



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

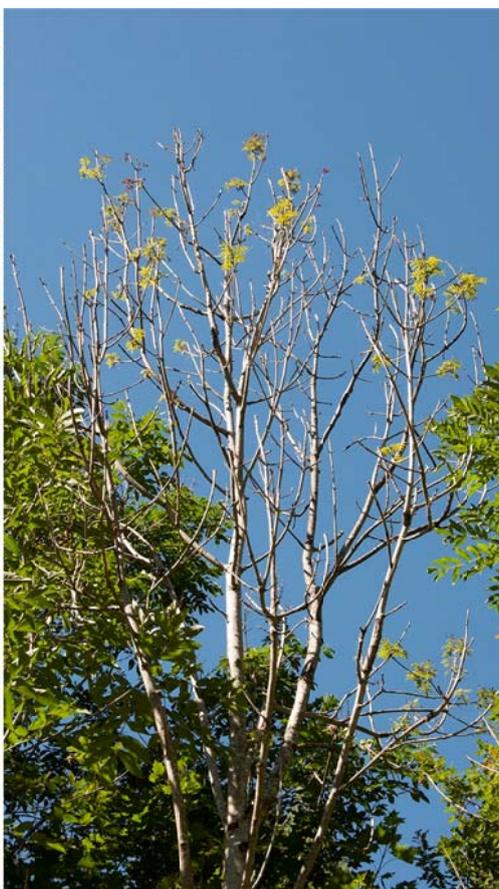
VOL.: 2, NR.: 95, 2016

## SKOGENS HELSETILSTAND I NORGE

Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2015

THE STATE OF HEALTH OF NORWEGIAN FORESTS

*Results from the national forest damage monitoring 2015*



VOLKMAR TIMMERMANN <sup>1)</sup>, KJELL ANDREASSEN <sup>2)</sup>, NICHOLAS CLARKE <sup>3)</sup>, DANIEL FLØ <sup>1)</sup>, JØRN-FRODE NORDBAKKEN <sup>3)</sup>,  
INGVALD RØSBERG, HALVOR SOLHEIM <sup>1)</sup>, GRO WOLLEBÆK <sup>1)</sup>, BJØRN ØKLAND <sup>1)</sup> OG WENCHE AAS <sup>4)</sup>

<sup>1-3)</sup> NIBIO – <sup>1)</sup> Avd. skoghelse, <sup>2)</sup> Avd. skog og klima, <sup>3)</sup> Avd. terrestrisk økologi, <sup>4)</sup> Norsk institutt for luftforskning (NILU)

TITTEL/TITLE	SKOGENS HELSETILSTAND I NORGE. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2015
FORFATTER(E)/AUTHOR(S)	Volkmar Timmermann, Kjell Andreassen, Nicholas Clarke, Daniel Flø, Jørn-Frode Nordbakken, Ingvald Røsberg, Halvor Solheim, Gro Wollebæk, Bjørn Økland og Wenche Aas

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
31.08.2016	2 (95) 2016	Åpen	10154	15/1513
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01682-3		2464-1162	68	

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:	KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:
LMD	Volkmar Timmermann

STIKKORD/KEYWORDS:	FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:
Skogens helsetilstand, langtransporterte luftforurensninger, skogovervåking, granbarkbiller, klimaeffekter, praktbiller, invasjonspotensiale, askeskuddsyke, skogskader	Skoghelse
Forest health, long-range transboundary air pollution, forest monitoring, <i>Ips typographus</i> , climatic effects, <i>Agrilus</i> , invasion potential, ash dieback, forest damage	Forest health

SAMMENDRAG/SUMMARY:
<p><b>Sammendrag</b></p> <p>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 framtida. Eksempler på begge er omtalt i foreliggende rapport.</p> <p>I denne rapporten presenteres resultater fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2015:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>(i) Overvåking av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene.</li> <li>(ii) Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene.</li> <li>(iii) Barkbilleovervåking og analyse av klimaeffekter.</li> <li>(iv) Import skadegjørere og analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter.</li> <li>(v) Overvåking av askeskuddsyke.</li> <li>(vi) Andre skaderegistreringer fra Skogskader.no og befaringer i 2015.</li> </ul>

Skogovervåkingen på de landsrepresentative flater viser at gran- og furuskogens generelle helsetilstand var god i 2015, selv om det ble registrert uvanlig mange skader på gran og kronetettheten hos furu hadde sunket i forhold til året før. Siden 2007 har kronetettheten likevel økt hos begge treslagene, mens trenden har vært motsatt i ICP Forests' nettverk. Det var lite misfarging på gran og furu og få skader på furu i 2015, mens bjørk, som tidligere, hadde flest skader av alle undersøkte treslag. Det ble ellers registrert få spesielle skader på skog i 2015.

Konsentrasjon og atmosfærisk avsetning av både svovel og nitrogen var generelt veldig lave i 2015. Konsentrasjonen av uorganiske nitrogenforbindelser i jordvann og nivået av bakkenært ozon var også lave i Norge i 2015. Ozonnivåene er i stor grad styrt av værforholdene og vil derfor kunne oppvise store årlige variasjoner. Kjemiske analyser på de intensive skogovervåkingsflatene i Norge har dokumentert en betydelig reduksjon over tid i nivåer av svovelkomponenter både i luft, nedbør og jordvann som følge av store utslippsreduksjoner i Europa.

Overvåkingsflata på Sørlandet, som er mest utsatt for langtransporterte forurensinger, hadde som i tidligere år de høyeste nitrogen- og svovelverdier i barnålene i 2015. Verdiene hadde økt i forhold til 2013 og var på det høyeste nivået siden hhv. 1995 og 1999, til tross for at både tilførselen og deposisjonen av disse elementene har avtatt sterkt siden 1990. På de to andre flatene var nitrogenverdiene vesentlig lavere, og i Osen var det dessuten for lite nitrogen i forhold til de andre næringsstoffene. Nitrogenmangel er imidlertid normalt i boreale barskoger.

Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Hurdal viser at deknningen av etasjehusmose og torvmoser har økt siden 1999, mens flere andre mosearter har gått tilbake. Økt vekst av store bladmoser som etasjehusmose er også dokumentert av andre norske studier og har blitt forklart som et resultat av at mange milde og nedbørrike høster har gjort vekstsesongen lengre.

Resultatene fra granbarkbilleovervåkingen i 2015 viste en moderat økning av populasjonene for landet sett under ett. Analyser av tidsserier for klimaeffekter og utviklingen i granbarkbillebestanden indikerer en trend mot økende barkbillemengder i Trøndelag og Nordland, som har mye hogstmoden gran. Denne økningen er mest markert i tørre og varme år. Tidligere modellberegninger har predikert at den forventete temperaturøkningen kan føre til at granbarkbiller får to generasjoner per sommer i stedet for én så langt nord som Trøndelag, noe som kan gi en markert økning i antall angrep på stående trær.

En analyse av invasjonspotensialet for fire praktbillearter viser at vi finner egnede betingelser for alle disse i Europa, for noen også i Norge. Potensialet varierer imidlertid mellom artene, og mellom landsdelene i Norge. En rekke andre arter kan komme med import av tømmer og treprodukter. Flere billearter sprer seg på det europeiske kontinentet og kan komme til Norge.

Askeskuddsyke, som forårsakes av en liten, innført begersopp, har i løpet av ca. 10 år spredt seg gjennom mesteparten av askas utbredelsesområde i Norge, fra Østlandet opp til Nordmøre. I 2015 var bare Trøndelag fortsatt fri for sykdommen. Etter 6 år med overvåking av askeskuddsyke ser vi at skadeutviklingen skjer fort, også i områder hvor sykdommen bare har vært tilstede i noen få år. Skadeomfanget øker fra år til år, trær i alle aldersklasser angripes og mortaliteten er høy, særlig blant de yngste trærne. Fortsatt holder likevel noen trær seg friske, noe som kan gi håp om at det finnes resistente individer som vil overleve epidemien.

## 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 climatic conditions influence the occurrence and abundance of pests and diseases. Climate change and the expected increase in abiotic damage are a challenge to the management of future 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. Examples of both cases are covered in this report.

This report presents results from the Norwegian forest damage monitoring in 2015:

- (i) Forest monitoring on the large-scale Level I plots.
- (ii) Ecological analyses and measurements of air quality on the intensive Level II plots.
- (iii) Spruce bark beetle monitoring and analysis of climatic effects.
- (iv) Import, damage agents and analysis of the invasion potential of *Agrilus* species.
- (v) Monitoring of ash dieback.
- (vi) Other damage monitoring projects in 2015.

Despite a relatively high amount of damage on Norway spruce and increasing defoliation in Scots pine in 2015, crown condition and damage assessments conducted on the Norwegian Level I plots showed a trend over time with decreasing defoliation for both spruce and pine since 2007, the opposite of the trend found in the European ICP Forests Level I network. The Norwegian assessments in 2015 revealed otherwise little discolouration on conifers and few incidents of extensive forest damage.

Concentrations in air and deposition of anthropogenic sulphur- and nitrogen-containing compounds were generally low in Norway in 2015. Concentrations of inorganic nitrogen compounds in soil water and the level of tropospheric ozone were also low. Ozone levels are largely influenced by weather conditions and will thus fluctuate annually. Chemical analyses carried out on the Norwegian intensive monitoring plots have documented a considerable decrease over time in the concentration of sulphur compounds in air, precipitation and soil water following reductions in SO<sub>2</sub> emissions in Europe.

The highest concentrations of nitrogen and sulphur in Norway spruce needle samples were found at the southernmost intensive monitoring plot, which receives the highest load of long-range air pollution. Concentrations in needles of both elements had increased in 2015 and were at the highest levels since 1995 and 1999, respectively, despite the strong reduction in deposition since 1990. At the other intensive monitoring plots, nitrogen concentrations in needles were low, and at one plot even too low in proportion to other nutrients. Nitrogen deficiency, however, is common in boreal coniferous forests.

Vegetation analyses at one intensive monitoring plot documented an increase in the percentage cover of the mosses *Hylocomium splendens* and *Sphagnum* since 1999, while other moss species have decreased. Increased growth of larger mosses like *H. splendens* has also been documented by other Norwegian studies and is ascribed to a longer growing season due to mild and rainy autumns.

The spruce bark beetle monitoring found a slight increase in the Norwegian beetle population. Analyses of time series of climatic effects and development in the spruce bark beetle population

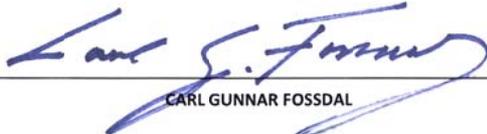
indicate a trend towards an increasing amount of bark beetles in Mid- and North Norway. This increase is most prominent in dry and warm years. Earlier model calculations predicted two generations of bark beetles per season instead of one as far north as Mid-Norway due to the expected rise in temperature, presumably resulting in a considerable increase in attacks on standing trees.

An analysis of the invasion potential of four jewel beetles in the genus *Agrilus* showed suitable conditions for all of them in Europe, for some also in Norway. The potential varies, however, between species and between regions in Norway. Many other species might come to Norway as a consequence of timber import and trade with wood products. Several beetle species are also extending their range in Europe and might spread to Norway.

Ash dieback, caused by an invasive ascomycete, has spread through most of East, South and West Norway during the past 10 years. In 2015, the only ash-containing region without ash dieback was Mid-Norway. After six years with monitoring we found a rapid increase in damage, also in areas where the disease has arrived recently. The extent of crown damage has increased annually, ash trees of all ages are affected and mortality is high, especially among the youngest trees. Some trees, however, are still healthy, indicating genetic differences in resistance to ash dieback.

LAND/COUNTRY:	Land
FYLKE/COUNTY:	Fylke
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Kommune
STED/LOKALITET:	Sted

GODKJENT /APPROVED



---

CARL GUNNAR FOSSDAL

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



---

VOLKMAR TIMMERMANN





# FORORD

God skoghelse er en forutsetning for et bærekraftig skogbruk. Klimaendringene og den forventede økningen i klimarelaterte skogskader gir store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser og for bioøkonomien. Det samme gjør invaderende skadegjørere, både arter som allerede er etablert i Norge og nye arter som kan komme i fremtida begunnet av et endret klima. Skogskadeovervåkingen i Norge er av avgjørende betydning for å kunne oppdage endringer i skogens helsetilstand og forebygge etablering av nye skadegjørere.

Skogskadeovervåkingen ledes og koordineres av avdeling Skoghelse ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), og er tverrfaglig organisert med medarbeidere i 6 avdelinger i 3 divisjoner ved NIBIO. I tillegg deltar Norsk institutt for luftforskning (NILU). Skogskadeovervåkingen har også en internasjonal forankring gjennom ICP Forests.

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 og feltarbeidere ved de deltakende institusjonene, og lokale observatører og stasjonsholdere. En spesiell takk rettes til medarbeiderne i avd. Geomatikk for utviklingen av nye Skogskader.no, til Rune Eriksen, avd. Landsskog, for tilretteleggingen av data fra den landsrepresentative overvåkingen og til Jørn Petter Storholt, avd. Landbrukskart, for produksjon av kart.

Ås, 31.08.16

Volkmar Timmermann

## Forfattere av fagbidragene:

Landsrepresentativ overvåking: VT og KA

Intensiv overvåking, trærnes kronetilstand: VT

Intensiv overvåking, tilførsel av langtransporterte luftforurensninger: WA

Intensiv overvåking, kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog: NC

Intensiv overvåking, kjemiske elementer i barnåler: VT

Intensiv overvåking, vegetasjonsanalyser: JFN og IR

Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter: BØ og GW

Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter: BØ og DF

Overvåking av askeskuddsyke: VT og HS

Registrering av spesielle skader: HS

# INNHOOLD

1	INNLEDNING OG BAKGRUNN .....	9
2	METODER .....	13
2.1	Landsrepresentativ overvåking – ICP Forests Level I .....	13
2.1.1	Overvåkingsflater .....	13
2.1.2	Registreringer .....	15
2.2	Intensiv overvåking – ICP Forests Level II .....	16
2.2.1	Overvåkingsflater .....	16
2.2.2	Måleprogram .....	17
2.3	Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter.....	19
2.4	Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter.....	20
2.5	Overvåking av askeskuddsyke.....	20
2.6	Registrering av spesielle skader .....	22
3	RESULTATER .....	23
3.1	Landsrepresentativ overvåking.....	23
3.1.1	Trærnes kronetilstand .....	23
3.1.2	Trærnes alder.....	30
3.2	Intensiv overvåking .....	31
3.2.1	Trærnes kronetilstand .....	31
3.2.2	Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger.....	32
3.2.3	Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog.....	34
3.2.4	Kjemiske elementer i barnåler.....	38
3.2.5	Vegetasjonsanalyser .....	40
3.3	Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter.....	44
3.4	Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter.....	48
3.5	Overvåking av askeskuddsyke.....	50
3.5.1	Sykdomsutvikling og utbredelse i Norge i 2015.....	50
3.5.2	Overvåking på permanente flater.....	50
3.6	Spesielle skader .....	52
4	DISKUSJON.....	53
5	KONKLUSJONER.....	61
	LITTERATURREFERANSER .....	62



# 1 INNLEDNING OG BAKGRUNN

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 sopp sykdommer og insektangrep. Ifølge FNs klimapanel (IPCC 2013) er vi inne i en periode der det skjer en oppvarming av atmosfæren, slik at vi vil få en generell økning i temperaturen, både om vinteren og i vekstsesongen. I henhold til ulike klimascenarier for Norge (Hansen-Bauer & Haugen 2007, Anon. 2014, Hansen-Bauer et al. 2015) vil temperaturøkningen bli størst på Østlandet og i Nord-Norge, og større om vinteren enn om sommeren. Vekstsesongen vil kunne bli vesentlig lengre. Videre er det antatt at årsnedbøren og nedbørsintensiteten (ekstremnedbør) vil øke i de fleste regioner, samtidig som forekomsten av tørkeperioder på Sør- og Østlandet vil kunne tilta grunnet økt fordampning om våren og sommeren. Noen modeller viser også en økning av den midlere vindhastigheten i vinterhalvåret, samt en generell økning av de sterkeste vindene. For trærne vil en følge av dette kunne være økt frekvens av stormfelling, samt økt risiko for tørkeskader og skogbrann om våren og sommeren, særlig på Sør- og Østlandet. Ustabile snø- og innvintringsforhold vil kunne føre til flere frostskafer. Samtidig vil klimaendringene kunne gi endrede og bedre livsvilkår for en rekke skadegjørere i skogen, både for insekter og sopper og for allerede eksisterende og invaderende arter. Siden trærne gjennom en lang evolusjon er tilpasset en vekstrytme og et forsvar mot et annet regime av klima og skadegjørere, kan de være svært sårbare for slike endringer. Klimaendringene, den forventede økningen i klimarelaterte skogskader sammen med nye invaderende skadegjørere gir dermed store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser. De senere årene har det derfor blitt lagt større vekt på overvåking av skadegjørere som grunnet klimaendringer kan føre til større skader, og av invaderende (fremmede) arter som allerede har kommet eller kan komme til Norge pga. klimaendringer og/eller utvidet handel og import.

I denne rapporten presenteres resultater og analyser fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2015. Rapporten omfatter (i) overvåkingen av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene, (ii) skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene, (iii) barkbilleovervåkingen og analyse av klimaeffekter, (iv) import skadegjørere og analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter og (v) overvåkingen av askeskuddsyke, samt (vi) andre skaderegistreringer fra Skogskader.no og befaringer i 2015. Årets resultater er også sammenlignet med overvåkingsdata over tid.

## *i) Landsrepresentativ og ii) intensiv skogovervåking under ICP Forests*

I 1985 forpliktet Norge seg til å delta i 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). Programmet dokumenterer endringer i de europeiske skogenes helsetilstand og undersøker årsaksforhold. ICP Forests leverer også informasjon om flere indikatorer for bærekraftig skogbruk til Forest Europe (Köhl & San-Miguel-Ayanz 2011). Denne informasjonen er meget viktig i utformingen av den nasjonale og globale skog- og miljøpolitikken. Overvåkingsprogrammet framskaffer også viktige data for karbonbudsjetter, om biomangfold, grunnvannskvalitet, næringscykluser og klimaendringens innvirkning på skogene (Seidling et al. 2014). I programmet deltar 40 europeiske land samt Canada og USA, som alle bruker tilnærmet de samme metodene for

å beskrive skogens helsetilstand (UNECE 2010). Hvert år rapporteres det data fra ca. 6000 flater som ligger i et arealbasert nett med én overvåkingsflate pr. 256 km<sup>2</sup> (Level I) og fra ca. 500 intensivt overvåkede flater (Level II), og det utarbeides årlige rapporter om skogtilstanden i Europa (Ferretti et al. 2015a, Michel & Seidling 2016).

Norge er representert i ICP Forests gjennom *Overvåkingsprogram for skogskader* (OPS). Formålet til OPS er å overvåke norske skogers helsetilstand, registrere skadeomfang, vise utviklingstendenser over tid og overvåke tilførselen og effekten av langtransporterte luftforurensninger i Norge. I tillegg til NIBIO deltar Norsk institutt for luftforskning (NILU) i OPS. Skogovervåkingen i OPS foregår på to flatesett iht. ICP Forests' metoder (UNECE 2010): Overvåkingen på de landsrepresentative flatene (Level I) bidrar årlig med data om skogens generelle helsetilstand i tid og rom, og gir dermed informasjon om skogens utvikling og sykdommers utbredelse og forekomst både nasjonalt og på europeisk nivå. På de intensive overvåkingsflatene (Level II) registreres og analyseres mer dyptgående skogøkologiske data og økosystemprosesser, som sammen med kronetilstandsregistreringer bidrar til en bedre forståelse av de enkelte stressfaktorers betydning for skoghelsen.

### *iii) Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter*

Stor granbarkbille (*Ips typographus* L.) regnes blant de verste skadegjørerne i europeiske barskoger (Grégoire og Evans 2004). Denne arten har hatt gjentatte utbrudd i flere land, og i perioden 1950 – 2000 drepte den mer enn 150 millioner kubikkmeter gran i Europa (Schelhaas et al. 2003, Økland et al. 2012). I Norge er granbarkbillen den eneste insektarten som kan angripe levende grantrær og skape utbrudd med drept skog. På 1970-tallet ble det drept gran til en verdi av rundt 2,3 milliarder kroner (omregnet til dagens kroneverdi) under barkbilleutbrudd på Østlandet. Granbarkbillen 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). Store vindfelling og tørkeperioder opptrer sporadisk i tid og rom, og disse kan utløse billeutbrudd på levende trær ved å svekke trærnes motstandskraft (Netherer et al. 2015) og ved å heve billetettheten over terskelen som kreves for å kolonisere og drepe friske trær (Berryman 1982, Krokene 2015). Utbrudd av granbarkbillen 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 et al. 2012).

Overvåkingen av granbarkbillen i Norge er basert på fellefangster og ble etablert i 1979. Overvåkingen har pågått årlig siden da og er nå den mest omfattende felleovervåkingen av granbarkbillen i verden. Overvåkingen er viktig fordi mengden av biller ofte er en avgjørende faktor for om barkbilleutbrudd utløses. Kommunenes oppgaver i overvåkingen er hjemlet i skogbruksloven §9 og forskrift om bærekraftig skogbruk §10 ([www.lovdata.no](http://www.lovdata.no)). Granbarkbilleovervåkingen er et eget prosjekt som har til formål å varsle den lokale skogforvaltningen når barkbillepopulasjonene blir alarmerende store. Overvåkingsrapporten publiseres så tidlig som mulig etter hver sesong (Økland & Wollebæk 2015), slik at datagrunnlaget skal være tilgjengelig for den lokale skogbruksforvaltningen i planleggingen av vinterens avvirkninger. Bare et sammendrag fra barkbilleovervåkingen gjengis her, mens de fullstendige resultatene finnes i en egen rapport (Økland & Wollebæk 2015).

I denne rapporten brukes data fra de lange tidsseriene i barkbilleovervåkingen for å analysere mulige klimaeffekter på granbarkbiller. Det fokuseres spesielt på om vi kan se en økning av granbarkbillepopulasjonene i nordlige områder som en mulig effekt av global oppvarming. Granbarkbiller finnes allerede i Trøndelag og søndre del av Nordland, men disse områdene har så langt ikke hatt større utbrudd av den typen vi opplevde på Østlandet på 1970-tallet.

#### *iv) Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter*

Prøvetaking ved import av tømmer og treprodukter kan bidra til å påvise ulike arter som følger med. Slike prøvetakinger i tidligere år har generert lange lister av både sopp, insekter og karplanter som har fulgt import av tømmer til norske havner (Økland 2002, Thunes 2003, Økland 2004). Til tross for at mange arter kan påvises ved slike prøver, så har en slik tilnærming vesentlige begrensninger. Mengden av prøvetaking er som regel altfor liten i forhold til de store volumene av importvarene, og således blir sannsynligheten for påvisning av den aktuelle arten svært liten (Økland et al. 2012a). Det innebærer at de aktuelle artene kan følge med i importene uten at de blir oppdaget og spre seg til nærliggende skog til tross for at det er utført prøvetaking. Og om slike prøver skulle gi påvisning, så kan arten ha ankommet flere ganger i tidligere importerte uten å ha blitt oppdaget. Å lete etter en art som allerede har ankommet skogen er svært ressurskrevende, og påvisning av en allerede etablert art vil ofte skje lenge etter at arten faktisk ankom (King & Fielding 1989, Liebhold & Tobin 2006). En slik forsinkelse kan være betydelig hvis det er en art som viser lite symptomer, eller en art hvor symptomene er synlig først lenge etter kolonisering av treet (Økland et al. 2010). Å utrydde en art som allerede er etablert i skogsmiljø er svært vanskelig, fordi det er vanskelig å finne nye spredninger raskt nok (Økland et al. 2010).

Informasjon om aktuelle fremmede skadegjørere i forkant av eventuelle påvisninger er viktig, siden direkte påvisning i importprøver har vesentlige begrensninger og ikke er tilstrekkelig sikkert alene for å hindre etablering av nye alvorlige skogskadegjørere. Slik informasjon er viktig for å utvikle regelverk som forebygger ankomst av alvorlige skogskadegjørere, og også i de tilfeller der tidlig påvisning og utrydding kan antas å være en realistisk tilnærming. Tidlig informasjon er uansett viktig der, siden plutselige påvisninger av fremmede arter medfører et snarlig behov for informasjon som grunnlag for håndtering og eventuelt regulering.

Vurderingen av skogskadegjørere som kan importeres omfatter både sopp, insekter og karplanter, men kan være begrenset til et utvalg av organismer eller varettyper i hver årlige rapport. Dersom en invaderende art har blitt etablert i Norge, kan en egen overvåking forfølge videre spredning innenfor landets grenser (se avsnitt om askeskuddsyke under).

I denne rapporten vurderer vi fire praktbiller fra *Agrilus* slekta som ikke har vært påvist i Norge før. Vi har valgt arter knyttet til løvtrær, siden importen av barttrevirke allerede er regulert gjennom forskrifter på grunn av furuvednematoden. Noen av disse artene har et potensiale for å gjøre enorm skogskade om de skulle bli innført til norske skoger og Europa forøvrig. På grunn av disse artenes biologi har de mulighet til å bli innført med trevarer så små som flis, og det finnes treslag som kan være egnet vert for disse billeartene i Norge. Her gjøres en vurdering av potensielt utbredelsesområde for artene basert på grad av klimalikhet og forekomst av egnete vertstreslag.

