I perioden fra 2008 til 2018 har den registrerte spredningen variert fra 25 km til 78 km per år. I gjennomsnitt har den spredt seg 51 km per år. I 2018 ble askeskuddsyke påvist i verdens nordligste askeskog, Hindrum naturreservat i Trøndelag (Figur 42). Det finnes spredte forekomster av ask også lenger nord som kan forventes å bli infiserte innen få år hvis spredningen fortsetter med samme fart.

I tillegg til den raske spredningen gjennom landet, har våre data fra overvåkingen av askeskuddsyken vist at sykdomsutviklingen skjer fort i bestand og på enkeltrær, også i områder som bare har hatt sykdommen i noen få år, eller som er relativt isolerte fra andre askeforekomster (Timmermann m. fl. 2017). Skadeomfanget øker fra år til år både på Sør- og Østlandet og på Vestlandet, trær i alle aldersklasser angripes og dødeligheten er høy. Særlig de minste trærne (foryngelsen) er utsatt, men også de mellomstore framtidstrærne er truet. Store, dominante trær kan leve lenge med sykdommen og danner ofte vannris for å kompensere for løvet som er tapt gjennom sykdommen. Dette fører til en midlertidig økning i bladmasse, men er egentlig et symptom på stress, og etter gjentatte, kraftige angrep kan også disse trærne svekkes og dø.

Askeskuddsyken dreper ofte toppskuddene på små og mellomstore trær. Når de døde toppene etter hvert knekker, kan disse trærne bli registrert som friskere enn de egentlig er grunnet metodikken i kronebedømmelsen (man registrerer kun det man kan se). Dette kan i enkelte år føre til en tilsynelatende forbedring i kronetilstanden, men det ligger altså ingen reell bedring i helsetilstanden bak siden disse trærne allerede er hardt skadd av askeskuddsyke. Selv om ask generelt er mindre tørkeutsatt enn eksempelvis gran, har tørkestress i enkelte år (senest i 2018) ført til en økning i kroneskader hos noen trær, særlig på godt drenerte, tørkeutsatte lokaliteter. Hvis trærne ikke er nevneverdig svekket av askeskuddsyke fra før, vil deres helsetilstand bedres igjen året etter.

Både små og store trær som er angrepet av askeskuddsyke svekkes av sykdommen. Svekkete trær er mer utsatt for andre skadegjørere (som for eksempel honningsopp, Lenz m. fl. 2016), for konkurranse (Cech 2008) og for ugunstige miljøfaktorer (eksempelvis vannmettet jordsmonn, Vacek m. fl. 2015). De fleste døde trær på overvåkingsflatene på Østlandet viste tegn til honningsoppråte, særlig på Norderås hvor flest døde trær ble registrert, men også i Fjugstad, Fevang og Urfjell. Askeskogen på Norderås i Ås er preget av høy markfuktighet og har flere sumpete partier, som i seg selv er en stressfaktor for trærne, samt at det gir gode vekstvilkår til sopper (både honningsopp og askeskuddbeger). Råteangrepne trær er også mer utsatt for vindfelling.

Overvåkingsflata på Kolås skiller seg ut ved at alle de store, dominante trærne fortsatt er i live. Terrenget er bratt og sørvendt, godt drenert men også noe tørkeutsatt. Det kan tenkes at de angrepne trærne er utsatt for mindre smittepress fra honningsopp enn på de andre overvåkingsflatene og at mortaliteten derfor er lavere. Flata ligger noen kilometer nordøst for Son ved Såna i et lite askebestand som fram til høsten 2019 var omgitt av granskog og som dermed var relativt isolert. Granskogen vest og sørvest for vår overvåkingsflate ble hogd høsten 2019, og askebestanden vil derfor være mer utsatt for vind- og tørkepåvirkning framover. Det fins også et askebestand bare noen titalls meter lenger nede i lia som ser ut til å være sterkt angrepet med flere skrantende og døde trær.

Sterk vind i 2018 og 2019 veltet flere store asketrær på overvåkingsflatene i Fjugstad, Fevang og Urfjell. Det viste seg at de fleste av disse hadde råte med typiske symptomer etter honningsopp, hvite mycelflak og mørke rhizomorfer, men at de var lite preget av synlige kroneskader. Bare ett vindfelt tre var sterkt angrepet både av askeskuddsyke og honningsoppråte. Ettersom honningsopp anses for å være en sekundær skadegjører (Solheim & Børja 2012), kan disse observasjonene tyde på at askeskuddsyke også kan angripe trærne på en annen måte enn gjennom bladene og greinene.