#### v) *Overvåking av askeskuddsyke*

Askeskuddsyke forårsakes av begersoppen askeskuddbeger (*Hymenoscyphus fraxineus*). Soppens små begre utvikles på fjorårets askebladstilker i skogbunnen. I månedsskiftet juni-juli begynner sporespredningen som når en topp rundt en måned senere, men fortsetter ofte ut september (Hietala et al. 2013). Sporene infiserer bladene på asketrærne i løpet av vekstsesongen, og soppen sprer seg 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 greinavdøying som følge. Små, unge trær med liten diameter rammes hardere og drepes lettere av askeskuddsyken enn store, eldre trær fordi nekroser på stammen lett kan føre til at hele toppen eller hele treet dør, mens det hos et stort tre vil ta flere år og mange gjentatte infeksjoner å drepe store greiner eller endog hele treet. Ofte er det flere faktorer i samspill som til slutt fører til at trærne dør. Heldigvis fins det fortsatt asketrær som har holdt seg helt friske, selv etter mange år med askeskuddsyke til stede, noe som kan tyde på at det fins genetisk betingete forskjeller i resistens mot sykdommen.

Askeskuddsyken har herjet i Europa siden tidlig 1990-tallet. Den ble først oppdaget i Polen og har siden spredt seg gjennom de fleste områdene i Europa hvor vanlig ask (*Fraxinus excelsior*) forekommer (Timmermann et al. 2011, McKinney et al. 2014). Askeskuddsyken truer aska på hele det europeiske kontinentet, og aska er nå rødlistet i mange land, bl.a. i Norge (Henriksen og Hilmo 2015). I Litauen for eksempel regner man med at 60 % av askebestanden har dødd som følge av denne sykdommen. Tilbakegangen av ask og påfølgende treslagsskifte har store implikasjoner for skogbruket, men også for biomangfoldet siden det er hundrevis av arter som er knyttet til ask (Jordal & Bratli 2011, Thomas 2016). I dag er det kun noen få regioner igjen i Europa som ennå ikke er berørt av denne sykdommen – deriblant Trøndelag i Norge.

Askeskuddbeger er et eksempel på en invaderende art som har etablert seg i Norge og forårsaket store skader utafør sitt naturlige utbredelsesområde i Asia, og selv om den kan spre seg naturlig over store avstander med sine sporer, har spredningen blitt godt hjulpet av import og handel med infiserte askeplanter.

#### vi) *Spesielle skader*

Observasjoner av skogskader som blir gjort utenom de faste overvåkingsprosjektene, registreres i NIBIOs interaktive skadedatabase Skogskader.no ([www.skogskader.no](http://www.skogskader.no)). Databasen bygger på brevarkivet ved tidligere Norsk institutt for skogforskning (nå en del av NIBIO) med skaderapporter tilbake til 1960-tallet. Skogskader.no (2015) inneholder flere tusen innsendte rapporter samt digitaliserte rapporter fra skadearkivet. Innsending av skaderapporter kan gjøres av alle naturinteresserte privatpersoner, skogeiere, skogbrukssjefer og Fylkesmannens landbruksavdeling. Avdeling Skoghelse ved NIBIO har det faglige ansvaret og utfører kvalitetssikring av alle innsendte rapporter.

## 2 METODER

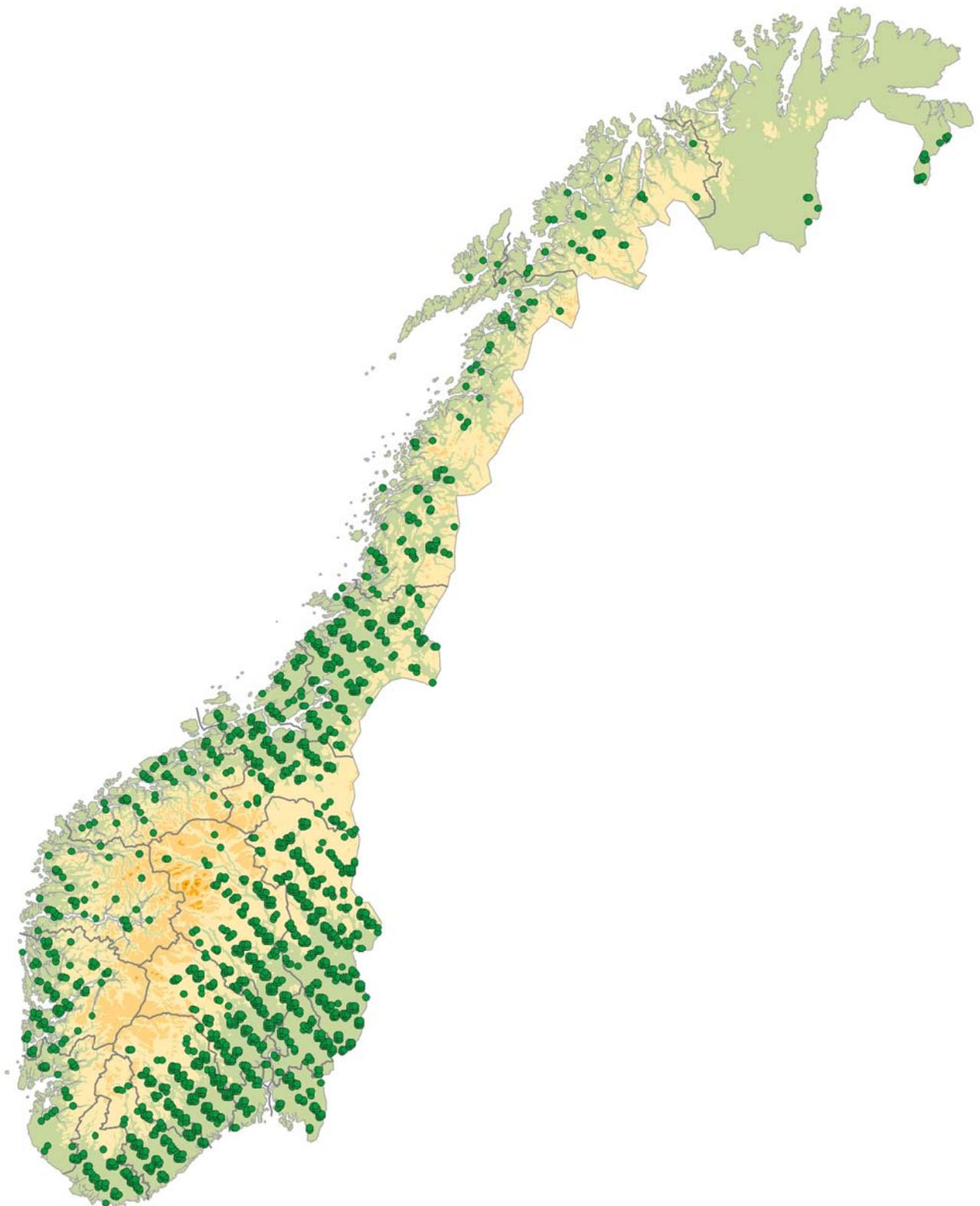
### 2.1 Landsrepresentativ overvåking – ICP Forests Level I

#### 2.1.1 Overvåkingsflater

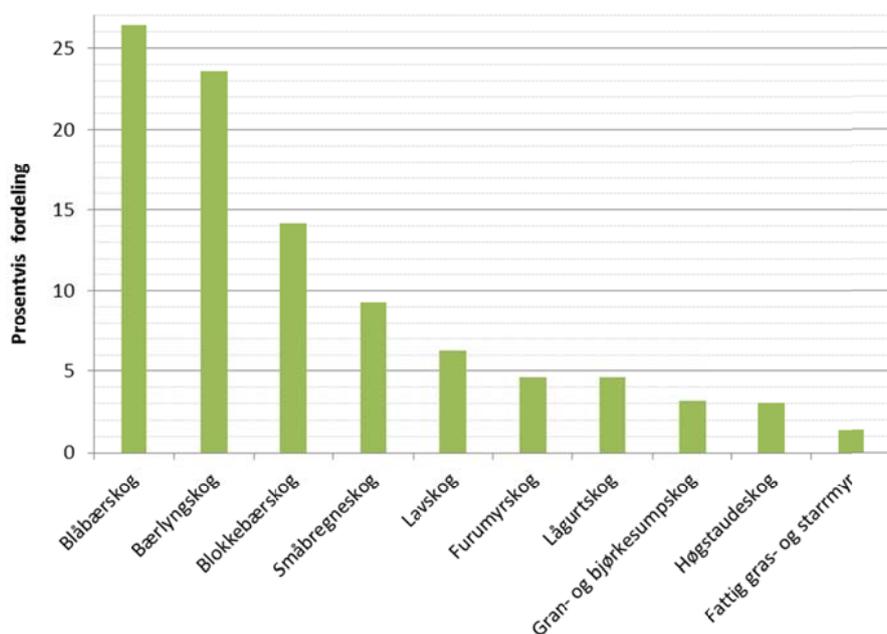
Alle flater i den landsrepresentative skogovervåkingen inngår i Landsskogtakseringens registreringer i skog i et 3x3 km nett med permanente flater som oppsøkes med femårige omdrev (Landsskogtakseringen 2015). Antall flater vil variere noe fra år til år grunnet Landsskogtakseringens registreringsmetodikk. Flatene representerer et tilfeldig utvalg av Norges skoger og 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. Alle overvåkingsflater har et fast areal på 250 m<sup>2</sup>.

Kronetilstandsregistreringer fra et utvalg av de nasjonale flatene rapporteres årlig til den internasjonale skogovervåkingsdatabasen ved ICP Forests sammen med andre europeiske lands overvåkingsdata. Flateutvalget er tilpasset ICP Forests' standard Level I nett (16x16 km) med én flate pr. 256 km<sup>2</sup>. Kronetilstandsregistreringer utføres tilnærmet likt over hele Europa i henhold til en felles manual som beskriver metodene (UNECE 2010).

I alt 2 553 flater inngikk i den landsrepresentative skogovervåkingen i 2015. På 1 710 flater fordelt over hele landet vokste det gran og furu (Figur 1). 53 % av gran- og furuflatene lå på Østlandet, 20 % på Sør- og Vestlandet, 19 % i Trøndelag og 8 % i de tre nordligste fylkene. Rundt 58 % av flatene lå under 400 moh., 35 % mellom 400 og 800 moh., mens bare 7 % lå over 800 moh. De vanligste skogtypene var blåbær-, bærlyng- og blokkebærskog, der til sammen 64 % av flatene var lokalisert (Figur 2). I tillegg til flatene med gran og furu inngikk 873 flater med andre treslag i overvåkingen.



Figur 1. Lokalisering av de landsrepresentative overvåkingsflatene i Norge i 2015.



Figur 2. Prosentvis fordeling av flater på de vanligste vegetasjonstypene i 2015.

### 2.1.2 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 stressfaktorer.

Langtransporterte luftforurensninger som sur nedbør og bakkenært ozon kan komme i tillegg til eller virke sammen med de nevnte faktorene. Unaturlig sterkt nåle- eller bladtap og misfarging i trekrona blir vanligvis tolket som et symptom på stress eller ubalanse. Trærnes kronetetthet (og farge) brukes derfor som indikator på skogens helsetilstand. ICP Forests' standardiserte rapportering av kronetetthetsregistreringer, synlige kroneskader og deres årsaker, vil i kombinasjon bedre kunne forklare variasjoner i trærnes kronetilstand. I tillegg vil skade- og årsaksregistreringene over tid kunne gi et bilde av utbredelse, forekomst og skadelige virkninger av insekter, sopp, klimatiske forhold, luftforurensning og andre faktorer som påvirker skogene i Europa.

Kronetilstandsregistreringer i den landsrepresentative overvåkingen omfatter helseparameterne kronetetthet, kronefarge og biotiske og abiotiske skader (jf. kap. 2.2.2.1). Kronetetthet og -farge bedømmes på gran og furu, mens skaderegistreringer utføres på alle treslag som forekommer på overvåkingsflatene. I tillegg anslås trærnes alder. I 2015 ble kronebedømmelse utført på 9 643 trær totalt, hvorav 5 226 grantrær (*Picea abies*) og 4 417 furutrær (*Pinus sylvestris*). Det ble gjennomført skaderegistreringer på 18 330 trær i 2015 fordelt på rundt 30 ulike treslag. Skaderegistrering ble utført på alle gran- og furutrær på overvåkingsflatene, på 174 andre nåletrær (for det meste sitkagran, *Picea sitchensis*), 6 824 bjørketrær (*Betula* spp.) og 1 689 andre løvtrær. Andre løvtrær bestod først og fremst av gråor (*Alnus incata*, 470 trær), rogn (*Sorbus aucuparia*, 367 trær), osp (*Populus tremula*, 272 trær), selje (*Salix caprea*, 203 trær) og eik (*Quercus* spp., 142 trær). Det registreres bare ett skadetilfelle pr. tre, hvis et tre har flere skader registreres den som har størst betydning for treet tilstand.

Kronetilstandsregistreringer utføres på alle høyde-/prøvetrær på landsskogflatene. Det blir dermed et utvalg av trær som representerer kronetilstanden på flatene. Kronebedømmelse ble utført på gjennomsnittlig 6 trær pr. flate i 2015, varierende fra 1-19 trær pr. flate.

Registreringsmetodikken for alle parameterne som inngår i den landsrepresentative skogovervåkingen er utførlig beskrevet i Landsskogtakseringens feltinstruks (2015), i ICP Forests' manual (UNECE 2010) og i tidligere rapporter (f. eks. Timmermann et al. 2012).

## 2.2 Intensiv overvåking – ICP Forests Level II

### 2.2.1 Overvåkingsflater

I Norge var det tre intensive skogovervåkingsflater i 2015 (Figur 3). Tabell 1 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 på Osen. Her registreres kronetilstand både hos gran og furu.

Tabell 1. Oversikt over de intensive overvåkingsflatene. Hoh = Høyde over havet.

Flate	Treslag	Areal (daa)	Bonitet (H40)	Alder 2015	Hoh (m)	Tre-antall	Etablering	Vegetasjonstype	Startår
BI Birkenes	Gran	1,12	12,9	130	200	149	Naturlig	Bærlyngskog	1986
HU Hurdal	Gran	1,03	17,0	88	280	74	Naturlig	Blåbærskog	1996
OS Osen	Gran+furu	3,15	12,4	162	560	391	Naturlig	Bærlyngskog	1987



Figur 3. Lokalisering av de intensive overvåkingsflatene.



## 2.2.2 Måleprogram

Med unntak for luftmålinger har alle flatene et nesten identisk måleprogram i henhold til metodene beskrevet i ICP Forests-manualen (UNECE 2010), som også anvendes i de andre europeiske land, og det har stort sett vært uforandret siden oppstarten. I måleprogrammet inngår vurdering av trærnes kronetilstand, tilvekstmålinger, analyser av kjemisk innhold i jord, luft, nedbør, jordvann og barnåler, samt av skogsvegetasjonen (Tabell 2). Enkelte registreringer utføres årlig eller med flere års mellomrom, mens noen målinger foretas kontinuerlig eller med bare en til to ukers mellomrom. Kjemiske analyser er utført ved NIBIOs kjemiske laboratorier etter metoder beskrevet av Ogner et al. (1999). For en utførlig metodebeskrivelse henvises til tidligere rapporter fra OPS (eksempelvis Andreassen et al. 2012a, 2012b).

Tabell 2. Måleprogram og frekvens på de intensive overvåkingsflatene.

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

### 2.2.2.1 Trærnes kronetilstand

Kronebedømmelse er en subjektiv vurdering av trærnes kronetilstand basert på individuelle registreringer av blant annet kronetetthet, kronefarge, skader, blomst- og konglemengde etter ICP Forests' standardmetoder (UNECE 2010), med særlig vekt på registrering av biotiske og abiotiske skadeårsaker. Kronebedømmelse utføres 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. Redusert barmasse som følge av påvirkning fra nabotrær, naturlig utskygging eller blomstring skal ikke registreres som redusert kronetetthet.

### 2.2.2.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Målinger av forurensning i luft og nedbør, atmosfæriske tilførsler, utføres av Norsk institutt for luftforskning (NILU, Aas et al. 2016). I 2015 ble svovel- og nitrogenforbindelser i luft målt på fire stasjoner i fastlands-Norge (Birkenes, Hurdal, Kårvatn og Tustervatn), hvorav to er tilknyttet aktive OPS flater (BI, HU). Innholdet av kalium, natrium, kalsium, magnesium og klorid i luft ble i

tillegg også bestemt. Prøver ble tatt døgnavis. I 2015 ble ozonkonsentrasjonen målt med UV monitor på syv stasjoner på fastlandet: Birkenes (Aust-Agder), Haukenes (Telemark), Prestebakke (Østfold), Hurdal (Akershus), Sandve (Rogaland), Kårvatn (Møre og Romsdal) og Tustervatn (Nordland).

#### 2.2.2.3 Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Nedbør og kronedrypp er samlet inn annenhver uke om vinteren og hver uke om sommeren. Med nedbør menes her frittfallende nedbør innsamlet på ei åpen flate nær skogen, mens kronedrypp er nedbør samlet inn på overvåkingsflata inne i skogen omtrent 50 cm over bakken. De ukentlige prøvene er slått sammen til en fellesprøve for hver 4-ukers periode. Jordvannprøver fra lysimeteranlegg er innsamlet på samme måte som i tidligere år. Lysimetrene er plassert slik at de suger vann fra omkring den nedre grensen av humussjiktet (5 cm jorddybde), og fra både øvre og nedre del av mineraljorda (15 og 40 cm jorddybde). Alle lysimetre er sonder, unntatt ved 15 cm dybde på BI der platelysimetre er brukt. I 2015 ble jordvannet samlet inn hver uke i den frost- og telefrie delen av året, og slått sammen til en prøve for hver 4-ukers periode. Kjemiske analyser ble utført på NIBIOs kjemiske laboratorium (Ogner et al. 1999). Volumveide årsmiddelkonsentrasjoner er beregnet for noen viktige elementer og forbindelser i nedbør, kronedrypp og jordvann, mens pH er beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier av H<sup>+</sup>-aktivitet. 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 formelen: nmSO<sub>4</sub>-S = SO<sub>4</sub>-S - (0,054 \* Cl<sup>-</sup>).

#### 2.2.2.4 Kjemiske elementer i barnåler

Kjemisk analyse av barnåler blir gjennomført annethvert år. Metodikken for både prøvetaking og analyse er nærmere omtalt i ICP Forests' manual (UNECE 2010), og i tidligere rapporter (Andreassen 2012a). I randsona rundt hver flate befinner det seg fem prøvetrær som med ett unntak har vært de samme siden 1995. Fra hvert prøvetre blir det klippet en grein fra den øvre del av krona, omtrent mellom den 7. og den 15. greinkrans fra toppen. Fra hver grein tas det prøver av både årets og fjorårets nåler, i alt ti prøver pr. flate. Nåleprøvetaking i 2015 ble utført den siste uka i oktober. NIBIOs kjemiske laboratorium utførte tørking, oppmaling og kjemiske analyser. Både makro- og mikronæringsstoffer samt andre elementer måles med standard analysemetoder (FIA for Kjeldahl nitrogen og ICP-AES for alle andre elementer, se Ogner et al. 1999) i både årets og fjorårets nåler. I resultatdelen presenteres tall for makronæringsstoffer i årets nåler. Mangel- og optimumsgrenser er beregnet etter Stefan et al. (1997) og Göttlein et al. (2011).

#### 2.2.2.5 Vegetasjonsanalyser

Vegetasjonen på den intensive skogovervåkingsflaten i Hurdal har blitt overvåket siden 1999 med gjentak ca. hvert femte år (Solberg et al. 2000, Andreassen et al. 2005, Andreassen et al. 2010). Ved oppstart ble 50 permanente 1 x 1 m flater, heretter kalt vegetasjonsflater, fordelt langs ytterkanten av skogovervåkingsflata. Vegetasjonsflatene gir et representativt utvalg av den variasjonen som vegetasjonen i området framviser (Figur 4).

Prosent dekning av alle arter i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt ble registrert i samtlige vegetasjonsflater, mens smårutefrekvens i tillegg ble registrert i 10 utvalgte vegetasjonsflater. Smårutefrekvensen angir i hvor mange av de 25 småruter (20x20 cm) innen hver vegetasjonsflate en art finnes. Samtlige vegetasjonsflater ble fotografert i forbindelse med registreringene. Fra 2004

ble dekningen av ulike vegetasjonssjikt (tre-, busk-, felt, og bunnsjikt) i vegetasjonsflatene registrert separat. Samme år ble artenes prosentvise dekning i 5 makroflater à 7x10 m registrert for første gang.

Nomenklatur for karplanter, moser og lav følger Artsdatabanken sin artsnavnebase for aksepterte vitenskapelige navn ([www.artsdatabanken.no/navneregisteret](http://www.artsdatabanken.no/navneregisteret)). *Polytrichastrum formosum* (kystbinnemose) inkluderer også noen forekomster av *Polytrichum commune*. *Lophozia* spp. (flikmoser) inkluderer hovedsakelig *L. ventricosa*, men trolig også noe *L. obtusa*.

Vi brukte Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett (Salkind 2007), for å undersøke om det er signifikante forskjeller i artenes dekning i de samme vegetasjonsflatene mellom registreringsår. Testen er ikke utført når arten forekommer i færre enn fem vegetasjonsflater.



Figur 4. Fra skogovervåkingsflata i Hurdal, juni 2015. Venstre: Fra kant mot sentrum av skogovervåkingsflata. Mye skygge på blåbærdominert skogbunn selv i solskinn. Høyre: Vegetasjonsflata med 1 x 1 m aluminiumsramme. Foto: Jørn-Frode Nordbakken.

## 2.3 Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter

Datagrunnlaget omfatter grandistriktene på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag og Nordland. Materialet for 2015 omfatter data fra 133 fangststeder, med i alt 520 feller, fordelt på 108 kommuner. Data for de foregående årene i perioden 2001-2014 har omtrent det samme antallet fangststeder, feller og kommuner. De to fylkene Oslo og Akershus er slått sammen i tallbehandlingen.

Hvert fellested omfatter 4 barkbillefeller plassert i hjørnene på en 3 x 3 m firkant. Fellestedene legges på hogstflater på minimum 2 dekar hvor det siste vinter ble avvirket gran. For å unngå billeskade på nærliggende skog blir fellene alltid plassert minst 20 m fra skogkant. Når fellestedet endres i forhold til forrige år, blir det nye fellestedet plassert så nær fjorårets fellested som mulig, og på tilnærmet samme skogtype. Fellefangsten i overvåkingen blir utført med tre ulike fellemodeller, 1979-modell, 1980-modell og BEKA-feller. De fleste fellene er BEKA, men det inngår også feller av 1979- og 1980-modell. Innfasingen til ny felletype vil fortsette etter hvert som de gamle fellene slites ut. Siden fellemodellene har ulik fangbarhet er 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 & Wollebæk 2015).

I hver felle var det plassert en feromondispenser med attraksjonsferomoner som tiltrekker granbarkbiller (produsert av Kjemikonsult ANS, [www.kjemikonsult.no](http://www.kjemikonsult.no)). Attraksjonsferomonene er de samme som billene benytter for å tilkalle artsfrender under angrep på levende trær. Disse feromonene ble identifisert og kunstig syntetisert for første gang under det store utbruddet på Østlandet på 1970-tallet (Bakke et al. 1977). I årene som fulgte ble det utviklet fellemetodikk for fangst av granbarkbiller med feromoner (Bakke et al. 1983, Bakke 1985). Felle plasseres ut før 20. april og opereres i 4 felleperioder, med tømning på en fast dag i ukene 21, 24, 28 og 33.

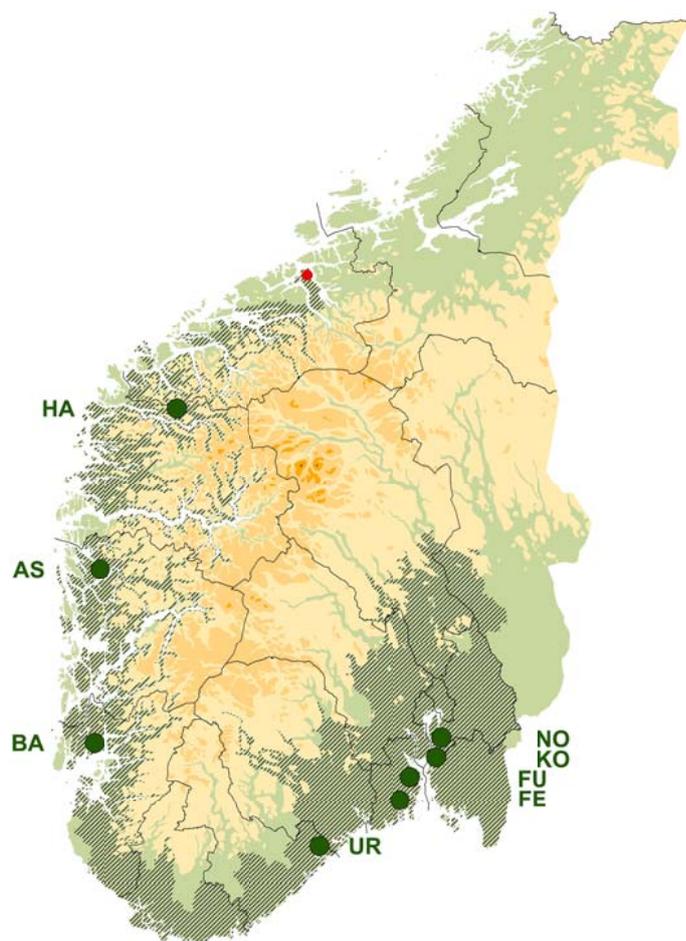
## 2.4 Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter

Den potensielle utbredelsen av fire praktbillearter i slekta *Agrilus* ble vurdert: *A. anxius* (amerikansk bjørkepraktbille) er naturlig hjemmehørende i Nord-Amerika og angriper trær i bjørkeslekta. *A. bilineatus* har sitt naturlige utbredelsesområde i vestre deler av Nord-Amerika og gjør først og fremst skade på eik. *A. planipennis* (asiatisk askepraktbille) er en skadegjører på trær innen askeslekta og forekommer naturlig i de østre deler av Asia. *A. politus* er også en nord-amerikansk art, men med lønn som vert. Vi benyttet oss av Maximum entropi modellering gjennom programmet MaxEnt. I MaxEnt benyttes utvalgte miljøvariabler i rasterformat, som for eksempel høyde over havet, temperatur og nedbør. Disse miljøvariablene sammen med observert geografisk utbredelse av arten brukes til å estimere den potensielle geografiske utbredelsen. Modellen uttrykker egnethet for arten i det nye potensielle området som en funksjon av miljøvariablene og uttrykker en sannsynlighet som rangerer fra lav (0=hvit) til høy sannsynlighet (1=grønn) på kartene (jf. Figur 27 i kap. 3.4). Data for utbredelse og klimavariabler er hentet fra [www.worldclim.org](http://www.worldclim.org) og [www.gbif.org](http://www.gbif.org). Detaljer i metoden er beskrevet i Phillips (2004).

## 2.5 Overvåking av askeskuddsyke

I 2015 var det i alt 8 permanente overvåkingsflater for askeskuddsyke i Norge, 4 på Østlandet, 1 på Sørlandet og 3 på Vestlandet (Figur 5). Flatene ble opprettet mellom 2009 og 2012 (Tabell 3), og trærne ble merket og nummerert for langtidsovervåking. På hver av flatene i Norderås (NO), Kolås (KO), Fjugstad (FU) og Baustad (BA), som alle har distinkte aldersklasser, ble det valgt ut 50 trær. På hver av flatene i Fevang (FE), Urkjell (UR), Askvik (AS) og Hammar (HA), som har mer ensartet alderssammensetning, ble det valgt ut 40 trær. I oppstartsåret ble trærne delt inn i høydeklasser (Timmermann et al. 2013), og diameter i brysthøyde (DBH) ble målt på alle de store trærne. I 2014 ble de store trærne også høydemålt, og DBH-målingene ble gjentatt på alle trær over 5 cm DBH. I resultatdelen er trærne gruppert i tre diameterklasser ut fra DBH målingene i 2014:

1. Små trær (tilvekst): DBH <50 mm, høyde 1-10 m
2. Mellomstore trær («framtidstrær»): DBH 50-125 mm, høyde 8-16 m
3. Store trær (dominante trær): DBH >125 mm, høyde 12-34 m



Figur 5. Lokalisering av overvåkingsflater for askeskuddsyke og omtrentlig utbredelse av askeskuddsyke pr. 2015 (skravert, det nordligste funnet i 2015 markert med rødt).

Tabell 3. Oversikt over overvåkingsflater for askeskuddsyke. Hoh: Høyde over havet.

Flate	Fylke	Kommune	Flateareal (m <sup>2</sup> )	Bestandsareal (daa)	Treantall	Hoh (m)	Startår	
NO	Norderås	AK	Ås	378	34	50	100	2009
KO	Kolås	AK	Vestby	1036	1	50	40	2009
FU	Fjugstad	VF	Horten	792	267	50	40	2009
FE	Fevang	VF	Sandefjord	595	0,75	40	100	2009
UR	Urfjell	AA	Risør	114	0,20	40	100	2010
BA	Baustad	RO	Tysvær			50	20	2012
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 (Tabell 4). Registreringene, som også omfatter andre helseparametere som misfarging, døde greiner og topper, skuddavdøing, vannris og frøsetting, utføres en gang per år for hvert tre mellom slutten av juni og midten av august.

Tabell 4. Grupperte kroneskadeklasser med grad av utglisning.

#### Grupperte skadeklasser

Friske trær (0–10 % utglisning)

Svakt skadet (11–25 % utglisning)

Moderat skadet (26–50 % utglisning)

Moderat–sterkt skadet (51–75 % utglisning)

Sterkt skadet (76–99 % utglisning)

Døde/døende trær

---

## 2.6 Registrering av spesielle skader

Skadeobservasjoner stammer fra befaringer, undersøkelser og bestemmelse av innsendte prøver, fra forskningsprosjekter og fra instituttets skadedatabase Skogskader.no (2015), som er et internettbasert rapporterings- og arkiveringssystem for skogskadeobservasjoner.

## 3 RESULTATER

### 3.1 Landsrepresentativ overvåking

#### 3.1.1 Trærnes kronetilstand

##### 3.1.1.1 Kronetetthet

Gjennomsnittlig kronetetthet i 2015 var 84,9 % og 86,1 % for hhv. gran og furu (Tabell 5). Dette representerer en liten økning på 0,2 %-poeng for gran og en nedgang på 1,7 %-poeng for furu sammenlignet med kronetettheten i 2014.

Tabell 5. Kronetetthet 2015 i prosent og prosentandel i kronetetthetsklasser (endringer fra året før i parentes).

	Gran	Furu
Gjennomsnittlig kronetetthet	84,9 (0,2)	86,1 (-1,7)
0 Fulltett krone ( $\geq 90$ %)	49,3 (-2,2)	43,2 (-5,7)
1 Svakt redusert krone (89–75 %)	33,2 (4,4)	42,7 (0,9)
2 Moderat redusert krone (74–40 %)	14,4 (-1,6)	13,1 (4,3)
3 Sterkt redusert krone (39–0 %)	3,0 (-0,6)	1,0 (0,5)

Det var en større forskjell mellom treslagene når det gjelder prosentandel trær med fulltett krone (kronetetthet  $\geq 90$  %) enn i 2014. Hos gran var prosentandelen 49,3 % og hos furu 43,2 % (Tabell 5), og hos begge treslagene var dette en nedgang i denne kronetetthetsklassen i forhold til 2014, for gran på -2,2 %-poeng og for furu på -5,7 %-poeng. Prosentandelen trær med svakt redusert kronetetthet (89–75 %) var på 33,2 % for gran og på 42,7 % for furu, altså en økning hos begge treslagene sammenlignet med 2014. Mens andelen grantrær med moderat redusert kronetetthet (74–40 %) og med sterkt redusert kronetetthet (39–0 %) gikk ned i 2015 med sammenlagt 2,2 %-poeng til 17,4 %, økte andelen furutrær i disse kronetetthetsklassene med sammenlagt 4,8 %-poeng til 14,1 %. Fortsatt er det flere gran- enn furutrær med moderat til sterkt redusert kronetetthet, og særlig gjelder dette for trærne med lavest kronetetthet.

Eldre trær har generelt lavere kronetetthet enn yngre trær. Gjennomsnittlig kronetetthet i 2015 for gran på 60 år og yngre var 90,4 %, og for gran eldre enn 60 år 76,9 %, altså 13,5 %-poeng lavere. For furu var forskjellen mellom yngre og eldre trær ikke så markant (7,8 %). Kronetettheten minsket hos de yngre grantrærne og i begge aldersgruppene hos furu, mens den økte hos de eldre grantrærne i forhold til 2014.

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 6). Denne trenden ble brutt i 2013 med en relativt kraftig nedgang i kronetetthet for gran og en oppgang for furu. Etter nedgangen i kronetetthet hos furu i 2015, er det nå igjen liten forskjell mellom de to bartreartene. Kronetetthet for gran var i 2015 på samme nivå som i 2014 og i perioden 2009–2012, mens den hos furu gikk tilbake til samme verdi som i 2013. Gran hadde den høyeste kronetettheten i hele

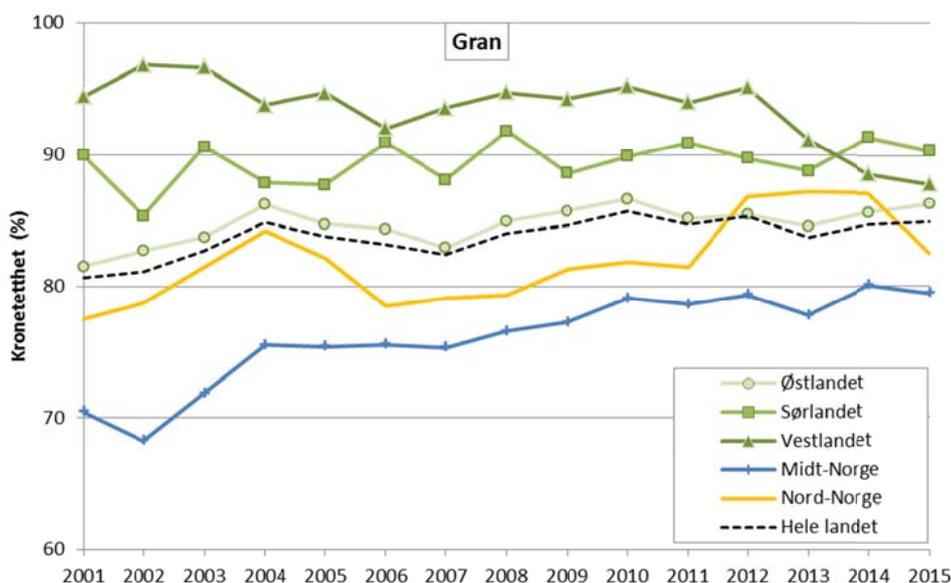
overvåkingsperioden i 2010, furu i 2014, og lå for begge ca. 2,5 %-poeng over langtidsgjennomsnittet (1989–2015). Begge treslagene hadde lavest kronetetthet i 1997/98, sannsynligvis som følge av gjentatt sommertørke i Sørøst-Norge i første halvdel av 1990-tallet. Siden da har kronetettheten hos gran økt med 7,4 %-poeng og hos furu med 6,2 %-poeng.



Figur 6. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu fra 1989 fram til 2015.

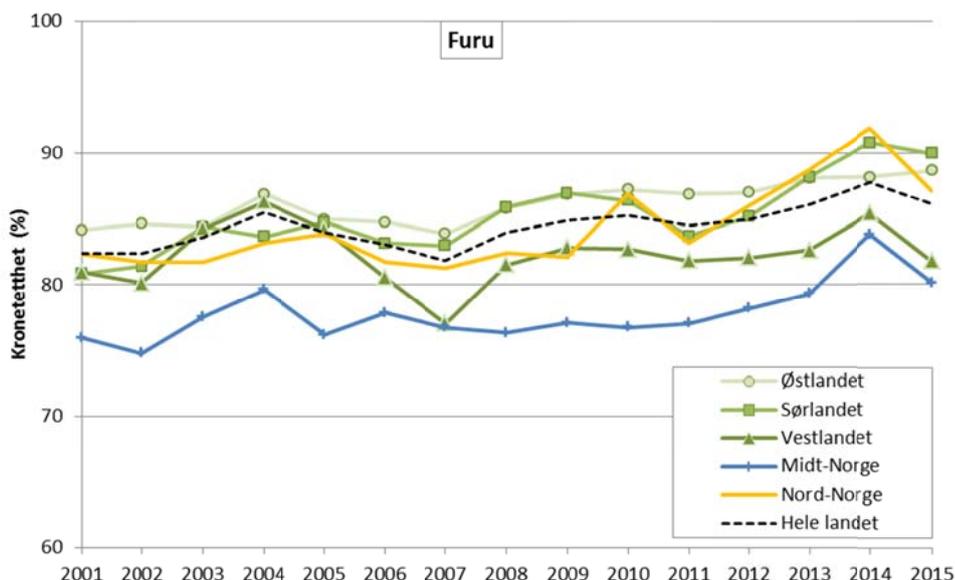
Deler man opp landet i ulike landsdeler, ser man tydelige regionale forskjeller i kronetetthet for gran i denne tidsserien som er beregnet fra 2001 fram til i år (Figur 7). Forskjellen mellom landsdelen med høyest og den med lavest kronetetthet var på 10,9 %-poeng i 2015. Tilsvarende forskjeller mellom landsdelene ble også observert på de regionale skogovervåkingsflatene i perioden 1988–2007 (Timmermann 2008). Midt-Norge (Trøndelag) har i alle år siden 2001 hatt den laveste kronetettheten av alle regioner, og Vestlandet den høyeste fram til 2013. Etter tre påfølgende år med nedgang har kronetettheten hos gran på Vestlandet blitt redusert med 7,3 %-poeng siden 2012. Reduksjonen i kronetetthet for gran på Vestlandet var størst i 2013 og 2014 og skyldtes sannsynligvis omfattende frosttørkeskader i denne regionen i disse årene. Det kan virke som om helsetilstanden for grantrærne på Vestlandet er i ferd med å bedre seg igjen siden årets nedgang i kronetettheten tross alt var liten. Med unntak av Østlandet var det en nedgang i kronetettheten hos gran i alle landsdeler, og størst var den i Nord-Norge med 4,6 %-poeng. Siden nærmere 2/3-deler (65 %) av alle de overvåkede grantrærne finnes på Østlandet, ga nedgangen i kronetettheten i de øvrige regionene ikke noe utslag på landsgjennomsnittet.





Figur 7. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran 2001–2015, fordelt på landsdel.

For furu er forskjellene i kronetetthet mellom landsdelene økende, og furu hadde også klart lavest kronetetthet i Midt-Norge i hele perioden 2001–2015 (Figur 8). Furutrærne på Vestlandet har, i motsetning til grantrærne, hatt lavere kronetetthet enn landsgjennomsnittet i nesten hele perioden. Det er en noe jevnere fordeling av antall overvåkede furutrær mellom landsdelene enn for gran, selv om de fleste trær og overvåkingsflater også her finnes på Østlandet (40 % av furutrærne).



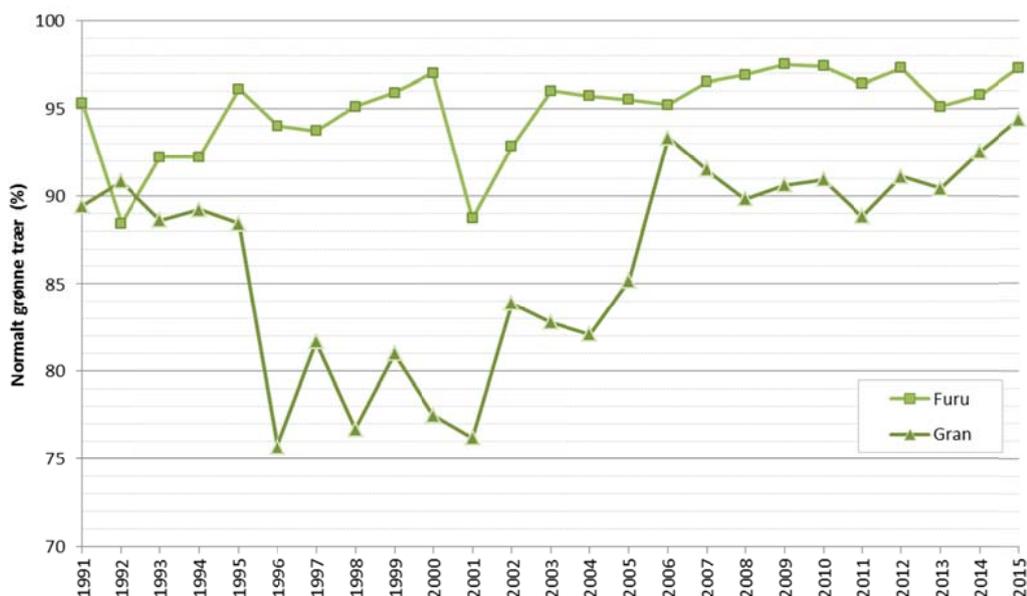
Figur 8. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for furu 2001–2015, fordelt på landsdel.

Også hos furu sank kronetettheten i alle regioner med unntak av Østlandet. Det var en kraftig nedgang i Nord- og Midt-Norge og på Vestlandet (3,7–3,9 %-poeng), men bare en liten nedgang på Sørlandet. Kronetettheten var høyest på Sørlandet og Østlandet i 2015 (hhv. 90 og 88,7 %), men er fortsatt høy også i Nord-Norge (87,2 %) til tross for årets nedgang.

### 3.1.1.2 Misfarging

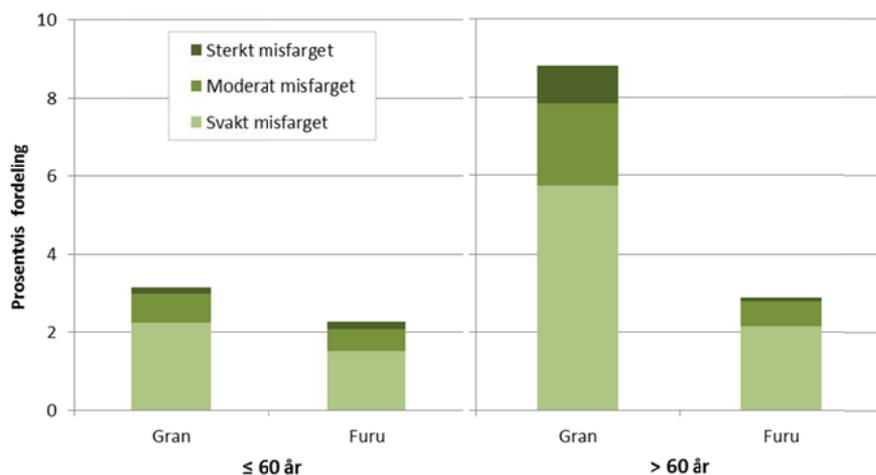
Det var svært lite misfarging hos begge de kronebedømte treslagene i 2015 (Figur 9). 94 % av alle grantrærne var normalt grønne (0–10 % misfarging), mens 97 % av furutrærne var normalt grønne i 2015. Det var en svak økning i andelen normalt grønne trær fra 2014 til 2015 for begge treslagene (2 %-poeng hver). Svært få trær hadde mer enn 60 % misfarging i 2015.

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 9). Kronefargen hos gran forbedret seg deretter sterkt, og har vært relativt stabil fra 2008 til 2015 (rundt 90 % normalt grønne trær). Hos furu har det vært lite misfarging siden 2003 (mindre enn 5 %), og mellom 2007 og 2012 og i 2015 lå andelen normalt grønne trær rundt 97 %. Furu har generelt hatt lite misfarging i hele overvåkingsperioden.



Figur 9. Prosentandel normalt grønne trær (0-10 % misfarging) hos gran og furu fra 1991 fram til 2015.

Hos gran var det først og fremst trær eldre enn 60 år som hadde misfarget bar, mens det for furu ikke var store forskjeller mellom aldersgruppene i andelen trær med misfarging (Figur 10).



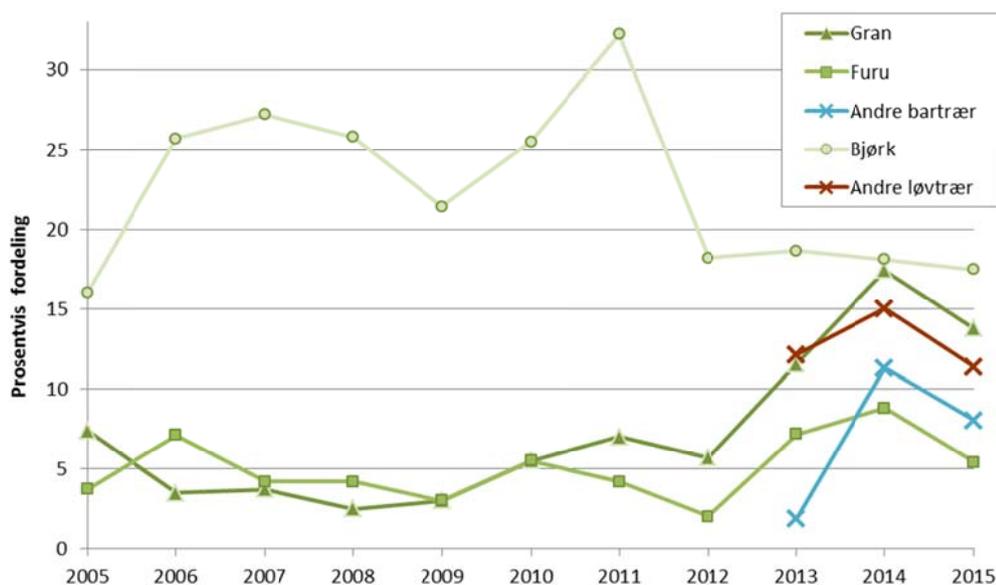
Figur 10. Fordeling av misfargingsklasser for gran- og furutrær yngre og eldre enn 60 år i 2015.

### 3.1.1.3 Skader

Biotiske og abiotiske skader har blitt registrert på gran, furu og bjørk siden 2005, og på alle treslag på overvåkingsflatene siden 2013. I figurene og tabellene presenteres detaljerte skadeoversikter for gran, furu og bjørk, mens andre løv- og bartreslag presenteres som to grupper.

I 2015 hadde 2 357 trær (12,9 %) av de i alt 18 330 trærne som ble undersøkt en eller annen form for skade. Det ble registrert skader på 719 grantrær (13,8 %), 239 furutrær (5,4 %) og 14 andre bartrær (8 %), på 1 193 bjørketrær (17,5 %) og 192 andre løvtrær (11,4 %).

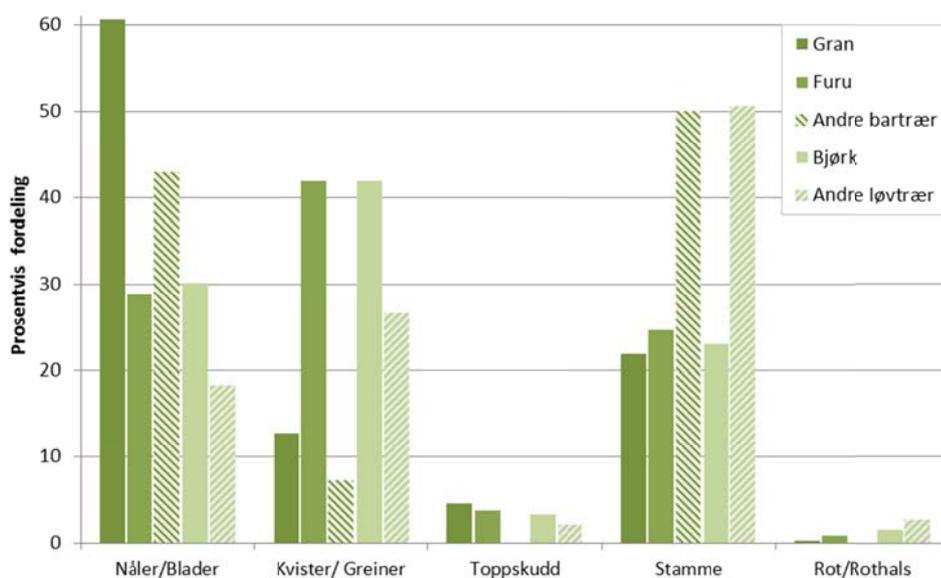
Antallet skader var lavere i 2015 enn i 2014, særlig hos bartrærne og andre løvtrær enn bjørk (Figur 11). Likevel var skadenivået hos gran i 2015 fortsatt nesten dobbelt så høyt som gjennomsnittet for perioden 2005–2015.



Figur 11. Prosentvis fordeling av alle skader pr. treslag 2005-2015.