Basale nekroser ble først beskrevet fra Belgia i 2016 (Chandelier m. fl. 2016). Infeksjonen oppstår ved at askeskuddbegerens sporer trenger inn i rothalsen gjennom barkporer (lenticeller). Infeksjonen fører til en nekrose som sprer seg inn mot treets kjerne som en kile. I det angrepne området blir vanntransporten stoppet, og treet blir svekket slik at honningsopp lettere kan angripe det. Lindgren (2017) fant at drøyt halvparten av 134 undersøkte asketrær på 6 lokaliteter rundt Oslofjorden hadde slike basale infeksjoner. Noen få trær hadde rothalsinfeksjoner uten at det var tegn på angrep av askeskuddsyke i krona. Dette underbygger teorien om at basale infeksjoner er primære og kan bety mye for avdøingen i askebestand.

Med unntak av Norderås finnes det fortsatt noen friske trær igjen på overvåkingsflatene, selv etter mange år med askeskuddsyke til stede (jf. Figur 43). Dette kan tyde på at det fins forskjeller i motstandsdyktighet mot sykdommen hos ask som kan være genetisk betinget (McKinney m. fl. 2014, Timmermann & Tollefsrud 2017). Slike individer vil være svært verdifulle for genressursforvaltningen og utviklingen av motstandsdyktig materiale.