### Skadet del av treet

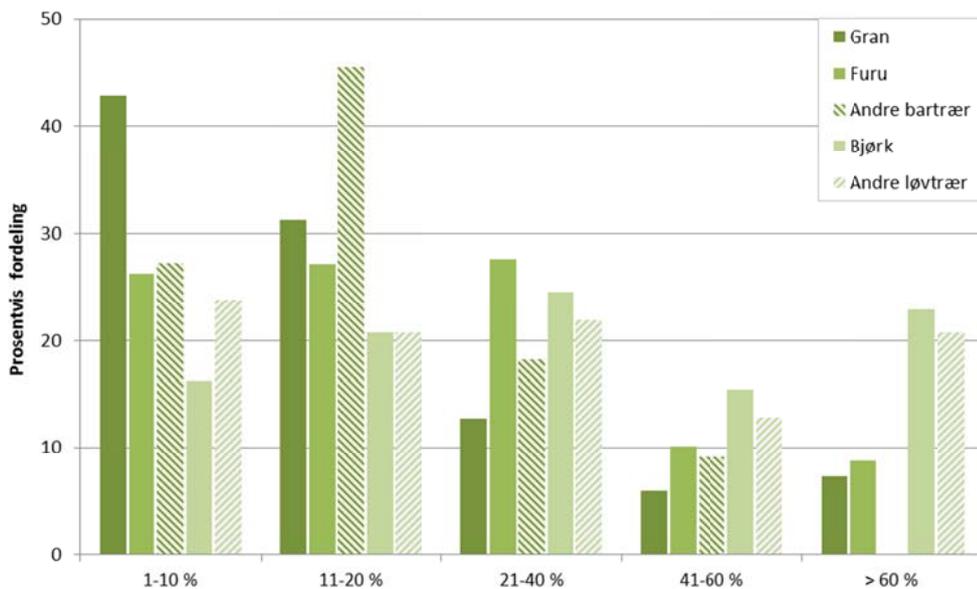
Hos de skadde grantrærne var det først og fremst nåler (61 %) som hadde skader (Figur 12), fulgt av stamme (22 %) og kvister og greiner (13 %). Hos furu var det mest skader på kvister og greiner (42 %), nåler (29 %) og stamme (25 %). Andre bartrær hadde flest skader på stammen (50 %) og på nåler (43 %). Hos bjørk ble 42 % av skadene observert på kvister og greiner, 30 % på bladene, og 23 % på stammen. Andre løvtrær hadde mest skader på stammen (51 %), mens 27 % av skadene var på kvister og greiner og 18 % på bladene. Det ble generelt registrert få skader på toppskudd og rot eller rothals (Figur 12).



Figur 12. Prosentvis fordeling av skader på de ulike delene av trærne i 2015.

### Skadeomfang

Rundt halvparten (52 %) av de registrerte skadene hadde et lite eller moderat omfang (1-20 % av krona skadet), særlig hos gran (74 %) og andre bartrær (73 %), og det var relativt få skader med et stort omfang (>40 %) hos alle bartreslag (Figur 13). Hos gran hadde 13 % av skadene et stort omfang, hos furu 19 % og hos andre bartrær 9 %. Bjørk og andre løvtrær hadde derimot en stor andel skader med stort omfang i kronene (hhv. 38 % og 34 %). Det var særlig målere, snø og forskjellige sopper som førte til omfattende skader på enkelttrær.



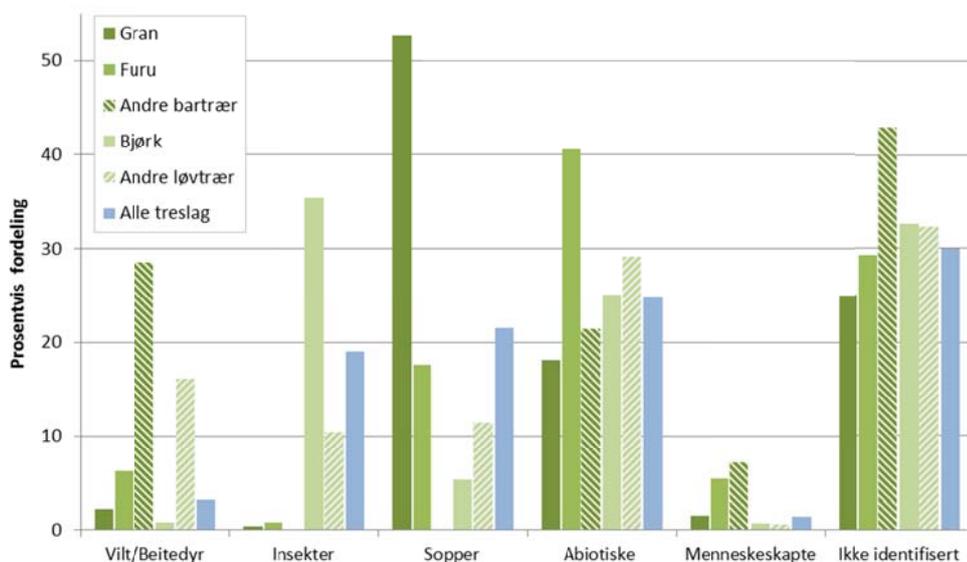
Figur 13. Prosentvis fordeling av skadeomfanget pr. treslag i 2015.

### Skadeårsaker

Av de skadde grantrærne var 53 % skadet av sopp (nesten bare granrustsopp), 18 % av abiotiske faktorer med snø og vind som de viktigste og mindre enn 1 % av insekter (Figur 14). Angrep av granrustsopp gikk noe tilbake i forhold til 2014, mens skader forårsaket av snø økte. Den viktigste skadeårsaken hos furu var abiotiske faktorer, først og fremst snø, som hadde skadet 41 % av trærne (også dette en økning i forhold til 2014), og dernest sopp (18 %, for det meste tyritoppssopp). Det ble heller ikke registrert mange insektskader på furu (1 %). Av andre bartrær hadde 29 % skader forårsaket av hjortedyr, og 21 % av vind (abiotisk).

Hos bjørk var 35 % av skadene forårsaket av insekter (nesten utelukkende målere), som er på samme nivå som i 2014. Skader med abiotiske årsaker utgjorde 25 %, de fleste av disse skyldtes snø (snøbrekk). Forekomsten av snøbrekk hos bjørk var i 2015 på det høyeste nivået siden skaderegistreringene begynte i 2005. Sopp forårsaket 5 % av skadene, men det ble registrert svært få tilfeller av bjørkerustangrep i 2015, som dermed gikk kraftig tilbake i forhold til tidligere år. De øvrige løvtrærne var i større grad enn bjørk skadet av vilt eller beitedyr (16 %, hvorav mesteparten skyldtes hjortedyr), og 29 % av skadene hadde abiotiske årsaker, også her med snø som den viktigste enkeltårsaken.

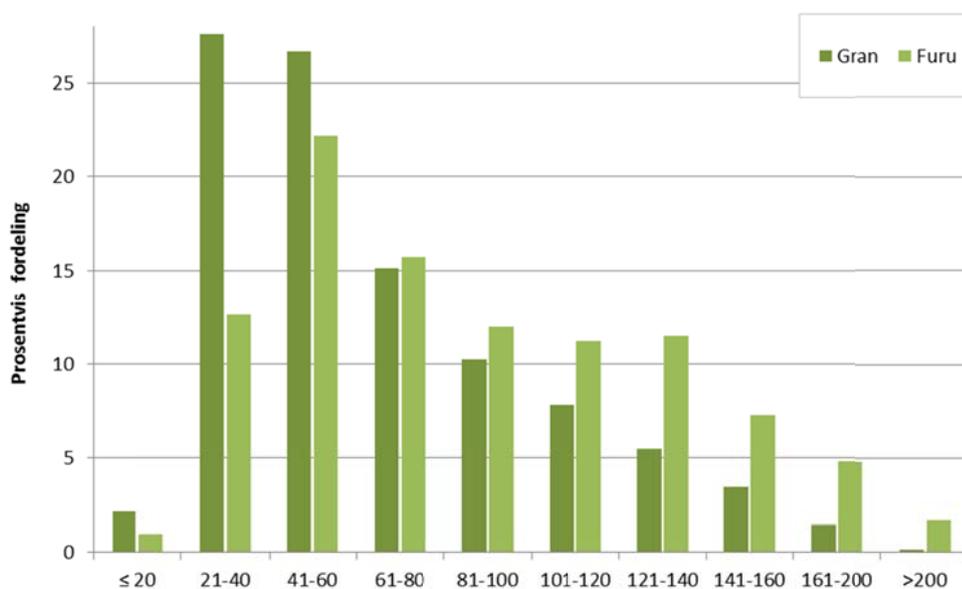
For alle treslag sett under ett ble det registrert flest skader med abiotiske årsaker (25 %), fulgt av sopper (22 %) og insekter (19 %), mens for 30 % av skadene kunne årsaken ikke identifiseres i felt (Figur 14).



Figur 14. Prosentvis fordeling av grupperte skadeårsaker i 2015.

### 3.1.2 Trærnes alder

Trærnes alder påvirker kronetettheten, særlig hos gran. I 2015 var drøyt halvparten (56 %) av grantrærne 60 år eller yngre, og 25 % mellom 61 og 100 år, mens andelen gamle trær (> 100 år) var 18 % (Figur 15). Furu har en annen, jevnere aldersfordeling med en drøy tredjedel (36 %) av trærne som var 60 år eller yngre, og 28 % mellom 61 og 100 år, mens 36 % var over 100 år. 7 % av furutrærne som ble målt i 2015 var mer enn 160 år gamle, mens bare 2 % av grantrærne kom i samme aldersklasse. Det eldste treet som ble registrert i 2015 var en 300 år gammel furu med moderat redusert kronetetthet og lite misfarging. De eldste grantrærne var 220 år gamle og preget av moderat kroneutglisning, men ikke av misfarging.



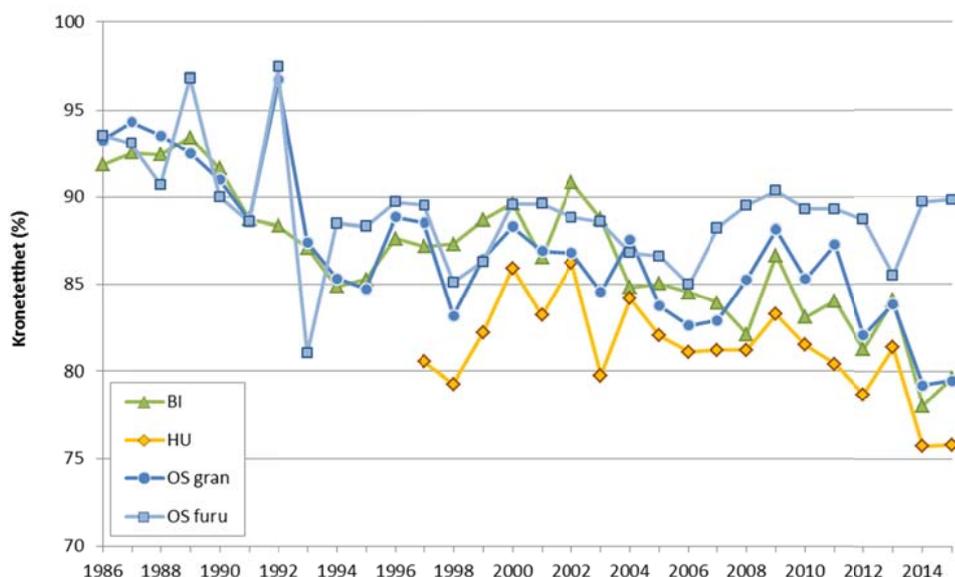
Figur 15. Prosentvis fordeling av alder hos gran og furu fordelt på aldersklasser i 2015.

## 3.2 Intensiv overvåking

### 3.2.1 Trærnes kronetilstand

Det var små endringer i trærnes kronetetthet på de intensive overvåkingsflatene fra 2014 til 2015 (Figur 16). I Birkenes økte kronetettheten hos gran med 1,7 %-poeng, mens det var minimale endringer på de andre flatene hos både gran og furu.

Utviklingen i kronetetthet gjennom overvåkingsperioden har stort sett fulgt samme mønster på granflatene i Birkenes, Hurdal og Osen (Figur 16). Det var store svingninger i kronetettheten på 1990-tallet, i begynnelsen av 2000-tallet og i perioden etter 2007 på alle flater. Det er en relativt tydelig trend med synkende kronetetthet over tid for gran i Birkenes og Osen, mens en tilsvarende trend først inntreffer fra 2010 i Hurdal. Kronetettheten for furu i Osen har vært relativt stabil siden midten av 1990-tallet og har holdt seg mellom 85 og 90 % helt siden 1994 (Figur 16). Det er ingen tydelig trend for utviklingen i kronetetthet over tid for furu i Osen.



Figur 16. Utvikling av kronetetthet på flatene i Birkenes, Hurdal og Osen fram til 2015.

Kronefarge for gran forbedret seg på alle tre flatene (data ikke vist), særlig i Hurdal der hvert fjerde tre hadde misfarging i 2014. Alle grantrær i Birkenes og Osen og nesten alle furutrær i Osen var normalt grønne i 2015.

På 1990-tallet var det store variasjoner i kronefarge og generelt mye misfarging på gran (data ikke vist), som sannsynligvis var relatert til hyppige tørkeperioder i 1990-årene. I Birkenes var det mye misfarging i flere år på 1990-tallet, og igjen i 2010 da nesten halvparten av trærne hadde varierende grad av misfarging. Utenom disse periodene har andelen normalt grønne grantrær i Birkenes ligget mellom 90 og 100 %. Også i Hurdal var det mye misfarging på slutten av 1990-tallet og i 2009 og 2011, og grantrærne på denne flata har i større grad enn de andre vært preget av misfarging. Kronefarge hos gran i Osen har gjennom hele overvåkingsperioden vært mer stabil

med stort sett lite misfarging. Det har også vært store svingninger i kronefarge for furu gjennom overvåkingsperioden, spesielt på midten av 1990-tallet. I de aller fleste årene av overvåkingsperioden har andelen normalt grønne furutrær i Osen likevel ligget på eller nær 100 %.

Etter ICP Forests' kriterier (Lorenz et al. 2009) defineres trær som skadet når de har en kronetetthet lavere enn 75 % og/eller mer enn 25 % misfarging. Av de 321 trærne som ble kronebedømt på de intensive overvåkingsflatene i 2015, hadde 48 (15 %) en kronetetthet lavere enn 75 %, men bare fire av disse var sterkt skadet (tetthet <40 %), og bare sju hadde mer enn 25 % misfarging. Skuddavdøing ble observert på sju trær i Hurdal. Avdøing av skudd og små og store kvister fra ytterst i krona og innover mot stammen kan blant annet skyldes honningsoppangrep (toppskranting) eller tørke. Det ble ellers registrert få skader på overvåkingsflatene; fire grantrær hadde sår eller kvaeutflod og to skader etter snøbrekk, og én furu med tyritopp ble registrert.

### 3.2.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

#### 3.2.2.1 Svovel- og nitrogenforbindelser

I 2015 ble svovel- (S) og nitrogen- (N) forbindelser i luft målt på fire stasjoner i fastlands-Norge. Innholdet av magnesium (Mg), kalsium (Ca), kalium (K), klorid (Cl<sup>-</sup>) og natrium (Na) i luft ble i tillegg også bestemt (Tabell 6).

Tabell 6. Årsmiddelkonsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) av luftkomponenter på norske bakgrunnsstasjoner i 2015.

Stasjon	SO <sub>2</sub>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>2</sub>	sum NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub>	sum NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Mg	Ca	K	Cl <sup>-</sup>	Na
	$\mu\text{g-S}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-S}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\mu\text{g-N}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Birkenes II	0,07	0,29	0,30	0,32	0,27	0,44	0,27	0,08	0,07	0,06	0,81	0,61
Hurdal	0,05	0,14	0,64	0,27	0,24	0,42	0,24	0,02	0,05	0,05	0,14	0,16
Kårvatn	0,03	0,09	0,11	0,14	0,12	0,51	0,13	0,02	0,03	0,03	0,21	0,16
Tustervatn	0,02	0,08	0,08	0,14	0,12	0,61	0,11	0,03	0,03	0,04	0,37	0,25

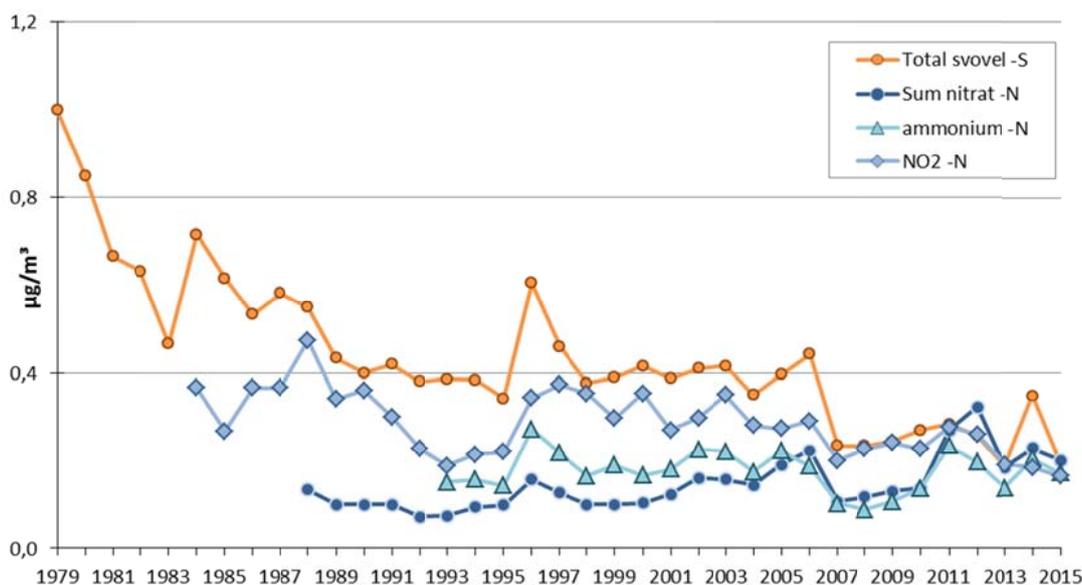
Det høyeste årsmiddelet av svoveldioksid (SO<sub>2</sub>) ble målt på Birkenes Observatoriet i 2015 med 0,07  $\mu\text{g S}/\text{m}^3$ . Birkenes har også de høyeste nivåene av partikulært sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) og ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), mens på Hurdal observeres den høyeste konsentrasjonen i 2015 av nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>), som skyldes utslipp fra biltrafikken i denne regionen.

Både tørr- og våtavsetning av svovel- og nitrogenkomponenter var større om sommeren enn om vinteren. Bidraget av tørravsett svovel til den totale avsetning var 14–24 % om sommeren og 6–9 % om vinteren. Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidrar relativt mer til den totale avsetningen enn for svovelforbindelser, 8–24 % på vinteren og 15–47 % i sommerhalvåret.

Konsentrasjonsnivået og avsetning var generelt veldig lavt for både svovel og nitrogen i 2015 sammenlignet med tidligere år (Figur 17). Våtavsetningen av svovel i Sør-Norge er for eksempel det laveste som er observert siden målingene startet i 1974. Med 1980 som referanseår har svoveldioksidreduksjonene vært mellom 93 % og 97 % (74–90 % fra 1990), og for sulfat mellom 81 % og 87 % (63–74 % fra 1990) på fastlands-Norge. Årsmiddelkonsentrasjonen av ammonium i



luft viser en signifikant reduksjon på 36–57 % siden 1993. For summen nitrat + salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) og sum ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) + ammonium har det derimot vært en økning i konsentrasjonsnivået på flere stasjoner, muligens pga. av endringer i lokale eller regionale utslipp. Imidlertid har det vært en tydelig og signifikant nedgang for nitrogendioksid (35–78 %) siden 1990.



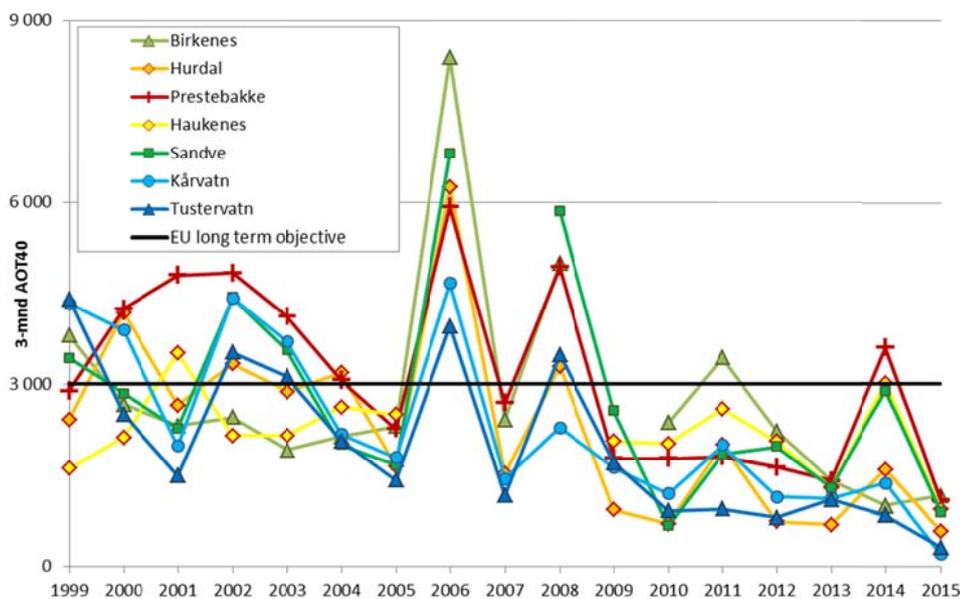
Figur 17. Midlere årlige konsentrasjoner i luft av total svovel ( $\text{SO}_2 + \text{SO}_4^{2-}$ ), sum nitrat ( $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrogendioksid ( $\text{NO}_2$ ) på tre norske bakgrunnsstasjoner (Birkenes, Kårvatn, Tustervatn).

### 3.2.2.2 Ozon

I 2016 ble ozonkonsentrasjonen målt med UV monitor på syv stasjoner på fastlandet. Ozonnivåene fra år til år er i stor grad styrt av værforholdene, og ozonepisoder her til lands henger sammen med høytrykk i sør/sørøst med transport av varme luftmasser inn til landet. Det generelle nivået av bakkenært ozon var svært lavt på de norske overvåkingsstasjonene i 2015. Maksimal timesverdi av ozon i 2015 var  $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på Haukenes, og EUs terskelverdi på  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ble dermed ikke overskredet.

Grenseverdien for beskyttelse av vegetasjon er basert på parameteren AOT40, som betegner summen av ozonverdiene som overstiger 40 ppb gjennom vekstsesongen. Grenseverdien for landbruksvekster, 3000 ppb-timer (mai–august), ble overskredet på Prestebakke og Haukenes med høyest verdi på Prestebakke med 3606 ppb timer. Verdier over langtidsmålet på 3000 ppb-timer har forekommet i flere av de siste ti årene (Figur 18).

Verken grenseverdien for planter (3 måneders AOT40 < 3000 ppb timer) eller grenseverdien for skog (6 måneders AOT40 < 5000 ppb timer) ble overskredet på norske stasjoner i 2015. Den høyeste 3 måneders og 6 måneders AOT40-verdien var hhv. 1159 ppb timer og 2707 ppb timer, begge observert på Birkenes. Disse verdiene er blant de laveste AOT40-nivåene som har vært målt i Norge.



Figur 18. Tremåneders AOT-verdi (1. mai – 1. august) for årene 1999–2015. EUs langtidsmål på 3000 ppb-timer er markert i figuren.

### 3.2.3 Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

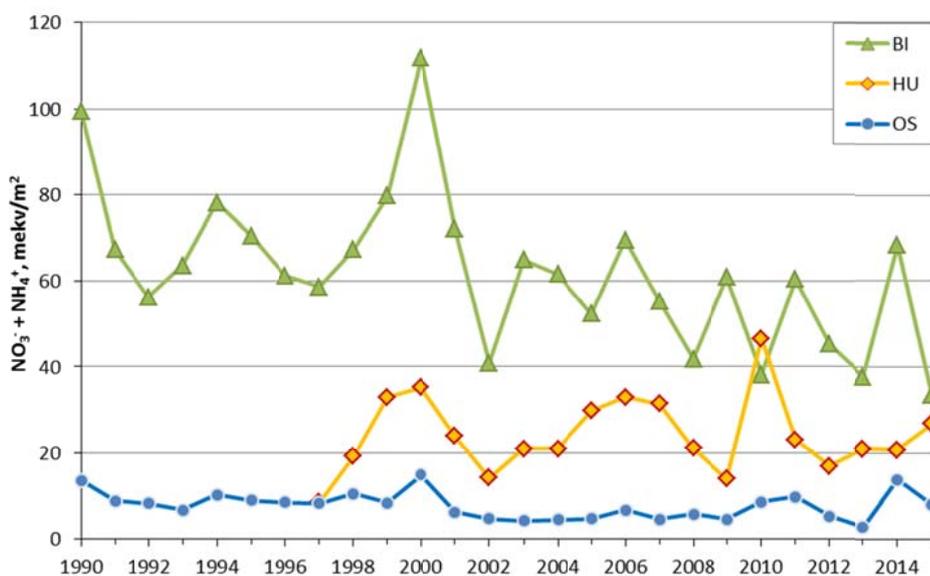
#### 3.2.3.1 Nedbør og kronedrypp

Nedbørsmengde (mm), pH, og beregnet deponisjon av forskjellige grunnstoffer og forbindelser (årlige mengder per kvadratmeter, dvs. konsentrasjon ganget med vannmengde) er vist i Tabell 7.

Tabell 7. Nedbørsmengde (mm), pH, og deponisjon av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (mg/m<sup>2</sup>) i 2015. Tot-N = total N, nm = ikke-marint, M = manglende verdi

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	2173	4,9	614	633	M	387	125	334	215	350	2812	4940
HU	1059	5,0	255	267	M	149	115	108	139	54	375	616
OS	917	5,2	83	101	275	83	65	46	147	6	192	284
<b>Kronedrypp:</b>												
BI	1674	5,2	234	234	737	586	280	402	1892	328	3139	5809
HU	781	5,5	266	109	547	164	115	125	1224	47	480	898
OS	621	5,2	81	31	236	81	60	93	891	27	203	348

Figur 19 viser langtidstrender i deposisjon av uorganisk nitrogen ( $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ) i kronedrypp på de tre intensive overvåkingsflatene. Om vi ser på langtidstrenden, har det vært en reduksjon siden 1990 i deposisjon av uorganisk nitrogen i kronedrypp i hvert fall på Birkenes, mens Hurdal og Osen ikke viser noen tydelig trend. Osen har betydelig lavere verdier enn de andre flatene, og dette har antagelig sammenheng med at flata ligger i ytterkanten av gradienten med langtransporterte forurensninger (jf. Figur 31 i kap. 4). Årsaken til reduksjonen er uklar, fordi nitrogenavsetning i kronedrypp er påvirket både av tilførsel fra atmosfæren og prosesser i trærnes krone. Deposisjon av antropogent sulfat ble sterkt redusert på 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet som et resultat av reduserte  $\text{SO}_2$ -utslipp i Europa, men det har ikke vært store endringer i løpet av de siste årene (ikke vist). Våre resultater er i samsvar med trender i øvrige Europa (Waldner et al. 2014).



Figur 19. Langtidstrender i uorganisk nitrogen ( $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ , mekv/m<sup>2</sup>) i kronedrypp.

### 3.2.3.2 Jordvann

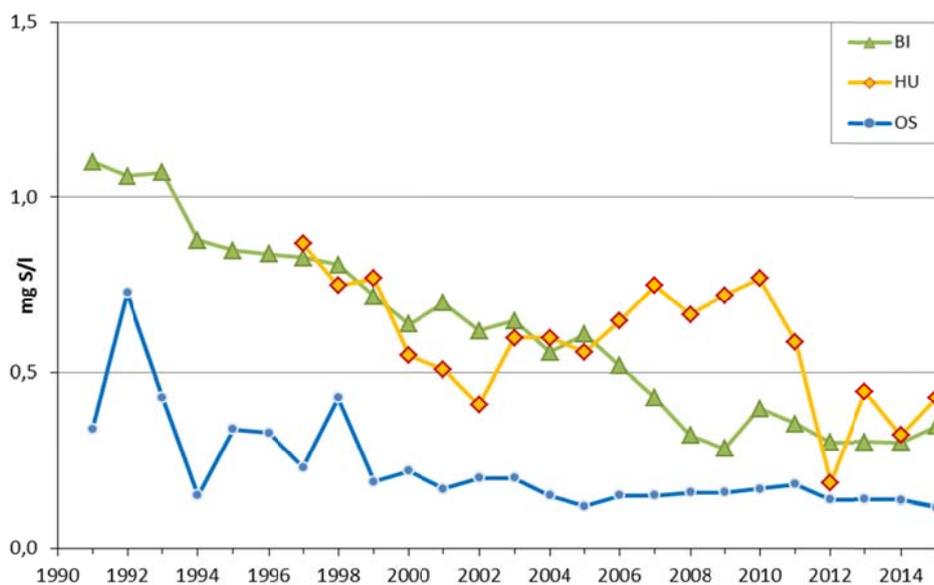
Tabell 8 viser volumveide årsmiddelkonsentrasjoner (unntatt ledningsevne, som ikke er volumveid) av forskjellige grunnstoffer og forbindelser, og pH (beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier for H<sup>+</sup>-aktivitet).

Tabell 8. Volumveide middelkonsentrasjoner (mg/l) i jordvann i 2015, der Led = ledningsevne (μS/cm), Tot = total, nm = ikke marint, \* = platelysimeter (øvrige lysimeter er sonder)

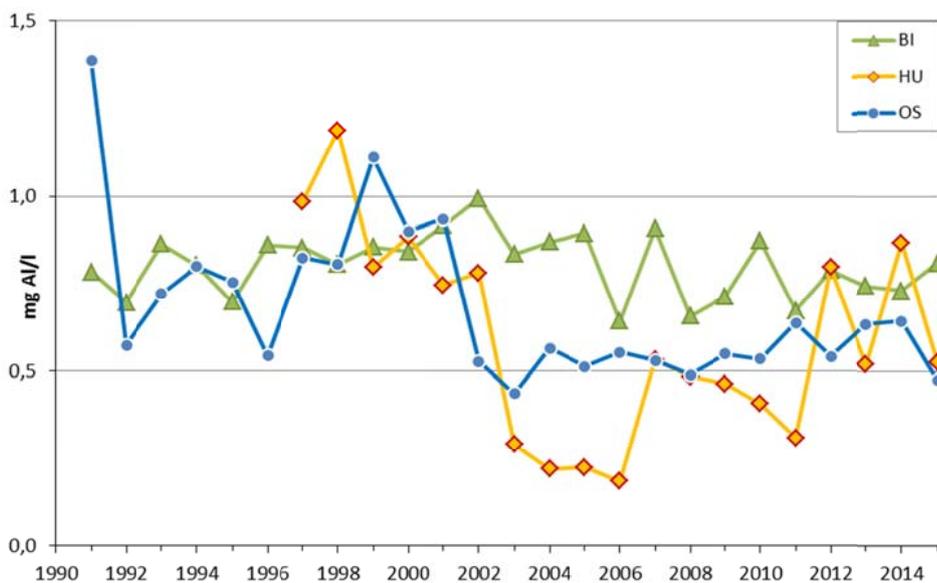
Flate	Sjikt	Led	pH	Tot-Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	SO <sub>4</sub> -S	nm SO <sub>4</sub> -S	Cl <sup>-</sup>
BI	15*	28	4,4	0,81	0,16	0,19	0,09	0,07	0,001	2,29	0,04	0,03	0,37	0,44	0,35	1,7
BI	40	31	4,8	0,35	0,18	0,08	0,23	0,17	0,002	3,47	0,05	0,03	0,16	1,16	0,91	4,6
HU	5	14	5,0	0,43	0,07	0,05	0,07	0,03	0,003	1,65	0,03	0,03	0,13	0,69	0,63	1,1
HU	15	24	4,4	0,53	0,09	0,10	0,13	0,03	0,009	1,46	0,04	0,03	0,25	0,46	0,43	0,6
HU	40	11	5,2	0,11	0,07	0,00	0,07	0,03	0,012	1,40	0,02	0,03	0,06	0,65	0,61	0,8
OS	5	24	4,3	0,72	0,35	0,70	0,29	0,23	0,064	0,47	0,05	0,03	0,43	0,18	0,16	0,4
OS	15	15	4,6	0,47	0,25	0,56	0,34	0,23	0,012	0,53	0,03	0,03	0,29	0,13	0,12	0,3
OS	40	12	4,9	0,53	0,16	0,06	0,47	0,13	0,015	0,59	0,03	0,03	0,18	0,35	0,32	0,5

Konsentrasjoner av uorganisk nitrogen, spesielt nitrat, var lave på alle tre flater, som normalt i norsk skog.

Langtidstrender for total Al og ikke-marint sulfat i 15 cm dybde på de tre intensive overvåkingsflatene er vist i Figur 20. Konsentrasjonen av antropogent sulfat i jordvann ble sterkt redusert på 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet som et resultat av redusert tilførsel fra atmosfæren, men det har ikke vært store endringer i løpet av de siste årene. Aluminiumkonsentrasjonene ser ut til å være relativt stabile.



a. Ikke-marint SO<sub>4</sub>-S (mg S/l).



b. Total Al (mg/l)

Figur 20. Langtidstrender i (a) ikke-marint SO<sub>4</sub>-S og (b) total Al i jordvann fra 15 cm-sjiktet.

### 3.2.4 Kjemiske elementer i barnåler

Kjemisk analyse av barnålenes innhold av næringsstoffer er essensielt for å få en oversikt over trærnes næringsstatus og vekstforhold og for å kunne forklare eventuelle mangelsymptomer. Næringsmangel i barnåler defineres her som elementinnhold i nåler som sammenlignet med normale forhold fører til dårligere vekst og, ved enda lavere konsentrasjoner, til synlige mangelsymptomer. Konsentrasjoner av makronæringsstoffer i området mellom mangel- og optimumsgrense anses for å være normale eller tilstrekkelige for gran, mens konsentrasjoner over optimumsgrensa ikke lenger fører til bedre vekst (UNECE 2000).

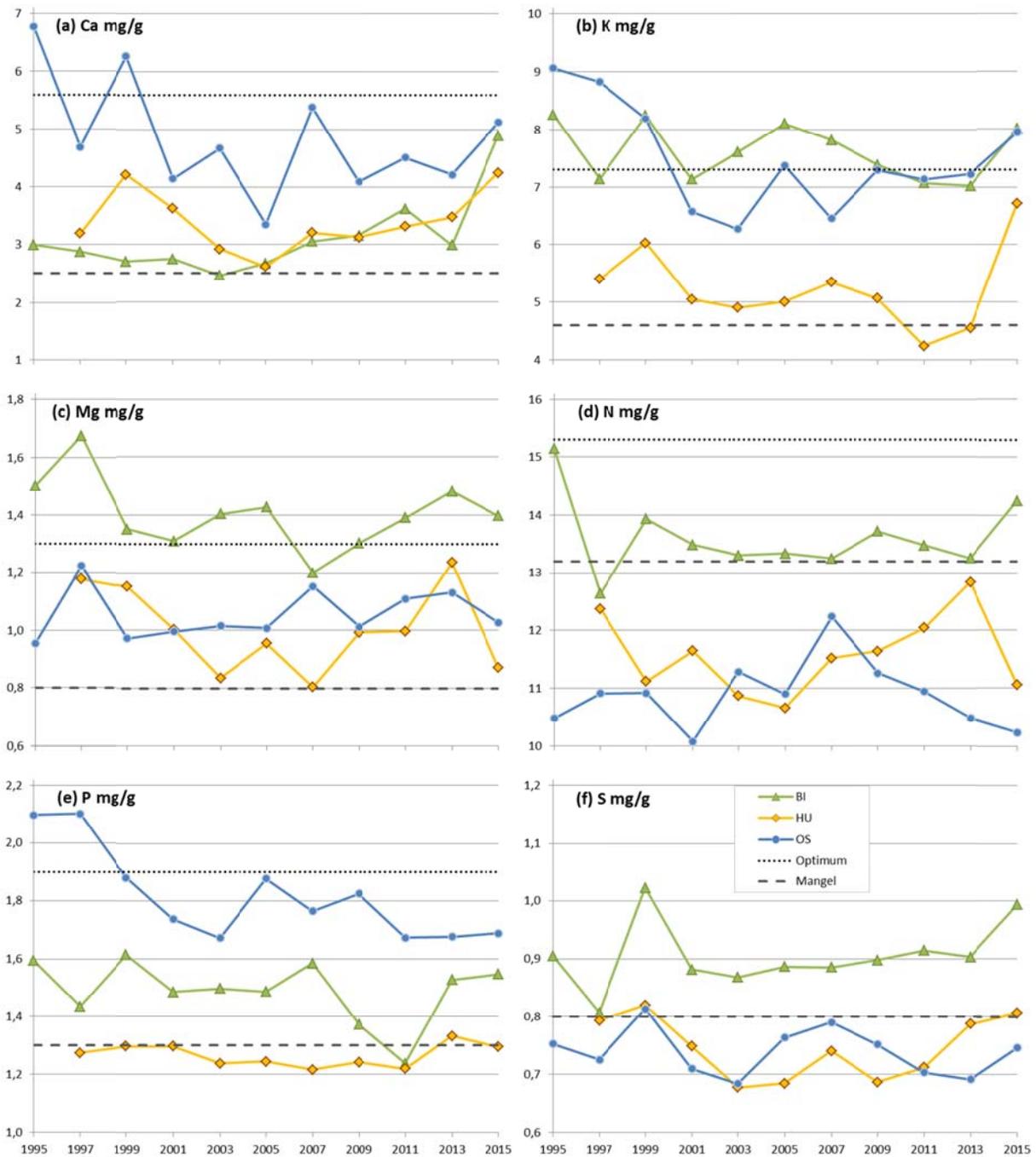
I 2015 lå konsentrasjonen av makronæringsstoffene i årets barnåler, med noen unntak, over grensa for næringsmangel (tabell 9). Det ble målt verdier over optimumsgrensa for kalium (K) i både Birkenes og Osen, og for magnesium (Mg) i Birkenes. Birkenes hadde også i 2015 de høyeste verdiene for nitrogen (N) og svovel (S) i barnåler av alle flater, selv om konsentrasjonene ikke var spesielt høye og lå innafor normalområdet. I Hurdal og Osen ble det funnet underoptimale konsentrasjoner av N og delvis S. Også konsentrasjonen av fosfor (P) og Mg var lavt i Hurdal, mens det for kalsium (Ca) ble målt relativt høye verdier på alle tre flater.

Tabell 9. Konsentrasjoner av makronæringsstoffer i mg/g tørrstoff i årets barnåler 2015 (prosentvise endringer fra 2013 i parentes). Normal: Området mellom mangel- og optimumsgrense med normale/tilstrekkelige konsentrasjoner av makronæringsstoffer for gran (Göttlein et al. 2011).

	Ca	K	Mg	N	P	S
BI	4,9 (63,3 %)	8,0 (14 %)	1,4 (-5,8 %)	14,2 (7,5 %)	1,5 (1,3 %)	0,99 (10 %)
HU	4,2 (22 %)	6,7 (47,3 %)	0,9 (-29,4 %)	11,1 (-13,8 %)	1,3 (-2,9 %)	0,81 (2,4 %)
OS	5,1 (21,6 %)	8,0 (10,1 %)	1,0 (-9,2 %)	10,2 (-2,4 %)	1,7 (0,7 %)	0,75 (7,9 %)
<b>Normal</b>	2,5 –5,6	4,6 –7,3	0,8 –1,3	13,2 –15,3	1,3 –1,9	0,80 –1,40

Tabell 9 viser også prosentvise endringer i konsentrasjonen av næringsstoffer i barnåler fra forrige nåleanalyse i 2013. Ca-verdiene økte kraftig på alle tre flatene, særlig i Birkenes, det samme gjorde K-innholdet i barnåler i Hurdal og til en viss grad i Birkenes og Osen. Mg-verdiene sank særlig i Hurdal, men også i Osen og Birkenes. Konsentrasjonen av N økte i Birkenes mens den avtok i både Hurdal og Osen. For P var det små endringer på de tre flatene, mens konsentrasjonen av S i barnåler tiltok i Birkenes og noe i Osen og Hurdal.

I Birkenes ble det i 2015 målt de høyeste N-verdiene siden 1995 og de høyeste S-verdiene siden 1999 (Figur 21 d og f). For S har det her vært en svakt økende trend siden 2001, mens N-verdiene har vært mer stabile i samme periode – med unntak av årets målinger. For de andre elementene har det til dels vært store variasjoner mellom årene og ingen tydelige trender (Figur 21 a, b, c og e). Temperatur og nedbør påvirker næringsstoffenes tilgjengelighet, og dette kan forklare noe av svingningene i næringsstoffenes konsentrasjon i barnålene mellom årene (Hüttel 1991).



Figur 21. Endringer i konsentrasjon av makronæringsstoffer (mg/g tørrstoff) i barnåler på flatene i Birkenes, Hurdal og Osen 1995–2015 med mangel- og optimumsgrenser beregnet etter Stefan et al. (1997) og Göttlein et al. (2011). (a) kalsium, (b) kalium, (c) magnesium, (d) nitrogen, (e) fosfor og (f) svovel.

Næringsstoffenes konsentrasjon i forhold til hverandre er også viktig for optimale vekstforhold. Hvis et næringsstoff fins i for høy eller for lav konsentrasjon i forhold til et annet, kan dette føre til næringsubalanse og over tid til næringsmangel (Kjønaas & Stuanes 2008), og dermed til redusert tilvekst. Tabell 10 viser forholdet mellom konsentrasjonen av nitrogen og andre viktige elementer i barnålene, der tall lavere enn normalen indikerer for lite N i forhold til de andre næringsstoffene, mens tall høyere enn normalen indikerer for lite Ca, K, Mg, P eller S i forhold til N.

I Birkenes var det lave, men ikke kritisk lave, verdier av N i barnålene i forhold til K og Mg (tabell 10). Også i Hurdal var det for lite N i forhold til K. I Osen, som hadde de laveste N-verdiene av alle flater (tabell 9), ble det funnet lite eller for lite N i forhold til alle andre makronæringsstoffer med unntak av S. Dette sammen med tilsvarende resultater fra nåleanalysene i 2011 og 2013, kan indikere at det er N-mangel på flata i Osen. Utover de nevnte tilfellene var næringsstoffenes konsentrasjon på et tilstrekkelig nivå i forhold til det lave N-innholdet i barnålene. Det ble ikke målt verdier som skulle tilsi at det er mangel av de andre makronæringsstoffene i forhold til N i barnålene på noen flate.

Tabell 10. Forholdet mellom N og de andre makronæringsstoffer, årets barnåler 2015. Normal: Området der næringsstoffene fins i tilstrekkelige konsentrasjoner i forhold til hverandre (beregnet etter Stefan et al. 1997 og Göttlein et al. 2011).

	N:Ca	N:K	N:Mg	N:P	N:S
BI	2,9	1,8	10,2	9,2	14,3
HU	2,6	1,6	12,7	8,5	13,7
OS	2,0	1,3	10,0	6,1	13,7
<b>Normal</b>	2–6	1,8–3,3	10–19	7–12	9–19

### 3.2.5 Vegetasjonsanalyser

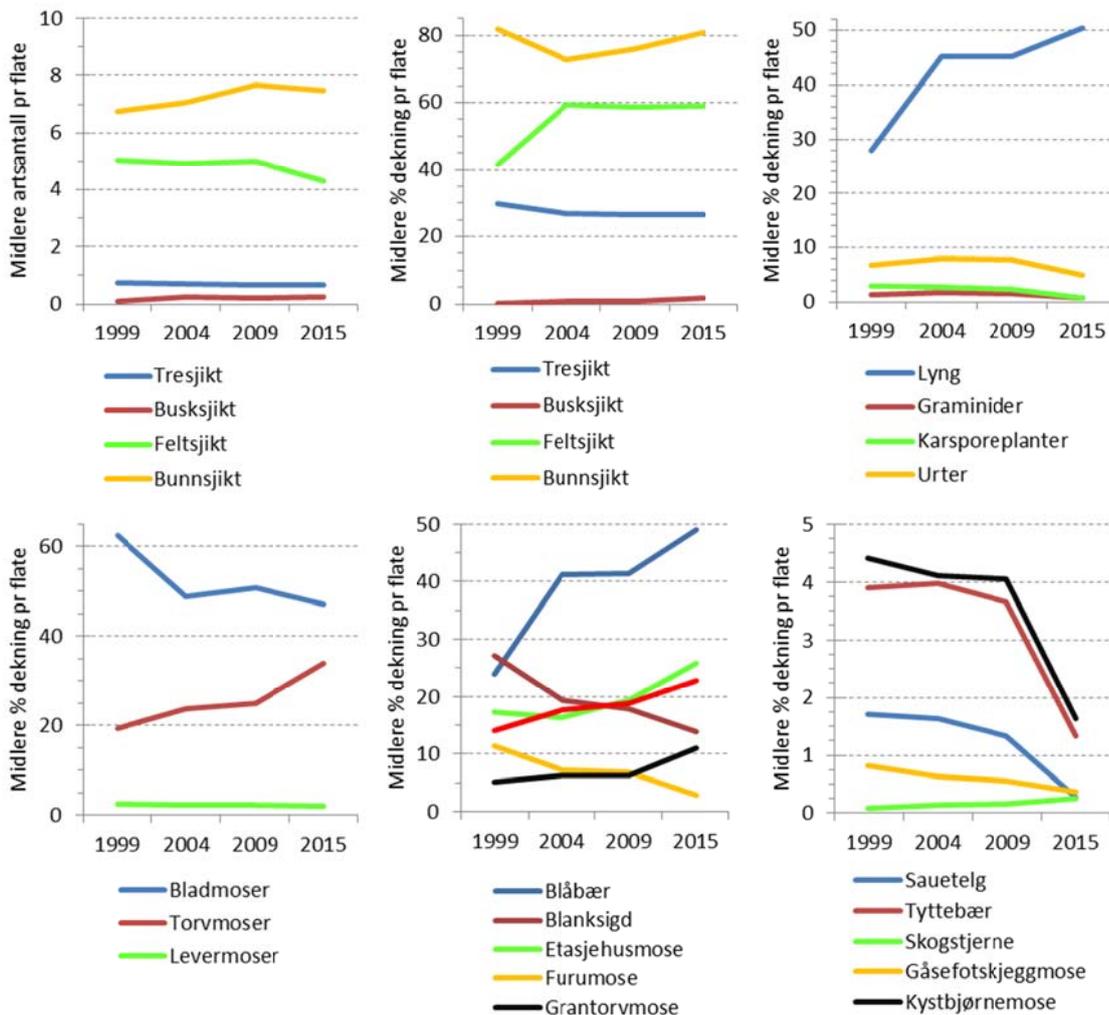
Størst bidrag til artsmangfoldet kommer fra bunn- og feltsjikt (Figur 22). Tresjiktet består kun av gran (*Picea abies*), mens i busksjiktet forekommer i tillegg også dunbjørk (*Betula pubescens*) og rogn (*Sorbus aucuparia*). I alt 42 arter ble registrert i de 50 vegetasjonsflatene (Tabell 11), hvorav 30 ble registrert alle fire ganger (1999, 2004, 2009 og 2015), mens tre forsvant etter tredje registrering (sølvbunke *Deschampsia cespitosa*, hengeving *Phegopteris connectilis* og kysttornemose *Mnium hornum*). Åtte arter har kommet til etter oppstart, hvorav to fra andre registrering (slåttestarr *Carex nigra*, engkransmose *Rhytidiadelphus squarrosus* agg.), fem fra de to siste registreringene (bringebær *Rubus idaeus*, bergsigd *Dicranum fuscescens*, skyggehusmose *Hylocomium umbratum*, veggnikke *Pohlia nutans*, glefsemose *Cephalozia* sp.), og én (engkvein *Agrostis capillaris*) kun ved siste registrering i 2015.

Midlere dekning av bunnsjiktet pr. vegetasjonsflate varierte mellom 70–80 % i 2015, mens feltsjiktet dekket 40–60 %. Tresjiktet dekket i snitt 30 % av vegetasjonsflatene, mens busker viste mindre enn 2 % dekning.

Når ulike artsgrupper sammenlignes, så viser lyng en økende tendens. Urter, karsporeplanter og graminider har en relativt lav, men noenlunde stabil midlere dekning, med en litt nedadgående tendens før den siste registreringen. Selv om dekningen av bunnsjiktet er relativt stabil, så fant det sted noen endringer fra 1999 til 2015 for hovedgrupper og arter som inngår i dette sjiktet. Den samlede dekning av bladmoser gikk ned fra 63 til 47 %, mens dekningen av torvmoser økte fra 19 til 34 %.



I tresjiktet har dekningen av grantrær vært relativt stabil i hele overvåkingsperioden fra 1999. Bortsett fra en svak, ikke signifikant reduksjon i midlere dekning fra 29,8 til 26,9 % fra 1999 til 2004 grunnet noe avdøing, har dekningen av grantrær vært temmelig stabil (Tabell 11). Småplanter av gran, dunbjørk og rogn som opptrer i felt- og busksjiktet har hatt en stabil dekning siden oppstart, bortsett fra en liten, men signifikant reduksjon for gran i feltsjiktet fra 1999 til 2004. Fra 1999 har det vært en liten økning av antall vegetasjonsflater med granplanter i busksjiktet (fra 2 til 8). Antall vegetasjonsflater med småplanter av gran er redusert, selv om midlere dekning av gran i feltsjiktet alle år har holdt seg under 1,5 %. Busksjiktet har i overvåkingsperioden i snitt dekket 1 til 2 % av vegetasjonsflatene.



Figur 22. Endringer i gjennomsnittlig artsantall og dekning for artsgrupper og arter i Hurdal 1999–2015.

Med i alt 16 arter er feltsjiktet relativt artsfattig. Bortsett fra det første året hvor midlere dekning i vegetasjonsflatene var drøyt 39 %, har feltsjiktdekningen vært om lag 57 % (av dette utgjør lyng 71 til 88 %). Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) er den dominerende arten i feltsjiktet, og har ved de tre siste gjentakene blitt registrert i samtlige vegetasjonsflater. Dekningen av blåbær økte signifikant i første og siste periode (til 49 %), og viste en signifikant økning i hele overvåkingsperioden. Antall vegetasjonsflater med tyttebær (*V. vitis-idaea*) har vært noenlunde stabilt i hele overvåkingsperioden, med forekomst i 35 til 39 vegetasjonsflater. For de tre første gjentakene var dekningen

om lag 4 %, men det var en signifikant reduksjon i siste periode, og en midlere dekning på 1,3 % i 2015. Arten gikk signifikant tilbake sett over hele overvåkingsperioden.