## Litteraturreferanser

- Cech, T.L. 2008. Eschenkrankheit in Niederösterreich – neue Untersuchungsergebnisse. *Forstschutz Aktuell* 43: 24-28.
- Chandelier, A., Gerarts, F., San Martin, G., Herman, M. & Delahaye, L. 2016. Temporal evolution of collar lesions associated with ash dieback and the occurrence of *Armillaria* in Belgian forests. *Forest Pathology*, 46(4), 289-297.
- Drenkhan, R., Solheim, H., Bogachevac, A., Riit, T., Adamsona, K., Drenkhan, T., Maatena, T. & Hietala, A.M. 2016. *Hymenoscyphus fraxineus* is a leaf pathogen of *Fraxinus* species in the Russian Far East. *Pl. Pathol* 66, 490-500. doi: 10.1111/ppa.12588.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken [www.artsdatabanken.no/Rodliste](http://www.artsdatabanken.no/Rodliste).
- Hultberg, T., Sandström, J., Felton, A., Öhmand, K., Rönnberg, J., Witzell, J. & Cleary, M. 2020. Ash dieback risks an extinction cascade. *Biological Conservation* 244: 9.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2011. Styvingstrær og høstingsskog i Norge med vekt på alm, ask og lind. Utbredelse, artsmangfold og supplerende kartlegging i 2011. Rapport J.B. Jordal nr. 4-2012. 114 s.
- Lenz, H.D., Bartha, B., Straßer, L. & Lemme, H. 2016. Development of Ash Dieback in South-Eastern Germany and the Increasing Occurrence of Secondary Pathogens. *Forests* 7(2), 41; doi: 10.3390/f7020041.
- Lindgren, V.S. 2017. Rothalsinfeksjoner av askeskuddbeger *Hymenoscyphus fraxineus* i asketrær *Fraxinus excelsior* i Norge. Høgskolen i Innlandet, Avdeling Evenstad. Bachelor i utmarksforvaltning. 30 s.
- Lubek, A., Kukwa, M., Czortek, P. & Jaroszewicz, B. 2020. Impact of *Fraxinus excelsior* dieback on biota of ash-associated lichen epiphytes at the landscape and community level. *Biodivers Conserv* 29, 431-450. [doi.org/10.1007/s10531-019-01890-w](https://doi.org/10.1007/s10531-019-01890-w)
- McKinney, L.V., Nielsen, L.R., Collinge, D.B., Thomsen, I.M., Hansen, J.K. & Kjær, E.D. 2014. The ash dieback crisis: genetic variation in resistance can prove a long-term solution. *Plant pathology* 63: 485-499.
- Mitchell, R. J., Hewison, R.L., Hester, A.J., Broome, A. & Kirby, K.J. 2016. Potential impacts of the loss of *Fraxinus excelsior* (Oleaceae) due to ash dieback on woodland vegetation in Great Britain. *New Journal of Botany* 6(1): 2-15.
- Solheim, H. & Hietala, A.M. 2017a. Spread of Ash Dieback in Norway. *Baltic Forestry* 23(1): 144-149.
- Solheim, H. & Hietala, A.M. 2017b. Spredning av askeskuddsjuke i Europa og Norge. NIBIO POP 3(4).
- Solheim, H. 2009. Bekymringsfull økning i askeskuddsjuka: Trær ser ut til å dø. *Skogeieren* 96 (7-8): 24-25.
- Solheim, H. & Børja, I. 2012. Klimavinnerne. Honningsopp - den smarte opportunist. *Norsk Skogbruk* 58(3): 30
- Solheim, H., Børja, I., Nagy, N.E., Timmermann, V. & Hietala, A.M. 2017. Askeskuddsjuke, årsak og biologi. NIBIO POP 3(2).
- Talgø, V., Sletten, A., Brurberg, M.B., Solheim, H. & Stensvand, A. 2009: *Chalara fraxinea* isolated from diseased ash in Norway. *Plant Disease* 93: 548.
- Thomas, P.A. 2016. Biological Flora of the British Isles: *Fraxinus excelsior*. *J Ecol*, 104: 1158-1209. doi: 10.1111/1365-2745.12566.
- Timmermann, V. & Tollefsrud, M.M. 2017. Resultater fra overvåking av askeskuddsjuke – de unge faller fra, de gamle takler det bedre. NIBIO POP 3(3).
- Timmermann, V., Børja, I., Hietala, A.M., Kirisits, T. & Solheim, H. 2011. Ash dieback: pathogen spread and diurnal patterns of ascospore dispersal, with special emphasis on Norway. *EPPO Bulletin* 41: 14-20.
- Timmermann, V., Nagy, N.E., Hietala, A.M., Børja, I. & Solheim, H. 2017. Progression of Ash Dieback in Norway Related to Tree Age, Disease History and Regional Aspects. *Baltic Forestry* 23(1): 150-158.
- Timmermann, V., Solheim, H., Clarke, N., Aas, W. & Andreassen, K. 2013. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2012. Rapport fra Skog og landskap 12/13: 32 s.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bulusek, D., Putalova, T., Sarginci, M., Schwarz, O., Srutka, P., Podrazsky, V. & Moser, W.K. 2015. European Ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating forest in the mountain protected areas, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*. 4: 203-223.

# 8 Andre spesielle skogskader i 2020

Isabella Børja <sup>(1,2)</sup> og Halvor Solheim <sup>(1)</sup> (<sup>(1)</sup> NIBIO, <sup>(2)</sup> NMBU)

## 8.1 Innledning

I mer enn 150 år har vi registrert forskjellige skoglige forhold i Norge, også skogskader. Med den teknologiske utviklingen har det blitt mye lettere å samle og systematisere informasjon om skogskader, og vi har etter hvert opprettet en interaktiv skogskadedatabase, [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no). Alle som er interessert i skog og skogskader kan rapportere og bruke databasen, men det er de årlige rapportene fra Landsskogtakseringen som står for mesteparten av innrapporteringene.

## 8.2 Metoder

Vår skogskadedatabase [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no) er et internettbasert rapporterings- og arkiveringssystem for skogskadeobservasjoner og er sentral i å samle inn informasjon om skader i skog fra hele Norge. Databasen bygger på brevarkivet ved tidligere Norsk institutt for skogforskning (nå en del av NIBIO) med skaderapporter tilbake til 1960-tallet. I dag inneholder databasen flere tusen innsendte rapporter samt digitaliserte rapporter fra skadearkivet. Her samles det skadeobservasjoner som stammer fra befaringer, undersøkelser og bestemmelser av innsendte prøver, fra Landsskogtakseringens skogovervåking, bestandsregistreringer og relevante forskningsprosjekter. Innsending av skaderapporter kan gjøres av alle naturinteresserte privatpersoner, skogeiere, skogbrukssjefer og Fylkesmannens landbruksavdelinger. NIBIO har det faglige ansvaret og utfører kvalitetssikring av alle innsendte rapporter.