Tabell 11. Gjennomsnittlig dekning og antall forekomster av arter i 50 vegetasjonsflater (1 x 1 m) i Hurdal i 1999–2015. T = tresjikt, F = feltsjikt, B = bunnsjikt. Strek betyr at arten mangler. P-verdien angir signifikante forskjeller for dekning mellom to ulike år. n.s.: ikke signifikant forskjell. Strek: arten er ikke testet.

Art	Gjennomsnittlig % dekning				Antall flater med art				Signifikansnivå (P)			
	1999	2004	2009	2015	1999	2004	2009	2015	1999–2004	2004–2009	2009–2015	1999–2015
<i>Betula pubescens</i> B	0,02	0,10	0,06	0,02	1	4	2	1	-	-	-	-
<i>Betula pubescens</i> F	0,10	0,06	0,08	0,12	4	3	4	5	-	-	-	-
<i>Picea abies</i> T	29,80	26,90	26,40	26,60	37	35	34	33	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Picea abies</i> B	0,08	0,46	0,50	1,42	2	4	5	8	-	-	-	-
<i>Picea abies</i> F	1,44	1,04	1,10	1,28	42	29	29	15	0,034	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Sorbus aucuparia</i> B	0,18	0,30	0,28	0,28	2	4	3	4	-	-	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i> F	0,78	0,66	0,66	0,54	13	11	11	10	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	24,04	41,26	41,48	49,08	49	50	50	50	<0,001	n.s.	<0,001	<0,001
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	3,90	3,98	3,66	1,34	35	38	39	36	n.s.	n.s.	<0,001	<0,001
<i>Carex nigra</i>	-	0,02	0,02	0,02	-	1	1	1	-	-	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>	-	-	-	0,02	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	1,36	1,62	1,60	0,82	25	26	26	21	0,013	n.s.	0,001	0,026
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,04	0,04	0,04	-	2	2	2	-	-	-	-	-
<i>Dryopteris expansa</i>	1,70	1,64	1,34	0,28	19	16	16	9	n.s.	n.s.	0,005	0,001
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0,82	0,74	0,74	0,20	4	3	3	3	-	-	-	-
<i>Lycopodium annotinum</i>	0,40	0,32	0,32	0,34	5	6	6	3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Phegopteris connectilis</i>	0,10	0,04	0,04	-	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Anemone nemorosa</i>	0,04	0,04	0,04	0,08	1	1	1	1	-	-	-	-
<i>Linnaea borealis</i>	2,46	3,06	2,84	0,50	20	20	21	15	n.s.	n.s.	0,013	0,021
<i>Maianthemum bifolium</i>	3,98	4,64	4,48	3,98	24	26	25	24	0,003	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Orthilia secunda</i>	0,26	0,04	0,04	0,12	2	2	2	4	-	-	-	-
<i>Oxalis acetosella</i>	0,04	0,10	0,10	0,06	2	5	5	3	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	0,02	0,02	0,02	0,02	1	1	1	1	-	-	-	-
<i>Rubus idaeus</i>	-	-	0,04	0,02	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>	0,08	0,14	0,16	0,26	3	5	5	12	n.s.	n.s.	n.s.	0,003
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	0,82	0,64	0,56	0,36	32	30	26	17	0,007	n.s.	0,002	<0,001
<i>Cephalozia</i> sp.	-	-	0,02	0,02	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Lophocolea heterophylla</i>	0,12	0,12	0,12	0,10	6	6	6	5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Lophozia</i> sp.	0,24	0,24	0,28	0,18	12	12	14	9	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Plagiochila asplenoides</i>	1,32	1,42	1,40	1,30	19	23	24	24	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Dicranum fuscescens</i>	-	-	0,02	0,10	-	-	1	4	-	-	-	-
<i>Dicranum majus</i>	27,24	19,36	17,92	13,98	49	49	49	48	<0,001	0,007	0,006	<0,001
<i>Dicranum polysetum</i>	0,04	0,02	0,20	0,10	2	1	4	1	-	-	-	-
<i>Dicranum scoparium</i>	1,04	0,70	0,86	0,70	14	15	24	25	0,033	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Hylocomium splendens</i>	17,26	16,32	19,34	25,88	50	49	49	49	n.s.	0,002	<0,001	0,002
<i>Hylocomium umbratum</i>	-	-	0,36	0,40	-	-	13	12	-	-	-	-
<i>Mnium hornum</i>	0,02	0,02	0,02	-	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Plagiothecium laetum</i>	0,10	0,10	0,12	0,12	5	5	6	6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Pleurozium schreberi</i>	11,48	7,16	6,78	2,96	49	49	49	47	<0,001	n.s.	<0,001	<0,001
<i>Pohlia nutans</i>	-	-	0,02	0,02	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Polytrichastrum formosum</i>	4,42	4,10	4,06	1,62	27	32	33	25	n.s.	n.s.	<0,001	<0,001
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	1,02	1,06	1,00	1,16	23	27	27	28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	-	0,08	0,08	0,04	-	2	2	2	-	-	-	-
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	5,14	6,20	6,24	11,06	10	11	13	21	n.s.	n.s.	0,006	0,005
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	14,16	17,60	18,82	22,82	42	42	42	47	0,003	n.s.	n.s.	0,004
<i>Cladonia</i> sp.	0,02	0,02	0,02	0,02	1	1	1	1	-	-	-	-
<b>Antall arter</b>					<b>34</b>	<b>36</b>	<b>41</b>	<b>39</b>				

Graset smyle (*Avenella flexuosa*) ble registrert i minst halvparten av vegetasjonsflatene i 1999, 2004 og 2009, men antallet flateforekomster sank i 2015. Med en midlere dekning på 1,6 % eller mindre utgjør smyle et relativt beskjedent innslag, men artens dekning økte signifikant i første periode, og gikk signifikant tilbake i siste periode. Sett over hele overvåkingsperioden fra 1999 til 2015 viste smyle en signifikant reduksjon. Maiblom (*Maianthemum bifolium*), som ved alle gjentak ble registrert i omtrent halvparten av vegetasjonsflatene, hadde med en midlere dekning på om lag 4 % størst forekomst av urtene. Maiblom hadde en liten, men signifikant økning i første periode, etterfulgt av en gradvis (ikke-signifikant) reduksjon de to påfølgende periodene. Linnea (*Linnaea borealis*) fantes i rundt 20 av vegetasjonsflatene og hadde en forholdsvis stabil dekning på omkring 3 % i 1999, 2004 og 2009, men arten gikk signifikant tilbake i den siste perioden, og artens dekning i 2015 var på kun 0,5 %. I de første tre gjentakene fantes skogstjerne (*Trientalis europaea*) i inntil 5 vegetasjonsflater med en dekning på mindre enn 0,2 %. I løpet av siste periode var det en signifikant økning (til 0,26 %), som følge av en mer enn dobling av antall rufeforekomster. Arten viste en signifikant økning sett over hele overvåkingsperioden.

Bunnsjiktet i Hurdal, som er typiske for sørøstnorsk blåbærgranskog, er dominert av store bladmoser og torvmoser med innslag av levermoser. Figur 22 viser at det er variasjoner fra registrering til registrering, og at flere av moseartene viser signifikante endringer. Bunnsjiktets dekning var 84 % i 1999, og etter en reduksjon til 75 % i løpet av den første perioden var det en jevn oppgang til 83 % i 2015. Levermosene hadde en gjennomsnittlig dekning på 2,5 % de tre første registreringene, men gikk ned til 2 % i 2015.

Bladmoser med størst dekning i 2015 var etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) med 26 %, lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*) med 23 %, blanksigd (*Dicranum majus*) med 14 %, og grantorvmose (*Sphagnum girgensohnii*) med 11 %. Etasjehusmose har økt signifikant de siste to periodene, mens blanksigd har gått signifikant tilbake i alle tre perioder. Også furumose (*Pleurozium schreberi*) har gått signifikant tilbake, fra en gjennomsnittlig dekning på over 11 % i 1999 til under 3 % i 2015. Både lyngtorvmose og grantorvmose (Figur 23) har økt signifikant i løpet av overvåkingsperioden, selv om det ikke nødvendigvis er signifikante endringer fra registrering til registrering.

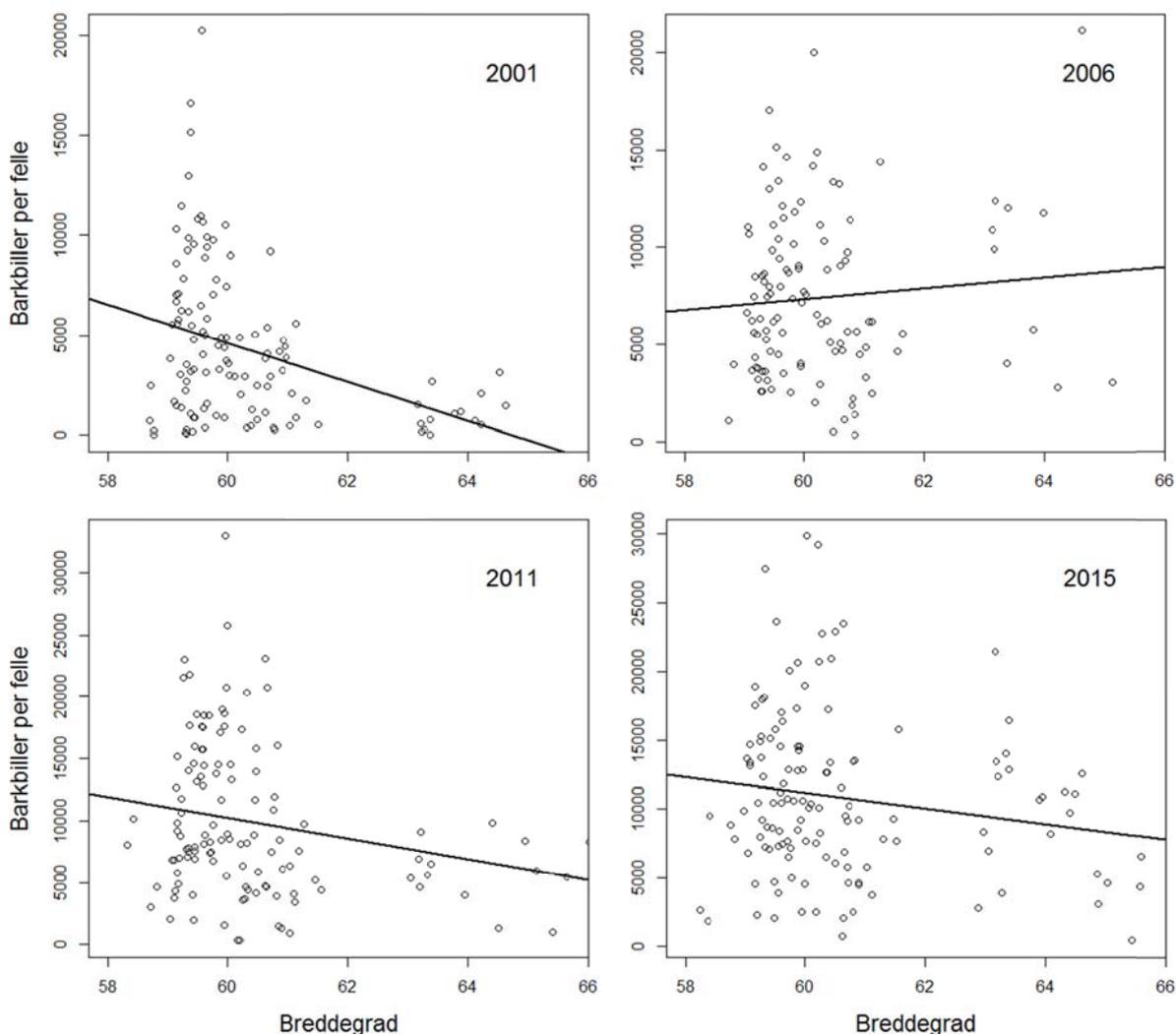


Figur 23. Venstre: Lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*). Høyre: Grantorvmose (*Sphagnum girgensohnii*). Hurdal, juni 2015. Foto: Jørn-Frode Nordbakken.

### 3.3 Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter

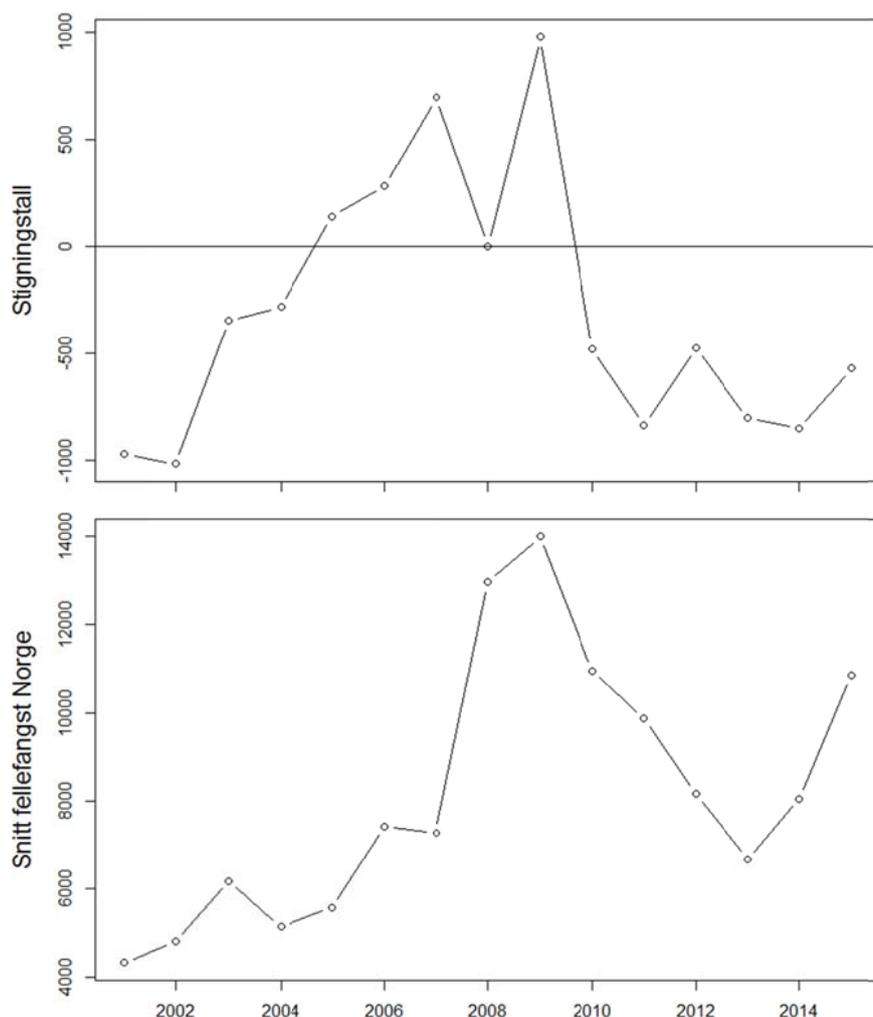
Resultatene fra granbarkbilleovervåkingen i 2015 (Økland & Wollebæk 2015) viste at økningen av populasjonene for landet sett under ett var moderat, trolig grunnet en kald og regnfull sesong for billene. Den generelle trenden var likevel at barkbillepopulasjonene er under økning etter bunnåret 2013 (jf. Figur 1 i Økland & Wollebæk 2015). Den varme sommeren i 2014 bidro trolig til at det har vært mange overvintrende biller til 2015. Den mest markerte økningen i billefangstene ble observert i Trøndelag, og det harmonerer med at denne regionen ble utsatt for store stormer med vindfelling ved slutten av 2013. Også noen kommuner i den vestre delen av Østlandet viste relativt store fangstverdier og en betydelig økning fra 2014. Vest-Agder var med i overvåkingen for første gang i 2015. Resultatene fra dette fylket viste at granbarkbillen er til stede, men nivået er lavt (Økland & Wollebæk 2015).

Dataene fra langtidsseriene brukes her for å analysere utviklingen av billepopulasjonene langs en nord-sør-gradient, for å se om dette kan settes i sammenheng med klima. Gjennomsnittlig fellefangst ble plottet mot breddegrad for hvert av årene fra 2001 til 2015, og Figur 24 viser et utvalg av disse plottene. I alle plottene ble det lagt inn en regresjonslinje for å vise om det var en synkende eller stigende trend i antall barkbiller pr. felle mot nord. For de fleste årene ble det som forventet funnet en mer eller mindre klart synkende trend mot nord. Dette gjelder for eksempel for årene 2001 og 2011 og 2015. Men i enkelte gode år for granbarkbillen, slik som for eksempel 2006, ble det funnet en økende trend med økende breddegrad.



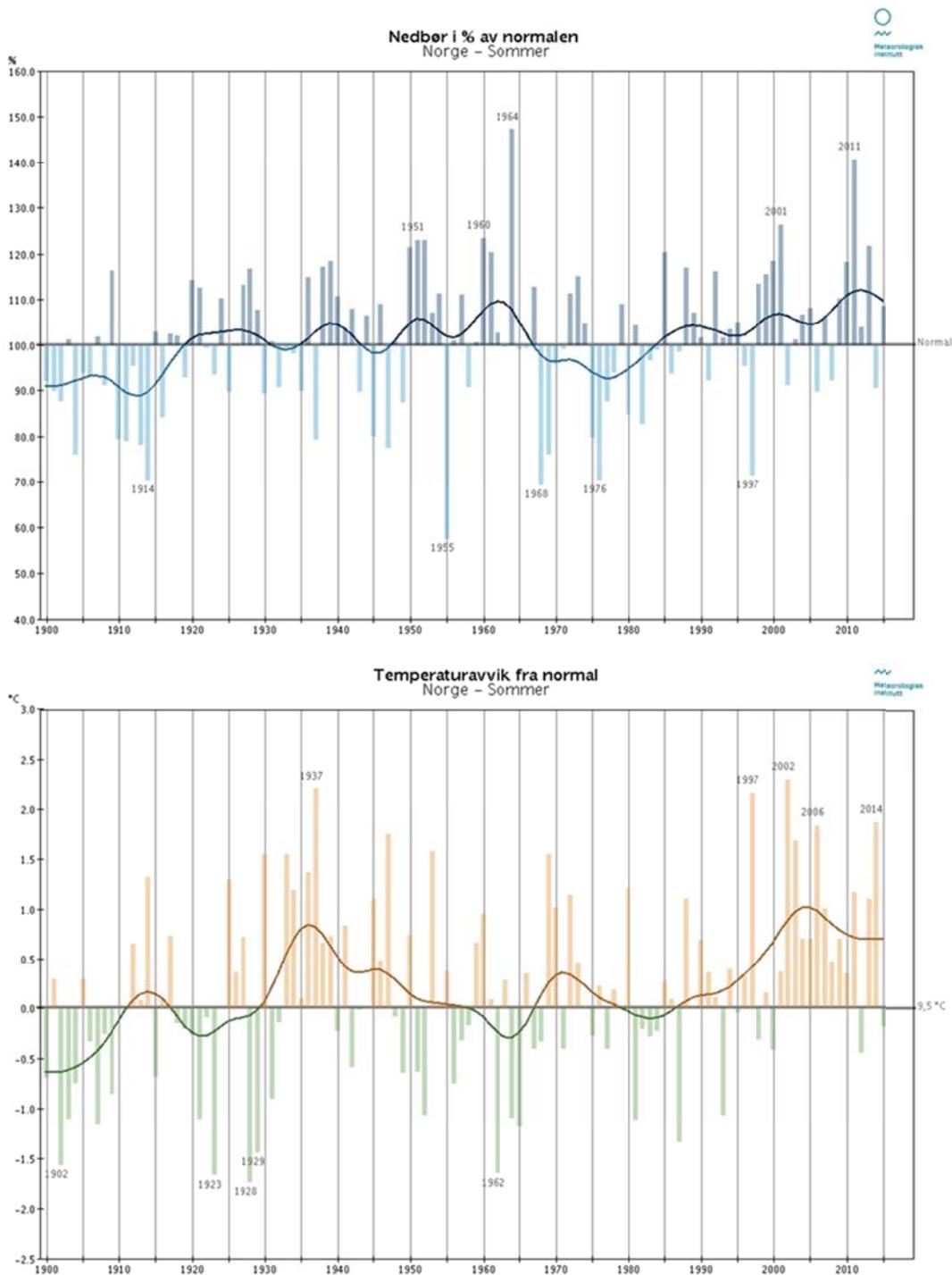
Figur 24. Gjennomsnittlig antall barkbiller per felle per lokalitet plottet mot breddegrad i årene 2001, 2006, 2011 og 2015, inkludert lineær regresjonstrend.

Figur 25 (øverst) viser stigningstall for den lineære trenden mellom billefangst og breddegrad for hvert av årene. Positive stigningstall viser sammenfall med barkbilleår med høye fangster av barkbiller i hele landet (Figur 25, nederst). Positive stigningstall inntreffer fra 2005, og graden av positiv stigning er økende fram til et toppår i 2009. Den gjennomsnittlige billefangsten for hele landet er økende i samme periode, og 2009 er også året med størst fangst av barkbiller i dataserien. Fra 2010 til 2013 synker billenivået og stigningstallet for breddegradstrenden går også over til å bli negativt fra og med 2010. Billenivået har økt noe igjen i 2014 og også i 2015. Tilsvarende ser vi en liten økning i stigningstallet fra 2014, men fortegnet er fortsatt negativt.



Figur 25. Stigningstall for lineær regresjonstrend mellom gjennomsnittlig fellefangst av granbarkbiller per lokalitet og breddegrad (øverst) og gjennomsnittlig fellefangst av granbarkbiller for Norge (nederst) for hvert av årene i årene i perioden 2001–2015.

Både sommertemperaturer og sommernedbør har vist en økende trend de siste tiårene, men det har variert betydelig fra år til år om det ble relativt fuktig og kjølig eller tørt og varmt (Figur 26). Årene 2001 og 2002 var for eksempel fuktige år med relativt lave temperaturer. I 2001 ser vi også et lavt nivå av barkbiller og en utpreget negativ korrelasjon med breddegrad (Figur 24 og Figur 25). Årene etter ca. 2005, særlig 2006–2008, var relativt tørre og hadde gode temperaturer. I disse årene finner vi også de høyeste billefangstene og positive stigningstall i breddegradstrendene. Både billefangstene og stigningstallet er stigende i denne perioden fram til et toppår i 2009. Etter dette fulgte flere fuktige somre, og både billefangstene og stigningstallet var synkende fram til 2013, før vi ser en ny økning etter en varm og tørr sommer i 2014.



Figur 26. Årlig sommernedbør (% av normalen) og sommertemperatur (avvik fra normalen) i perioden 1900–2015 (kilde: [www.met.no](http://www.met.no)).

### 3.4 Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til fremmede billearter

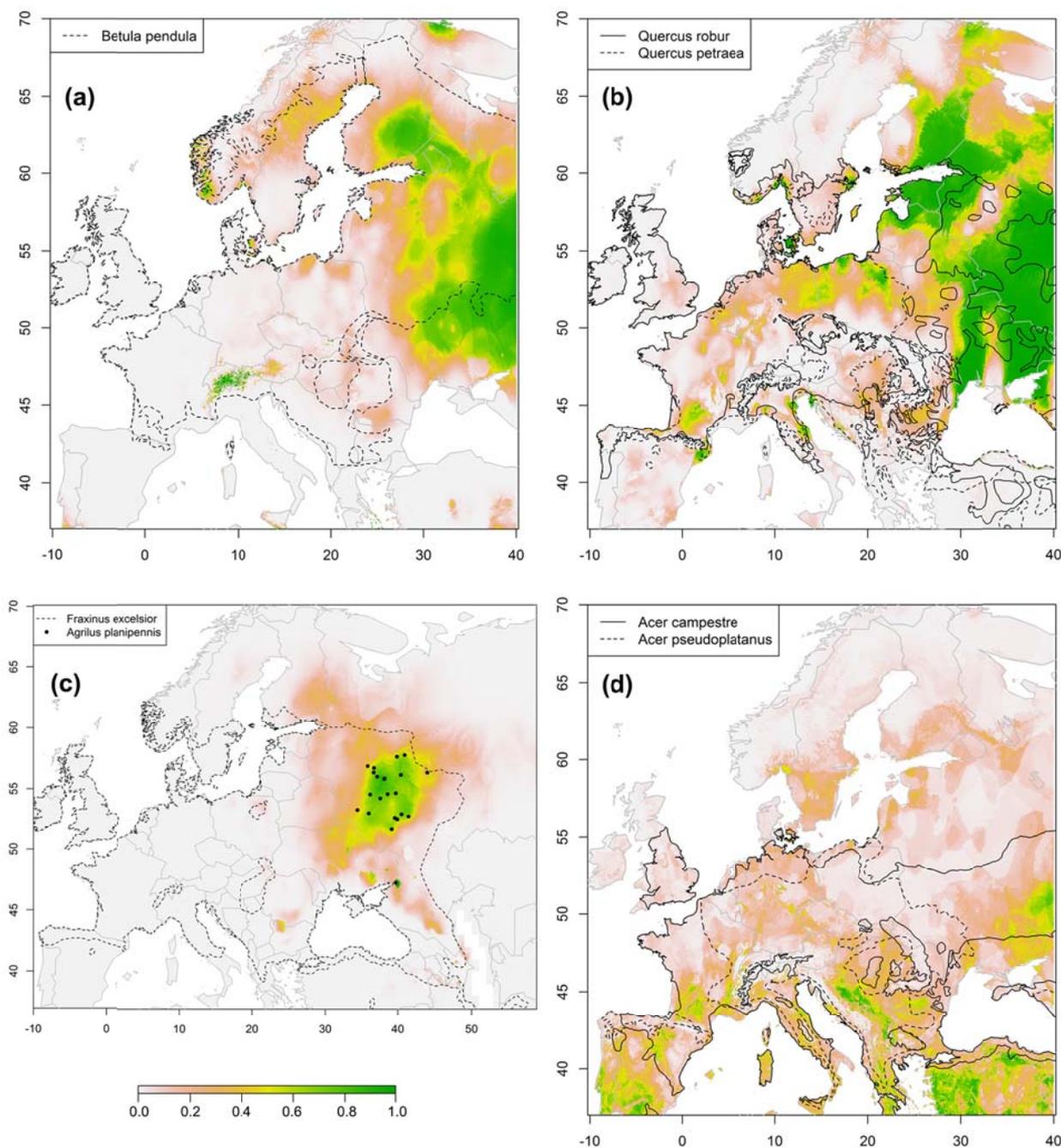
MaxEnt-modellen viste at *Agrilus anxius* kan trives godt i Norge og Europa for øvrig (Figur 27 a). Høyest sannsynlighet for potensiell utbredelse ble funnet i områder med et fuktig kontinentalt klima. Kystnære områder i Vest-Norge synes å ha særlig gode betingelser for denne arten, men også Alpene og østre del av Danmark.

Også for *Agrilus bilineatus* viste MaxEnt-modellen best betingelser i kystnære strøk i Norge, og særlig langs kysten av Sørlandet og rundt Oslofjorden hvor forekomst av eik også er god (Figur 27 b). I Europa for øvrig fant vi størst potensiale for etablering i områder med fuktig kontinentalt klima, slik som i deler av Finland, Estland, Latvia, Moldova, Hviterussland, Ukraina og europeisk Russland.

*Agrilus planipennis* er allerede til stede i Europa, og våre resultater fra MaxEnt-modellen viser at det optimale området for denne arten er i de nærmeste regionene rundt nåværende utbredelsesområde i europeisk Russland (Figur 27 c). Den viser også et potensiale for å bre seg nordover til Finland og Sverige, vestover til de baltiske landene, og sørover mot Hviterussland og Ukraina. Også Norge er mulig mottaker av denne arten, men potensialet er relativt lavere enn lenger øst i Europa.

*Agrilus politus* skilte seg ut fra de andre tre arter ved at MaxEnt-modellen viste best betingelser i sørlige deler av Europa rundt Middelhavet og i andre europeiske områder dominert av et temperert klima (Figur 27 d). I Norge var potensialet størst i området rundt Oslofjorden, men sannsynligheten var lavere enn ved Middelhavet.





Figur 27. Potensiell utbredelse for *Agrilus* arter i Europa vurdert fra grad av klimalikhet og forekomst av egnet vertstre. Grad av klimalikhet er estimert med Maximum entropi modellering (MaxEnt), hvor fargene indikerer sannsynligheten for forekomst (hvit = lav (0) og grønn = høy (1)). (a) Potensiell utbredelse for *A. anxius* (amerikansk bjørkepraktbille). Stiplede linjer viser utbredelse av potensielt vertstre, hengebjørk *Betula pendula*. (b) Potensiell utbredelse for *A. bilineatus*. Heltrukne og stiplede linjer viser utbredelse av potensielt vertstreslag, sommereik (*Quercus robur*) og vintereik (*Q. petraea*). (c) Potensiell utbredelse for *A. planipennis* (asiatisk askepraktbille). Stiplede linjer viser utbredelse av potensielt vertstreslag, vanlig ask (*Fraxinus excelsior*), og svarte prikker viser bekreftede funnlokaliteter av *A. planipennis* i Russland. (d) Potensiell utbredelse for *A. politus*. Heltrukne og stiplede linjer viser utbredelse av potensielt vertstreslag, naverlønn (*Acer campestre*) og platanlønn (*A. pseudoplatanus*).

## 3.5 Overvåking av askeskuddsyke

### 3.5.1 Sykdomsutvikling og utbredelse i Norge i 2015

I Norge ble askeskuddsyken først oppdaget i 2008 (Talgø et al. 2009) og var da allerede spredt over store deler av Øst- og Sørlandet. Ved nærmere undersøkelser dette året ble det også funnet noen få eldre nekroser, og man antar derfor at sykdommen må ha vært til stede i Norge minst siden 2006 (Solheim 2009). Sykdommens videre spredning er fulgt årlig gjennom egne undersøkelser og innrapporterte observasjoner i de berørte kommunene. Spredningen var 25–30 km de første par årene, men har senere vært mer variabel, og har i gjennomsnitt vært mer enn 50 km per år. De første funnene i Møre og Romsdal ble gjort i 2013. I 2014 ble det nordligste funnet registrert ved Grytten kirke, på kirkegården, hvor det ble funnet noen få greiner med skuddavdøing på to trær (Timmermann et al. 2015). Året etter var det åtte trær med skuddavdøing forårsaket av askeskuddbeger, og flere av dem hadde mange skadde greiner. Videre leting etter angrepne trær nordover viste at sykdommen hadde etablert seg flere steder, og det nordligste funnet i 2015 ble gjort i Tingvoll kommune nær Kanestraumen (Figur 5). Fra det nordligste funnet i 2014, ved Grytten kirke i Rauma er det ca. 59 km i luftlinje til det nye nordligste funnet.

### 3.5.2 Overvåking på permanente flater

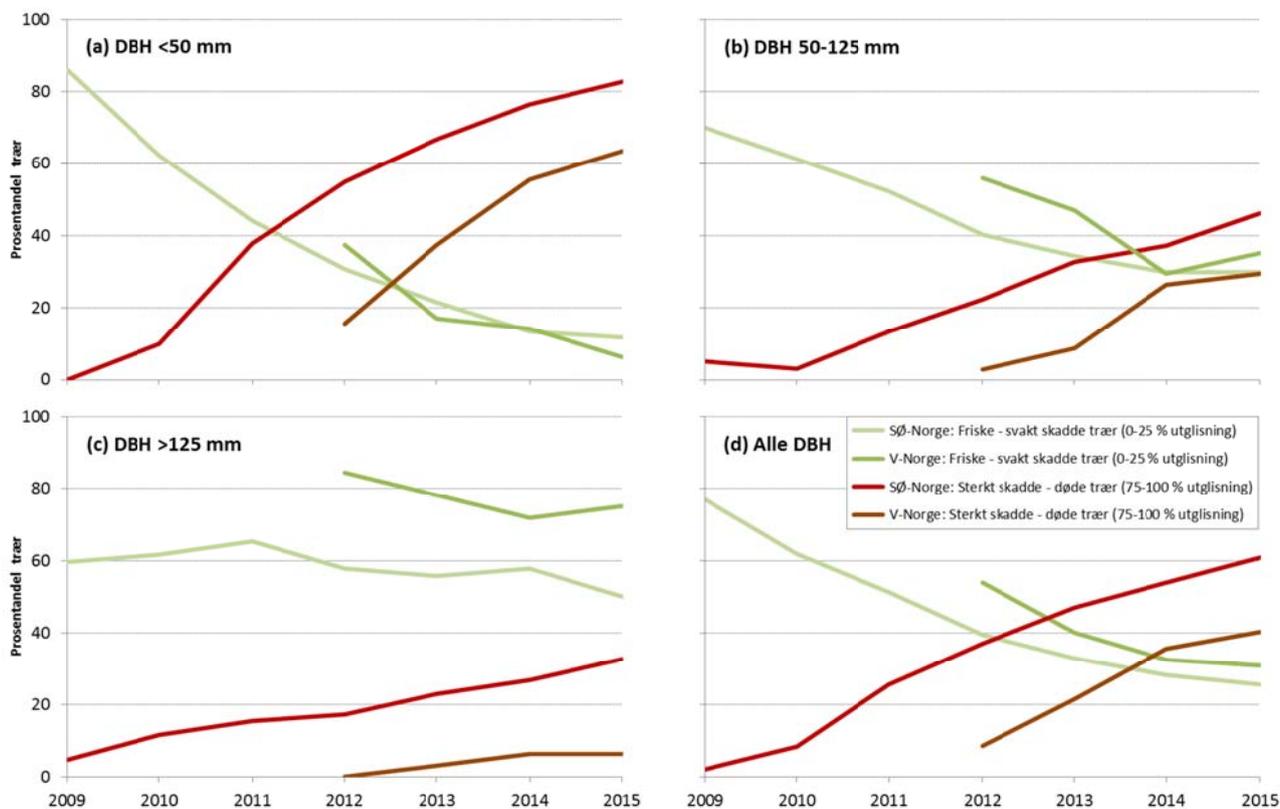
#### 3.5.2.1 Sør- og Østlandet

Det har vært en dramatisk utvikling for de små asketrærne (DBH < 50 mm, n=111) på de 5 overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet fra 2009 til 2015. Av alle småtrærne på disse flatene var 86 % friske eller bare svakt skadde i 2009 (opptil 25 % kroneutglisning). I 2015 var denne andelen redusert til 12 % (Figur 28 a). Samtidig økte andelen sterkt skadde og døde/døende trær (75–100 % kroneutglisning) fra 0 % i 2009 til 83 % i 2015. Allerede i 2011 etter bare to år med overvåking var det tilnærmet like mange sterkt skadde/døde trær som friske/svakt skadde på disse flatene. Mest dramatisk har utviklingen for små trær vært på flatene i Norderås og Fjugstad, der hhv. 95 og 88 % av de små trærne var sterkt skadde eller døde i 2015.

Selv om utviklingen hos de mellomstore asketrærne (DBH 50–125 mm, n=67) ikke har vært like dramatisk som hos de små, så har likevel andelen sterkt skadde og døde/døende trær økt fra 5 % i 2009 til 46 % i 2015 (Figur 28 b). Andelen friske og svakt skadde trær har minket tilsvarende fra 70 % i 2009 til 30 % i 2015. Utviklingen hos de mellomstore asketrærne har gått saktere sammenlignet med den minste diameterklassen, først i 2013 var det like mange sterkt skadde/døde trær som friske/svakt skadde i denne diameterklassen.

Kroneutglisningen hos de store asketrærne (DBH > 125 mm, n=52) har økt saktere fra 2009 til 2015 på de 5 overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet enn hos de mindre diameterklassene. Andelen friske eller svakt skadde trær har svingt noe mellom årene, men ble likevel redusert fra 60 % i 2009 til 50 % i 2015 (Figur 28 c). Andelen sterkt skadde eller døde asketrær økte kraftig fra 5 % i 2009 til 33 % i 2015. Fortsatt er det flere friske/svakt skadde enn sterkt skadde/døde trær i denne diameterklassen, men om sykdomsutviklingen følger samme trend som man kan se i Figur 28 c, vil dette sannsynligvis snu i løpet av ett til to år.

Mens mer enn tre fjerdedeler (77 %) av de totalt 230 asketrærne (alle diameterklasser sett under ett) på de 5 overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet var friske eller bare svakt skadde i 2009, var denne andelen redusert til bare en fjerdedel (26 %) i 2015 (Figur 28 d). Andelen sterkt skadde og døde trær i det samlede datasettet økte enda mer dramatisk fra 2 % i 2009 til 61 % i 2015.



Figur 28. Prosentandel friske til svakt skadde (0–25 % kroneutglisning) og sterkt skadde til døde asketrær (75–100 % kroneutglisning) på overvåkingsflatene. SØ-Norge: NO, KO, FU, FE og UR 2009–2015 (UR fra 2010), V-Norge: BA, AS og HA 2012–2015. (a): små asketrær (DBH<50 mm), (b): mellomstore asketrær (DBH 50–125 mm), (c): store asketrær (DBH>125 mm), (d): alle diameterklasser.

### 3.5.2.2 Vestlandet

På flatene i Baustad og Askvik ble det registrert en tydelig forverring i kronetilstanden i forhold til tidligere år, særlig hos de små trærne, mens det på flata i Hammar fortsatt er relativt få synlige sykdomssymptomer. Figur 28 viser likevel utviklingen i kroneskader samlet for de tre flatene.

I 2012 var andelen sterkt skadde småtrær (n=64) 16 % på flatene på Vestlandet og ingen trær var døde, mens det i 2015 var 63 % sterkt skadde og døde småtrær på disse flatene, samtidig som andelen friske og svakt skadde småtrær gikk ned fra 38 % til bare 6 % (Figur 28 a). Mens det i 2012 var prosentueelt flere friske eller svakt skadde småtrær på Vestlandsflatene enn på de sørøstlige flatene, hadde dette snudd i 2015.

Også hos de mellomstore trærne (n=34) på Vestlandet økte kroneskadene raskt (Figur 28 b). Her var det ennå ingen døde trær i 2015, men andelen sterkt skadde trær hadde økt fra 3 % i 2012 til 29 % i 2015. Fortsatt var det flere friske eller svakt skadde trær enn sterkt skadde i denne

diameterklassen, men også her var det en betydelig nedgang fra 56 % i 2012 til 35 % i 2015, og på flatene i Askvik og Baustad var det få friske eller svakt skadde trær igjen i denne klassen i 2015.

Heller ikke på Vestlandet har utviklingen for de store asketrærne (n=32) vært like dramatisk som for de små, og foreløpig har ingen av de store trærne dødd. Halvparten av trærne i denne diameterklassen står på den nordligste overvåkingsflata (Hammar) med foreløpig få dokumenterte skader, og her var alle de store trærne fortsatt friske eller bare svakt skadde. Likevel økte andelen sterkt skadde store trær samlet sett på Vestlandsflatene fra 0 % i 2012 til 6 % i 2015, mens andelen friske og svakt skadde trær sank fra 84 til 75 % (Figur 28 c).

Utviklingen for trærne i alle diameterklassene sett under ett viser samme trend som på Sør- og Østlandet (Figur 28 d). Mens noe mer enn halvparten (54 %) av de totalt 130 asketrærne på de 3 overvåkingsflatene på Vestlandet var friske eller bare svakt skadde i 2012, var denne andelen redusert til mindre enn en tredjedel (31 %) i 2015. Andelen sterkt skadde og døde trær i det samlede datasettet økte kraftig fra 8 % i 2012 til 40 % i 2015.

## 3.6 Spesielle skader

### *Bjørkemålere*

I Nord-Norge ble det også i 2015 meldt om noe «lauvmakk». I Vesterålen og på Finnmarksvidda har fjellbjørkemåleren herjet med blant annet sterke angrep på Andøya. I flere kommuner i Nord-Troms og tilgrensende kommuner i Finnmark har det vært angrep av liten høstmåler.

### *Snøskader*

Det er rapportert om snøskader i Hordaland og Sogn og Fjordane. Det har hovedsakelig vært toppbrekk på gran, men også bjørk og furu har fått skader. I ett tilfelle, i Jostedalen i Luster, er det rapportert om et snøskred som har ødelagt mye bjørk.

### *Stormer*

Også i 2015 har det vært stormer. Den 10. januar kom stormen Nina som herjet mest i Hordaland, men også Rogaland ble rammet. Det ble rapportert inn 231 skader i 29 kommuner til Skogbrand, de fleste i Hordaland ([www.skogbrand.no/stormskade](http://www.skogbrand.no/stormskade)). Tidlig i februar kom stormen Ole inn over land fra Trøndelag og nordover. Selv om det ble en del materielle skader i Nord-Norge så er det rapportert lite skader på skog, og kun en skaderapport er kommet inn, fra Vestvågøy.

### *Tørke – honningsopp*

Fortsatt observeres topptørke hos gran hvor honningsopp i noen tilfeller kan være involvert (Solberg et al 2013). I 2014 ble det registrert en begynnende bruning hos furu på utsatte steder i Østfold og Vestfold (Timmermann et al. 2015). I 2015 var dette tiltagende og noen trær døde. Undersøkelser viste at honningsopp var involvert i dette. På røtter og rothals ble det funnet hvite mycelflak mellom barken og veden. Honningsopp er generelt ikke så aggressiv, men kan etablere seg i røtter på tørkestressa trær og drepe trærne, noe som trolig er årsaken i dette tilfellet.

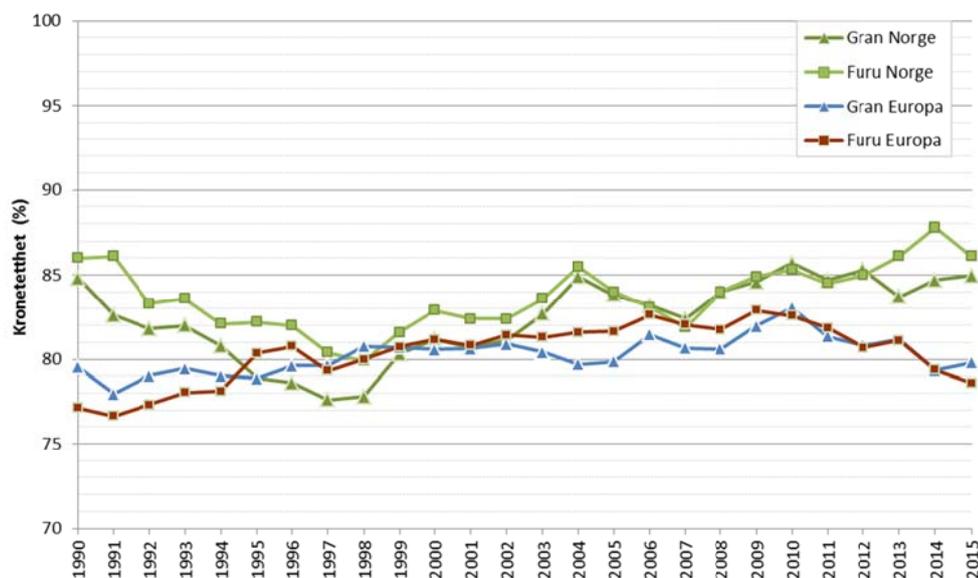
### *Andre skader*

Av andre skader er det bare rapportert enkeltfunn, så det er tydelig at skader som har vært lett synlige og av en viss betydning bare opptrådte lokalt 2015.

## 4 DISKUSJON

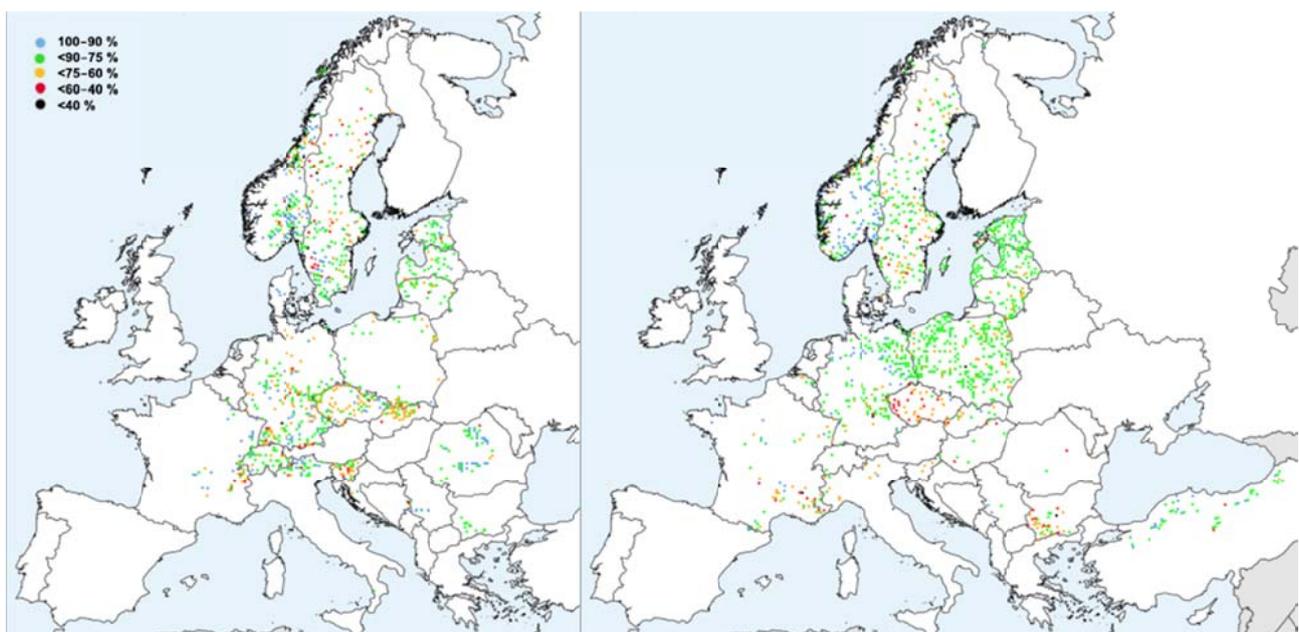
### *Trærnes kronetilstand*

Til tross for årets nedgang i kronetetthet hos furu og en tilsvarende nedgang hos gran i 2013, har det siden 2007 vært en økning i kronetetthet hos både gran og særlig furu i Norge, mens trenden ser ut til å ha vært motsatt for disse artene på de europeiske Level I flatene til ICP Forests i samme tidsrom (Figur 29), og dette selv om det norske datasettet inngår her. Forskjellen mellom kronetettheten for gran og furu i Norge og i ICP Forests var hhv. 5,1 og 7,5 %-poeng i 2015. Det framgår av kartene i Figur 30 at gran og furu i ICP Forests' nettverk hadde lavest kronetetthet i regioner i det sentrale Europa, mens Norge, med unntak av Trøndelag, peker seg ut med forholdsvis høy kronetetthet. For gran i sentraleuropeiske regioner blir lav kronetetthet satt i sammenheng med høy nitrogenbelastning, men for furu ser nitrogendeposisjonen ut til å ha motsatt effekt (Ferretti et al. 2015b, Veresoglou et al. 2014), slik at dette aleine ikke kan forklare forskjellene i kronetilstanden mellom Norge og ICP Forests. En langtidstrendanalyse gjennomført på et gjennomgående datasett hvor kun ICP Forests flater med minimum 20 år lange tidsserier ble inkludert, viste dessuten at trenden med synkende kronetetthet for gran i Europa bare er svak (men signifikant) i tidsrommet 1992–2015, mens det ikke kan påvises noen som helst trend for furu i samme periode (Potočić et al. 2015, Timmermann et al. 2016).



Figur 29. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu på de landsrepresentative flatene (Norge) og på ICP Forests Level I flater (Europa) fra 1990 til 2015.

Skadenivået hos furu var gjennomsnittlig lavt i 2015 (5 %), mens det hos gran var nesten dobbelt så høyt som gjennomsnittet for perioden 2005–2015, og 14 % av alle undersøkte grantrærne hadde en eller annen form for skade i 2015. En direkte sammenligning av skadenivået hos gran og furu mellom Norge og ICP Forests er vanskelig siden mange land registrerer flere skader pr. tre, mens det i Norge registreres kun den skaden som har størst betydning for treets helse. Den prosentvise fordelingen av skadeårsaker viser likevel at det er forskjeller mellom Norge og mange andre europeiske land i hvilke skadegjørere som har størst betydning for helsetilstanden hos gran og furu. Begge treslagene, og særlig furu, har en vid økologisk nisje, stor geografisk utbredelse og finnes i de fleste europeiske land som er tilknyttet ICP Forests (Figur 30). Disse artene vil dermed stå overfor svært forskjellige utfordringer mht. klima og skadelige sopp- og insekterarter. Mens sopp og abiotiske årsaker sto for til sammen 71 % av skadene på gran og 58 % på furu Norge i 2015, var den samlede prosentandelen for disse skadegruppene på gran og furu bare hhv. 14 % og 24 % på ICP Forests Level I flater (Timmermann et al. 2016). Insektskader utgjorde mindre enn 1 % på begge treslagene i Norge, men 4 % i det europeiske Level I nettet. Andre skadeårsaker, eksempelvis vilt, beitedyr og menneskelig aktivitet, hadde langt større betydning i andre land enn i Norge. Den største forskjellen lå likevel i andelen skader som ikke kunne identifiseres i felt. Denne er vesentlig høyere i ICP Forests' datasett enn i det norske (Timmermann et al. 2016).



Figur 30. Gjennomsnittlig kronetetthet for gran (*Picea abies*, venstre) og furu (*Pinus sylvestris*, høyre) på ICP Forests Level I flater i 2015 (kart modifisert etter Timmermann et al. 2016).

### *Langtransporterte luftforurensninger*

Konsentrasjonsnivået og atmosfærisk avsetning av både svovel og nitrogen var generelt veldig lavt i 2015. Som følge av store utslippsreduksjoner av svovel i Europa har det vært en betydelig reduksjon i observerte nivåer av svovelkomponenter både i luft, nedbør og jordvann. For eksempel er de observerte nivåene av svoveldioksid redusert med mellom 74–90 % fra 1990 (Aas et al. 2016). Det har også vært betydelige reduksjoner i utslipp av både ammoniakk og nitrogendioksid i Europa, og man ser en reduksjon i de observerte nivåene i luft og nedbør i størrelsesorden på 30–40 %, avhengig av hvilken komponent man ser på.