Rapporter i skogskadedatabasen kommer hovedsakelig fra tre kilder; 1) fra den årlige overvåkingen i Landsskogtakseringen på faste flater, 2) ved at personell knyttet til Landsskog gjør registreringer utenom de faste flatene og 3) at andre personer med interesse i skogskader legger observerte skader inn i [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no). På de faste Landsskogtakseringsflatene skjer registreringer hvert 5. år så enkelte skader kan være opp til 5 år gamle ved registreringen.

## 8.3 Resultater og diskusjon

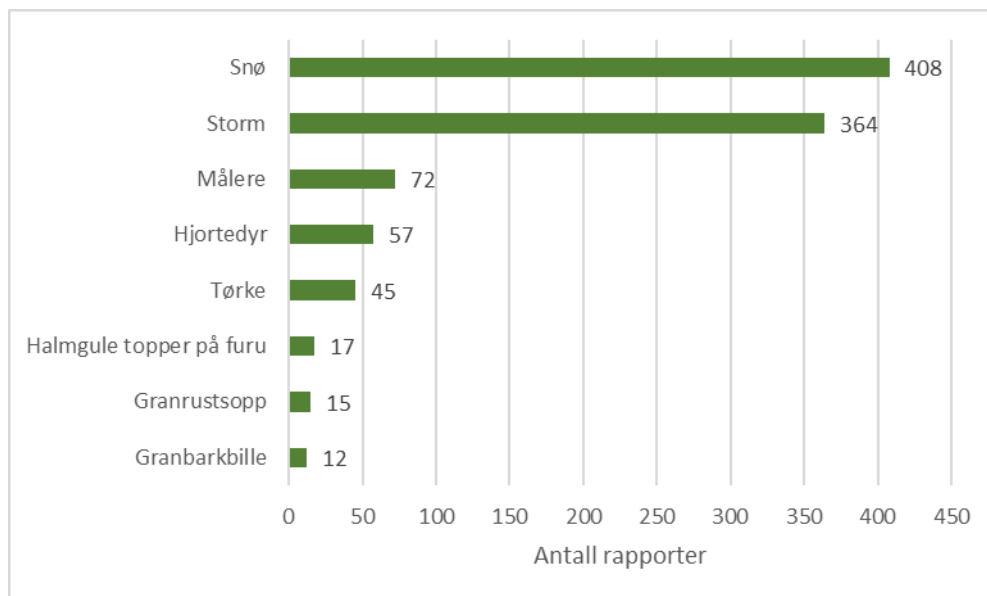
I alt ble det lagt inn 1075 rapporter om skogskader i skogskadedatabasen i 2020. Det aller meste er registreringer som er gjort av Landsskogtakseringen. Antall skader fra Landsskogtakseringen kan være noe underrapportert fordi Landsskogtakseringen er på et sted bare en gang i løpet av vekstsesongen og fanger derfor ikke opp skadetilfeller som dukker opp senere, utover sensommeren og høsten. Vi omtaler ikke bjørkemålere og granbarkbiller her siden de rapporteres i egne kapitler i denne rapporten (se kap. 3 og 4).

### *Følgende skader ble registrert mest hyppig i 2020:*

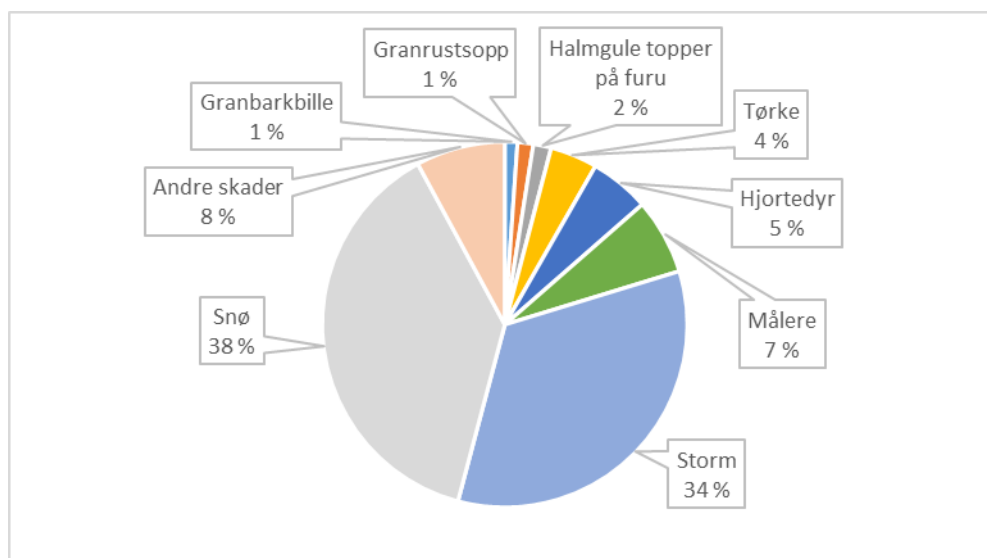
De hyppigst rapporterte skadene gjennom 2020, med 10 eller flere rapporter, var forårsaket av: Snø (408 tilfeller, 38 %), storm (364 tilfeller, 34 %), målere (72 tilfeller, 7 %), hjortedyr (57 tilfeller, 5 %), tørke (45 tilfeller, 4 %), halmgule topper på furu (17 tilfeller, 2%), granrustsopp (15 tilfeller, 1 %), granbarkbiller (12 tilfeller, 1 %) (Figur 44 og Figur 45). Andre skader utgjorde 85 tilfeller (8 %).

I kategorien «andre skader» er det gruppert mindre hyppige skader med færre enn 10 forekomster i løpet av 2020. Til denne kategorien hører rapporter av rustsopper (8 tilfeller), sjørøkk og saltvannsskader (6 tilfeller), seljebladbillen (6 tilfeller), jordras (5 tilfeller), askeskuddbeger (4 tilfeller), frost (4 tilfeller), bever (3 tilfeller), eikemeldugg (3 tilfeller), labyrintkjuke (2 tilfeller) og almesyke (2 tilfeller). Resten av «andre skader» omfattet 28 forskjellige skadekategorier med bare ett tilfelle hver.





Figur 44. Oversikt over de hyppigste skadene i 2020, hver med 10 eller flere rapporter.



Figur 45. Oversikt over de hyppigste skogskadene registrert i løpet av 2020 uttrykt som prosent av totalt antall innrapporterte skader. Gruppen «andre skader» er % av enkeltskader med færre enn 10 rapporter.

**Snø** ble innrapportert 408 ganger fra 151 kommuner. Skaden var jevnt fordelt over hele Norge. Ved snøskader er det ofte snøbrekk som er årsak til store skogskader. Ved massive snøfall, der bløt snø legger seg tungt i kronene, kan påfølgende frysing og vind føre til stammebrekk. Toppen av trærne er mest utsatt, men trær kan også knekke lenger nede. Sårene som oppstår etter snøbrekk er ofte inngangsporten for skadelige sopper, og toppråtesoppen er den vanligste. Snøbrekk forekommer i varierende grad, og det er gjerne i visse høydelag at skaden inntreffer. Snøskader er et problem i mange skoger. I særlig utsatte deler av landet oppstår det årlig snøbrekkskader og store verdier går tapt.

**Storm** ble innrapportert 364 ganger fra 177 kommuner, jevnt fordelt over hele landet. Stormer som klassifiseres som ekstremvær opptrer gjerne en til noen få ganger i løpet av året. Oftest opptrer de om høsten eller rundt nyttårstider. Den første orkanen i 2020 var Didrik som herjet den 14. januar, særlig i Agder, Rogaland, Sunnhordland og Hardanger. Den 10–11 februar 2020 kom stormen Elsa og

forårsaket skader særlig på kysten fra Aust-Agder til Kristiansund. Under stormer blir det gjerne mer fokus på materielle skader på bygninger, installasjoner, strømstans, stans av flytrafikk og lignende enn på skogskader.

**Målere** ble rapportert 72 ganger fra 33 kommuner (se kap. 3).

**Hjort- eller hjortedyrskader** ble rapportert 57 ganger fra 44 kommuner jevnt fordelt over hele landet. Det er rapportert feie- eller beiteskader på de fleste treslag; 30 skader på bartrær, jevnlig fordelt mellom furu og gran, og 27 skader på forskjellige løvtrær. Som regel er hjortedyrskadene beskjedne, men kan bli omfattende i kalde vintre når dyrene gnager bark og beiter skudd.

**Tørkeskader** ble rapportert 45 ganger fra 30 kommuner. Det var flest rapporter fra områder sør i Norge, samt noen få fra Nord-Trøndelag og Nordland. Sommeren 2018 var ekstrem tørr og tørkeskadene som oppsto dette året kom gjerne til syne i løpet av 2019 og enda senere, i 2020. Mest utsatt var skog på tørkeutsatte arealer, og gran er det treslaget som var sterkest rammet (Figur 46). Fordi gran har et grunt rotsystem er den særlig utsatt for avdøying når den øvre delen av jordsjiktet tørker ut. Men også andre treslag ble berørt av tørke.



Figur 46. Typiske tørkeskader på gran: tørre topper (øverste bilde). Legg merke til at trær kan stå ved siden av hverandre (nederste bilde), hvor det ene har klare tørkeskader (tre til høyre), mens nabotreet ser friskt ut. Foto: I. Børja.



**Halmgule topper på furu ble rapportert** 17 ganger fra 7 kommuner. Dette er en iøynefallende skade, som forekommer når spesielle klimatiske forhold inntreffer. Årets skade er rapportert særlig fra Engerdal og Ringebu. Halmgule topper er en modningsbetinget sviskade som oppstår på lokaliteter med uvanlig kjølig sommer etterfulgt av mild høst, som forsinker vekstavslutning og forårsaker dårlig modning. Selv om furu er et treslag som tåler lave temperaturer, kan dårlig innvintring utsette trær for vinterskader. De yngste delene av treet, toppskudd og sideskuddene, er mest utsatt, og skaden kan ramme alt fra endeknopper til hele årsskudd. I tillegg er skudd uten tilstrekkelig frostherding mere mottakelige for skader på vårparten når det oppstår brå temperatursvingninger mellom klare, milde dager og kalde frostnetter. Skaden rammer de fleste bartrær, men på furu er skaden mest iøynefallende på grunn av den karakteristiske halmgule fargen på toppene og skuddene, men på sensommeren skifter fargen på nålene til rødlig (Figur 47). På småtrær kan skaden føre til død hvis de fleste årsskuddene blir drept, mens på større trær fører skaden til redusert tilvekst, dobbeltopp og redusert stammekvalitet.



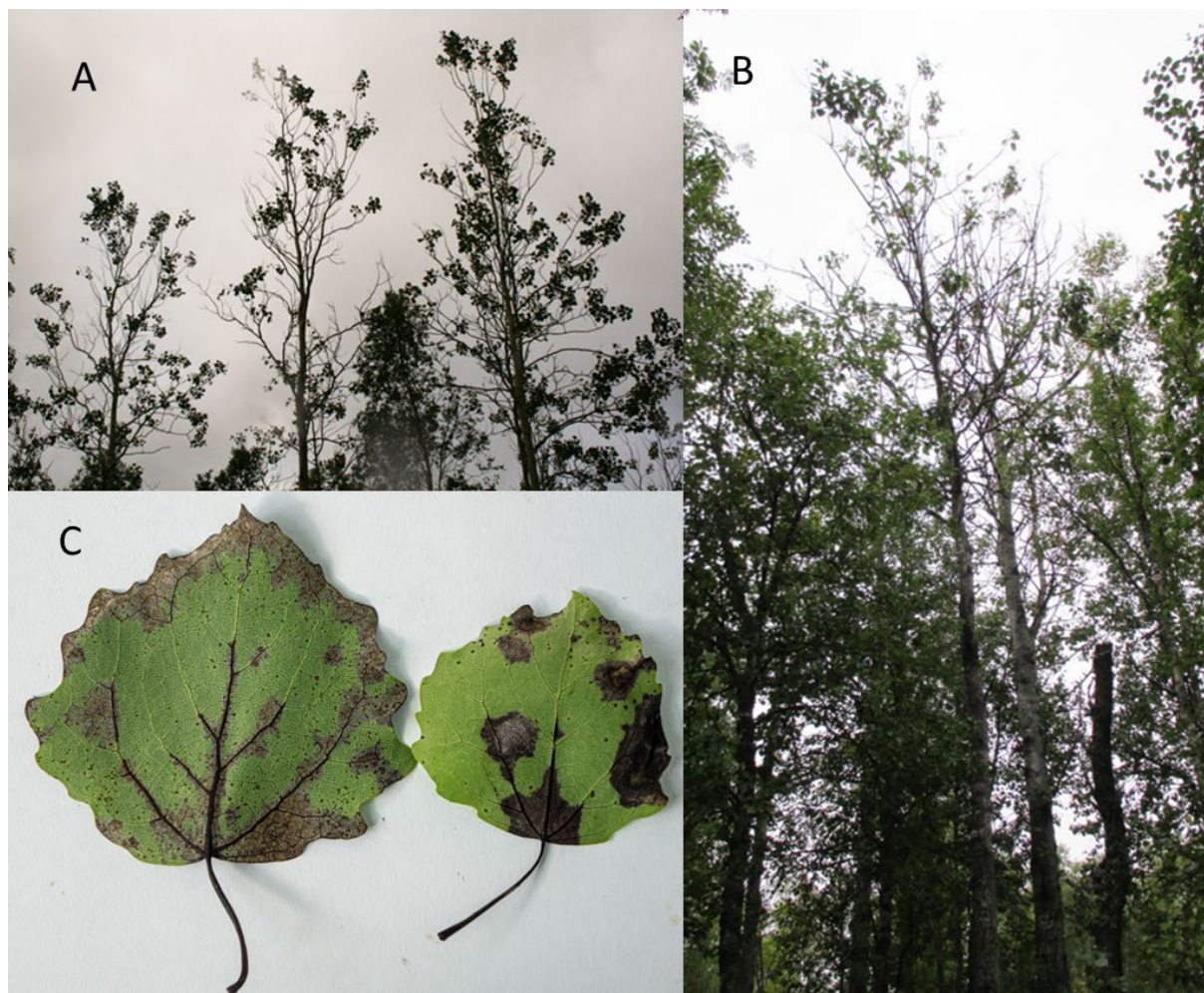
Figur 47. Halmgule topper på furu. På våren er ser man den typiske halmgule fargen på skuddene (A), men på sensommeren blir fargen rødlig (B). Foto: Halvor Solheim (A) og Isabella Børja (B).

**Granrustsopp** (*Chrysomyxa abietis*) hadde 15 innmeldte skader fra 12 kommuner, særlig i Sørøst-Norge. Granrust forekommer over hele landet og er lett å se når den opptrer i store mengder. Årets grannåler smittes om våren før det beskyttende vokslaget på nålene er ferdig utviklet. Gjennom sommeren og høsten blir nålene gule, men først på senhøsten dannes det anlegg til sporer som vises som opphøyde lengdestriper. Neste vår modner sporeanleggene og bryter gjennom epidermis som gule, iøynefallende sprekker med masser av sporer (teleutosporer).

**Granbarkbiller** ble rapportert 12 ganger fra 10 kommuner (se kap. 4).



**Ospeskranting** som ble rapportert første gang i årsrapporten om Skogens helsetilstand i 2017, er svært utbredt i Troms og Finnmark. Mange trær ser ut til å dø. Ospeskranting har pågått i en ti-års tid i Nord-Norge, men har økt kraftig de senere årene. Blant annet har vi registrert omfattende skader i grenseområdene mellom kommunene Kåfjord og Storfjord langs E6. Den er også vanlig i nordlige deler av Finland, og trolig i grenseområder i Sverige. Det er også kommet rapport om en lignende skade på ospetrær i høyereliggende strøk i Sør-Norge. På våren kan man se at mange grener i kronen er drept og bladene utvikler seg bare sporadisk på enkelte grener (Figur 48 A, B). Symptomene er tydelige først på bladene som viser klar avdøing, særlig i bladstilken og langs bladets nerver (Figur 48 C). Smitten kommer antagelig fra grenene og sprer seg til bladene gjennom stilken. Bladene blir svarte og faller av samtidig som smågrener blir drept og trærne får en glissen krone (Figur 48 A, B). Fra skrantende osp har vi isolert flere sopper. Soppisolatene ble sekvensert, men ingen av artene var klare kandidater til å forårsake slike skader. Vi skal teste utvalgte sopper for deres evne til å forårsake sykdom (patogenitet) ved å inokulere ospeplanter med soppene. Fordi symptomene på bladene, med død bladstilk og døde nerver, også kan minne om bakterieangrep (Figur 48 C), skal vi ta nye prøver for ytterligere analyse av bakterier. Siden skadene er så framtrepende og omfattende at de truer med å desimere ospa i nord, har vi et pågående arbeid med flere systematiske befaringer og innsamlinger av plantemateriale med påfølgende isoleringer.



Figur 48. Typiske tegn til ospeskranting på trærne (A og B) og på bladene; avdøing av bladstilker og bladets nerver, samt nekrotiske flekker på bladene (C). Foto: Trude Hagen Hansen (A, B) og Isabella Børja (C).



# Konklusjoner

- I **den landsrepresentative skogovervåkingen** har kronetettheten hos gran og furu holdt seg stabil i 2020 sammenlignet med tidligere år. Skadenivået hos både bartrærne, bjørk og andre løvtrær var lavere enn i 2019. Abiotiske faktorer som snø, vind og tørke var de viktigste årsakene til skader.
- Kjemiske analyser av luft og nedbør i **den intensive skogovervåkingen** viser at det fortsatt er høyest verdier av antropogene svovel- og uorganiske nitrogenforbindelser på den sørligste overvåkingsflata i Birkenes grunnet langtransportert forurensing. Den høyeste konsentrasjonen av nitrogendioksid ble målt i Hurdal i 2020, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i regionen.
- Det var lave nivåer av bakkenært ozon i Norge i 2020 og ingen overskridelser av UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog.
- Vegetasjonsanalysene fra Hurdal har påvist en endring i bunnvegetasjonens artssammensetning grunnet økt lystilgang og mye barnålstrø fra skrantende og døde trær. Mange trær på flata i Hurdal er sterkt preget av råte med lav kronetetthet og mye misfarging, og flere trær har dødd de seinere årene som følge av råteskadene i kombinasjon med vindfelling og tørkeskader med påfølgende barkbilleangrep.
- Data fra **overvåking av bjørkemålere** fra 2019 og 2020 tyder på at målerbestandene nå er lave eller i sterk tilbakegang i det meste av landet. Vi forventer derfor at skogen i mesteparten av Norge vil bli mindre utsatt for angrep av bjørkemålere de neste par årene.
- De fleste fylkene hadde en økning i fangstverdiene i **barkbilleovervåkingen** i 2020-sesongen. Modellberegninger viser at stor granbarkbille har nok døgngrader til å gjennomføre to generasjoner før overvintring.
- I august 2020 ble soppen ***Diplodia sapinea*** funnet på sterkt skadet vrifuru i Ås kommune. Klimaendringene har trolig bidratt til at soppen har kunnet spre og etablere seg mot nord, men vi kan heller ikke utelukke innførsel av soppene via plantemateriale. *D. sapinea* er trolig bare i etableringsfasen i Norge, og har til dags dato gjort liten skade på våre stedegne bartrær.
- Under befaringer i Arendal i 2020 fant vi almetrær med typiske symptomer på **almesyke** og isolerte den aggressive formen av almesykesoppen. Funnene kan tyde på at en ny spredningsbølge er på gang. Mulige årsaker kan være frakt av smittet materialet fra steder hvor almesyke allerede er etablert, eller at andre arter av almesplintborer, som sprer soppsporene, har kommet til Norge.
- **Askeskuddsyke** har spredt seg gjennom det aller meste av askas naturlige utbredelsesområde i Norge, og svært mange trær har blitt syke og dødd. På våre overvåkingsflater på Sør- og Østlandet var mellom 60 og 90 % av trærne døde i 2020, på flatene på Vestlandet mellom 15 og 74 %, og det var få helt friske asketrær igjen.
- **Andre spesielle skogskader** i 2020 ble dominert av snø- og stormskader som til sammen utgjorde nesten tre fjerdedeler av alle innrapporterte skader på [www.skogskader.no](http://www.skogskader.no). Ospeskrantinga i Troms og Finnmark er så omfattende at den truer med å desimere ospa i nord.



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

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

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

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