Nivået av bakkenært ozon var lavt i 2015, som i tillegg til utslippsreduksjoner av ozonforløpere i Europa, skyldes at mai–juli var dominert av stor lavtrykksaktivitet og kjølige luftmasser i Nord-Europa (Aas et al. 2016). Ozonnivåene er i stor grad er styrt av værforholdene, og det er derfor store årlige variasjoner i ozonkonsentrasjonene.

### *Jordvanns- og nedbørskjemi*

Våre resultater viser en redusert deponisjon av ikke-marint sulfat og uorganisk nitrogen, og dette er i samsvar med trender i øvrige Europa for de langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger (Waldner et al. 2014). Endringene de siste årene har imidlertid vært relativt små. På europeisk nivå har variasjoner i trærnes næringsstofftilstand og kronetetthet blitt koblet til nitrogendeponisjon (Waldner et al. 2015, Ferretti et al. 2015b). Det var en positiv sammenheng mellom nitrogendeponisjon og lav kronetetthet hos gran og bøk, mens effekten var motsatt for furu (Ferretti et al. 2015b).

Det er vanskelig å se tydelige trender i jordvannskjemi på våre intensive overvåkingsflater i de siste årene, noe som stemmer overens med andre resultater fra Nord-Europa (Johnson et al. 2016). Dette tyder på en stabil tilstand på de tre norske flatene.

Aluminiumkonsentrasjonene i jordvann ser ut til å være stabile og er normalt under grensen for toksisitet til granrøtter. I tillegg er det sannsynlig at mye aluminium i jordvann er organisk bundet og derfor lite toksisk (Lange et al. 2006). Høyere konsentrasjoner av uorganisk aluminium kan dog forekomme av og til, for eksempel i forbindelse med sjøsaltepisoder (Lange et al. 2006).

### *Barnålskjemi og trærnes næringstilstand*

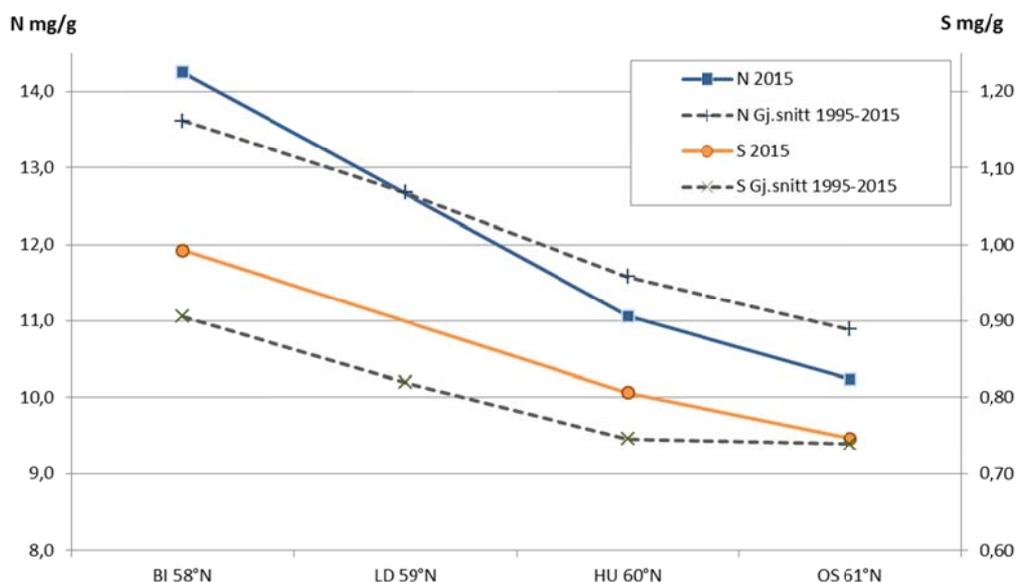
Overvåkingsflata på Sørlandet (Birkenes), som er mest utsatt for langtransporterte forurensninger, hadde som i tidligere år de høyeste nitrogen- og svovelverdier i barnålene av alle overvåkingsflater. Konsentrasjonen av disse elementene hadde også økt her i forhold til 2013 og var i 2015 på det høyeste nivået siden hhv. 1995 og 1999. Selv om konsentrasjonene ikke var urovekkende høye, er økningen uventet siden både tilførselen og deponisjonen av nitrogen- og svovelforbindelser har avtatt siden 1990.

Figur 31 viser nord-sør gradienten for nitrogen- og svovelinnhold i barnåler fra Birkenes i sør (58°23'N) via Lardal (59°26'N) og Hurdal (60°22'N) til Osen (61°16'N). I Lardal ble den intensive overvåkingen innstilt og den siste nåleanalysen utført i 2011. Langtidsgjennomsnittet for denne flata (1995–2011) er likevel tatt med her siden dataene bekrefter gradienten. Konsentrasjonen av

både nitrogen og svovel i barnåler avtar med økende breddegrad både for langtidsgjennomsnittet (1995–2005) og i analyseåret 2015. Dette kan være en indikasjon på at Sør-Norge fortsatt tilføres både nitrogen og svovel gjennom langtransportert forurensing.

Det var også kun på flata i Birkenes at nitrogeninnholdet var høyere enn mangelgrensa for optimal vekst. På de to andre flatene var nitrogenkonsentrasjonen under denne grensa, og i Osen var det dessuten for lite nitrogen i forhold til de andre makronæringsstoffene. Mangel på nitrogen er imidlertid normalt i boreale barskoger, hvor dette er det viktigste vekstbegrensende næringsstoffet (Binkley & Högberg 1997).

Flere studier basert på ICP Forests' nålekjemidata viser en forverring i trærnes næringstilstand og/eller en ubalanse i næringsstoffenes forhold de siste årene i flere land i Europa. Dette tilskrives klimaendringer i kombinasjon med høy nitrogendeposisjon (Jonard et al. 2015, Sardans et al. 2014, Veresoglou et al. 2014). Jonard et al. (2015) fant en forverring i konsentrasjonen av noen næringsstoffer i blad og nåler hos flere treslag, bl.a. for fosfor i furu. Dette settes i sammenheng med trærnes økte tilvekst grunnet økt atmosfærisk karbondioksid (CO<sub>2</sub>) og høy nitrogentilførsel, som fører til mangel på andre næringsstoffer hvis tilgang er begrenset for trærne (som f.eks. fosfor). Det finnes indikasjoner på at nitrogendeposisjon har bidratt til økt tilvekst hos skogtrær også i Norge (Solberg et al. 2009, Andreassen & Aas 2015). Derimot har vi foreløpig ikke kunnet påvise at dette har ført til en forskyvning i trærnes næringsbalanse i Norge, men det er viktig å følge med utviklingen i trærnes næringsstatus for å kunne dokumentere endringer over tid.



Figur 31. Nord-sør gradienten for nitrogen- (øverst) og svovelinnhold (nederst) i barnåler fra Birkenes via Lardal og Hurdal til Osen. Data for 2015 for BI, HU og OS og gjennomsnittet for hele perioden (BI, HU og OS 1995–2015, LD 1995–2011) for hver av flatene.



## Vegetasjonsanalyser

At dekningen av blåbær ved første registrering i Hurdal i 1999 var lavere enn alle påfølgende år, kan trolig tilskrives den sykdomsframkallende soppen blåbærstjerne (*Valdensinia heterodoxa*), som kan opptre i rikelige mengder i fuktige år eller på steder hvor det tørker sent opp etter regn og dogg, (Gjærum 1970, Nestby et al. 2011). Foruten små brune flekker med dødt vev medfører blåbærstjerne også tidlig bladfelling. Fordi blåbær normalt har størst dekning ved intermediaer innstråling (Nestby et al. 2011, Nielsen et al. 2007, Nybakken et al. 2013), kan en noe økt lystilgang grunnet en hogst litt vest for overvåkingsfeltet ha medvirket til økt blåbærdekning på skogbunnen den siste perioden. Hogsten har imidlertid ikke resultert i økt mengde av det konkurransesterke graset smyle, som ofte viser en rask positiv respons på økt lystilgang (Økland et al. 2016b). I perioden før siste registrering gikk dekning av tyttebær og smyle tilbake. I Hurdal er det nærliggende å koble reduksjon av tyttebær og smyle til økt dekning av blåbær, mens en kraftig barfrostepisode var den mest nærliggende forklaringen for den «brå» reduksjonen i dekning av tyttebær som ble observert i en annen studie fra Sør-Trøndelag (Økland et al. 2016a).

Til tross for en relativt høy dekning av feltsjiktet, var det i Hurdal også en høy dekning av bunnsjiktet, med dominans av store bladmoser, men med et hyppig innslag av levermoser med lav dekning. I samsvar med andre studier gir felt- og bunnsjikt størst bidrag til det biologiske mangfoldet (Gilliam 2007, Buriánek et al. 2013). Bunnvegetasjon har flere viktige funksjoner i boreale skoger, og påvirker dynamikk og produktivitet til småplanter av trær, samt underjordisk nedbrytning og næringsflyt (Nilson & Wardle 2005, Gilliam 2007, Lindo & Gonzales 2010). Selv om total dekning av bunnsjiktet er relativt stabil i overvåkingsperioden, så sank dekningen av bladmoser, mens dekningen av torvmoser økte. På artsnivå opptre flere av levermosene relativt stabilt gjennom hele overvåkingsperioden, mens gåsefotskjeggmoser (*Barbilophozia lycopodioides*) går tilbake år for år. Blanksigd, kystbinnemose og furumose er andre mosearter som går tilbake, trolig påvirket av økt dekning av blåbær, etasjemose og torvmoser.

Dekningen av etasjemose har økt betydelig i vegetasjonsflatene i siste periode, akkurat som i flere av TOV overvåkingsområdene (Økland et al. 2009, 2011, 2016a). Tilsvarende har lyng- og grantorvmose økt i Hurdal gjennom hele overvåkingsperioden, og samsvarende observasjoner er gjort for lyngtorvmose i Rausjømarka i Akershus i perioden fra 1988 til 2008 (Økland et al. 2009). Økt vekst for noen store bladmoser forklares ved mange milde og nedbørrike høster som har gjort vekstsesongen lengre (Halvorsen 2010, Økland et al. 2016a), men også manglende tilbakegang på grunn av ugunstig klima, smånagertoppår eller andre forstyrrelser spiller inn (Halvorsen 2010). Får mosene nok lys og varme, vokser de når de er oppfuktet, selv ved relativt lave temperaturer. De lange vekstsesongene 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 tette mosematta, og mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser redusert (Økland et al. 2009, Halvorsen et al. 2009). Begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere enn sine naboskudd, og dør oftest i løpet av få år.

### *Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter*

Barkbillepopulasjoner og forekomst av barkbilleskadet skog viser generelt en økende trend i de nordligste delene av granbarkbillens utbredelse i Europa (Økland et al. 2015). Vår analyse av breddegradstrender tyder imidlertid på at denne utviklingen trolig ikke skjer gradvis over tid. Snarere ser det ut til at det er enkelte år innimellom hvor barkbillenivået øker i hele landet, og hvor det også er en kraftig økning mot nord. I disse årene ser vi en økende trend med økende breddegrad, der billefangstene i nordlige deler av landet er minst like høye eller høyere enn fangstene i sør. I andre år når det er fuktig og kjølig og dermed dårlige betingelser for barkbiller ser vi at billemengdene er klart avtagende mot nord.

Særlig under de varme somrene i 2008 og 2009 så vi en kraftig økning av barkbiller i overvåkingsfellene og mer drept skog i Trøndelag, men etter denne perioden var det flere regnfulle somre og nedgang i billefangstene. Lenger øst, i Sør-Finland, fortsatte det med varme somre, og særlig i årene etter 2010 har det vært økende billepopulasjoner og mer barkbilledrept skog i finske områder hvor billeskader har vært sjeldne tidligere (Økland et al. 2015).

Denne analysen ble utført på stor geografisk skala og fanger ikke opp forskjeller i klima og barkbilldata på regionalt og lokalt nivå. Vi ser imidlertid at det finnes storskala-trender som det kan være grunn til å overvåke i årene som kommer. Trenden mot økende barkbillemengder i nordlige områder med mye hogstmoden gran (Trøndelag og Nordland) er spesielt interessant. Disse fylkene har store skogressurser og en høy andel av eldre skog (Eriksen et al. 2006, Andreassen et al. 2011, Granhus et al. 2012) som trolig aldri har vært utsatt for omfattende barkbilleutbrudd. Tidligere modellberegninger har vist at den temperaturøkningen som forventes om 60-90 år kan føre til at granbarkbiller får to generasjoner per sommer i stedet for én så langt nord som Trøndelag (Lange et al. 2006), men påvisning av to generasjoner per år i Sør-Finland i de siste årene indikerer at to generasjoner i de nordlige områdene kan komme tidligere enn det som er predikert i disse modellberegningene. Det vil innebære at billene får to fluktperioder per sommer, noe som kan gi en markert økning i antall angrep på stående trær.

### *Import skadegjørere på skog – Analyse av invasjonspotensialet til *Agrilus*-arter i flis og videre utfordringer*

MaxEnt analysene viser at vi finner egnede betingelser i Europa for alle de fire utvalgte praktbilleartene i *Agrilus* slekta som vi har undersøkt. Potensialet varierer imidlertid mellom artene, og mellom landsdelene i Norge.

Det er spesielt interessant at *Agrilus planipennis* har relativt lavt potensiale i Norge. Dette er godt nytt ved at den muligens kan gi mindre skade. Men dette er usikkert, og den kan trolig finne gode nok betingelse for å etablere seg i områder med ask i Norge. *A. planipennis* finnes allerede i Europa i området rundt Moskva og er under spredning vestover. Import av løvtreflis fra Nord-Amerika kan også bringe *A. planipennis* til Europa, da denne arten er godt etablert i de østlige delene av USA og Canada. *A. planipennis* har vist seg som en svært aggressiv og raskt spredende art i USA. Etter første påvisning i Michigan i Nord-Amerika i 2002 har den spredd seg til store deler av Nord-Amerika, hvor den har drept hundrevis av millioner av asketrær ([www.emeraldashborer.info](http://www.emeraldashborer.info)). I Norge kan denne angripe ask, som allerede er hardt prøvet av askeskuddsjuke. Både denne og flere andre arter i *Agrilus*-slekten kan trolig overleve i importert løvtreflis.

Innførsel av *Agrilus anxius* ville være svært alvorlig, siden denne arten har vist å kunne gi høy dødelighet både på hengebjørk og dunbjørk plantet i USA (Nielsen et al. 2011). Disse bjørkeartene er de viktigste løvtreslagene mht. volum og utbredelse både i Norge og flere av de øvrige nordiske landene. Når den så viser 100 % dødelighet på hengebjørk og dunbjørk i eksperimenter (Nielsen et al. 2011), så ville denne arten kunne gi store økonomiske og økologiske effekter i Europa. Mange arter er knyttet til bjørkeskog, og bjørk er også et viktig treslag i skogindustrien i Nord-Europa.

*Agrilus politus* synes å være en sydlig art, men også områder rundt indre Oslofjord viste brukbare betingelser for denne arten i analysen. Det betyr at denne arten ville kunne bli et problem på lønn i dette området om den ble innført, og den kan også angripe selje og pil (*Salix*).

*Agrilus bilineatus* er dokumentert å kunne drepe sommereik (*Quercus robur*) i Nord-Amerika (Muzika et al. 2000), og vintereik (*Q. petraea*) er trolig også en egnet vert. Eik langs Sørlandskysten og rundt Oslofjorden kan bli utsatt om denne arten blir importert til Norge.

Kunnskapsutviklingen bør ikke bare begrenses til arter som allerede er definert som karanteneskadegjørere. Med en slik tilnærming kan viktige arter være utenfor oppmerksomheten til de har blitt godt etablert i Norge og det er for sent. Mange arter kan invadere Norge, og med kunnskapsutvikling for å kartlegge invasjonspotensiale og andre egenskaper kan vi være bedre forberedt og dermed unngå etablering av fremmede arter som kan gi store kostnader. Det er også kjent at utvalget av importerte trevarer og opphavsland skifter raskt (Økland et al. 2012b), og søkelyset for kunnskapsutvikling om importerte arter må således skifte fokus fortløpende.

En rekke arter kan komme med import av tømmer og treprodukter. For eksempel kan det være viktig å gjøre en vurdering av et videre utvalg av arter som kan følge med import av tømmer og flis fra Nord-Amerika. Flere arter er også under spredning på det europeiske kontinentet og kan komme til Norge. Dette gjelder flere bark- og vedborende billearter, slik som *Ips amitinus*, *Ips cembrae*, *Agrilus planipennis* og *Polygraphus proximus*. Den førstnevnte arten, *Ips amitinus*, er allerede nær grensen til Norge på Nordkalotten. For denne nære slektningen av granbarkbillen bør det igangsettes en prøvetaking snart for å følge med om den blir etablert og sprer seg i Norge.

### Askeskuddsyken

Det er tydelig at den sykdomsfremkallende soppen askeskuddbeger kan spre seg naturlig over store avstander ved hjelp av sine sporer. Men innen Europa har det vært mye handel med askeplanter som også har bidratt til spredningen. Mange land har importert (infiserte) askeplanter fra Polen, hvor sykdommen først ble oppdaget tidlig på 1990-tallet, og både Storbritannia og Irland har seinere importert askeplanter fra det europeiske fastlandet. Flere land, blant annet de baltiske landene (Drenkhan et al. 2014), har importert askeplanter fra Asia, hvor askeskuddbeger sannsynligvis opprinnelig stammer fra, og på denne måten trolig introdusert sykdommen til Europa. Askeskuddbeger er funnet flere steder i Asia på «mandsjuria-ask» (*Fraxinus mandshurica*) som vokser i de nordøstlige deler av Asia hvor det ikke rapporteres om skader på ask (Zhao et al. 2012; Zheng og Zhuang 2013). Egne undersøkelser i Øst-Russland viste at soppen var svært vanlig der, og opptrer som en bladflekkysykdom. Det ble også registrert noe skuddavdøying (Drenkhan et al. 2016).

Våre data fra 6 år med overvåking av askeskuddsyken viser at sykdomsutviklingen skjer fort, også i områder som bare har hatt sykdommen i noen få år. Skadeomfanget øker fra år til år både på Sør- og Østlandet og på Vestlandet, og trær i alle aldersklasser angripes. Særlig de minste trærne (tilveksten) er utsatt, men også de mellomstore framtidstrærne er truet. Store, dominante trær kan leve lenge med sykdommen, men etter gjentatte, kraftige angrep kan også disse trærne svekkes og dø, ofte i kombinasjon med honningsoppangrep. Overvåkingsprosjekter i Den tsjekkiske republikk 2009–2015 (Vacek et al. 2015) og i Bayern i Sørøst-Tyskland 2010–2014 (Lenz et al. 2016) fant en tilsvarende sykdomsutvikling.

De fleste døde trær på overvåkingsflatene på Østlandet viser tegn til honningsoppbråte. Både små og store trær som er angrepet av askeskuddsyke, svekkes av sykdommen og vil derfor være mer utsatt for andre skadegjørere (som for eksempel honningsopp) og for konkurranse og ugunstige klimatiske faktorer. Lenz et al. (2016) konkluderer i sin studie fra Sørøst-Tyskland med at honningsoppbråte i trær angrepet av askeskuddsyke bidrar sterkt til økt/akselererende mortalitet. Vacek et al. (2015) fant at det var høyest skuddavdøing og mortalitet på overvåkingsflater med vannmettet jordsmonn i lavlandet. Dette samsvarer godt med våre resultater som viser at Norderås, som er veldig sumpig med mye påvist honningsoppbråte på trærne, også har flest døde trær av alle overvåkingsflater.

Likevel er noen trær på overvåkingsflatene fortsatt helt friske. Dette kan tyde på at det fins forskjeller i resistens mot sykdommen hos ask som kan være genetisk betinget og som dermed kan danne et utgangspunkt for å avle fram motstandsdyktige individer.

## 5 KONKLUSJONER

Skogovervåkingen på de landsrepresentative flater viser at gran- og furuskogens generelle helsetilstand var god i 2015, selv om det ble registrert en del skader på gran og kronetettheten hos furu hadde sunket i forhold til året før. Kronetilstanden har likevel forbedret seg hos begge treslagene siden 2007, mens trenden ellers i Europa er motsatt for begge. Det ble heller ikke rapportert inn mange spesielle skogskader i 2015. Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene registrerte lave nivåer av svovelforbindelser i 2015, og kunne dokumentere at avsetningen av disse stoffene har avtatt over tid. Konsentrasjonen av uorganiske nitrogenforbindelser i jordvann forble lav i 2015, noe som tyder på at økosystemene er langt fra nitrogenmettet. Til tross for disse funnene økte nitrogen- og svovelkonsentrasjonen i barnåler på den sørligste flata i Birkenes og var på det høyeste nivået siden hhv. 1995 og 1999, noe som indikerer fortsatt tilførsel av både nitrogen og svovel gjennom langtransportert forurensing i Sør-Norge. Målinger av bakkenært ozon i 2015 viste lave verdier i Norge.

Vi har funnet flere indikasjoner på at klimaendringer og invaderende arter *allerede* påvirker skogen i Norge, eller i *nær framtid* kommer til å gjøre det:

- Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Hurdal bekrefter resultatene fra andre studier som fant økt vekst for etasjehusmose. Dette forklares ved at mange milde og nedbørrike høster har gjort vekstsesongen lengre og begunstiget enkelte store bladmoser.
- Analyser av tidsserier for klimaeffekter og utviklingen i granbarkbillebestanden indikerer en trend mot økende barkbillemengder i Trøndelag og Nordland. Denne økningen er mest markert i tørre og varme år. Tidligere modellberegninger har predikert at den forventete temperaturøkningen kan føre til at granbarkbillen får to generasjoner per sommer i stedet for én så langt nord som Trøndelag, noe som kan gi en markert økning i antall angrep på stående trær.
- En analyse av invasjonspotensialet for fire fremmede praktbillearter indikerer at vi finner egnede betingelser for alle disse i Europa, og for noen også i Norge. En rekke andre fremmede skadegjørere kan komme med import av tømmer og treprodukter. Flere billearter er også under spredning på det europeiske kontinentet og kan komme til Norge.
- I løpet av bare rundt 10 år har askeskuddsyke spredt seg gjennom mesteparten av askas utbredelsesområde i Norge, fra Østlandet opp til Nordmøre. Skadeomfanget øker raskt fra år til år i alle berørte regioner, trær i alle aldersklasser angripes og mortaliteten er høy. Dette er et eksempel på en fremmed, invaderende art som har etablert seg i Norge, godt hjulpet av import og handel med infiserte planter, og forårsaket store skader.

# LITTERATURREFERANSER

- Andreassen, K., Clarke, N. & Timmermann, V. 2012a. Intensiv skogovervåking i 2011. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Rapport fra Skog og landskap 17/12: 19 s.
- 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.
- Andreassen, K., Eriksen, R., Granhus, A., Tomter, S., Viken, K.O. & Astrup, R. 2011. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Nordland. Landsskogtakseringen 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 01/11: 69 s.
- Andreassen, K., Timmermann, V., Clarke, N., Solheim, H. & Aas, W. 2012b Overvåkingsprogram for skogskader. Årsrapport 2011. Rapport fra Skog og landskap 18/12: 24 s.
- Andreassen, K. & Aas, W. 2015. Effects of nitrogen deposition on growth in Norway spruce forest in Norway. In Ferretti, M. (ed.). Long-term trends and effects of air pollution on forest ecosystems, their services, and sustainability. Proceedings of 4th ICP Forests scientific conference, Ljubljana, Slovenia. 1-50.
- Anon. 2014. Klimaendringene i Norge og betydningen for lokal beredskap. I: Felles beredskap – Felles ansvar. Røde Kors Rapport 2014: 4-15.
- Bakke, A., 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. J. Appl. Ent. 99, 33-39.
- 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. Medd. Nor. Inst. Skogforsk. 38, 1-35.
- Berryman, A.A. 1982. Biological control, thresholds, and pest outbreaks. Environmental Entomology 11:544–549.
- Binkley, D. & Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? For. Ecol. Manage. 92: 119-152.
- Buriánek, V., Novotný, R., Hellebrandová, K. & Šrámek, V. 2013. Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition. Journal of Forest Science 59(6): 238–252.
- Drenkhan, R., Sander, H. & Hanso, M. 2014. Introduction of Mandshurian ash (*Fraxinus mandshurica* Rupr.) to Estonia: Is it related to the current epidemic on European ash (*F. excelsior* L.)? European Journal of Forest Research 133, 769–781.
- Drenkhan, R., Solheim, H., Bogacheva, A., Riit, T., Adamson, K., Drenkhan, T., Maaten, T. & Hietala, A.M. 2016. *Hymenoscyphus fraxineus* is a leaf pathogen of *Fraxinus* species in the Russian Far East. Plant Pathology *in press*.
- Eriksen, R., Tomter, S.M. & Ludahl, A. 2006. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Sør-Trøndelag. Landsskogtakseringen 2000-2004. NIJOS-ressursoversikt 02/2006. 56 s.
- Ferretti, M., Calderisi, M., Marchetto, A., Waldner, P., Thimonier, A., Jonard, M., Cools, N., Rautio, P., Clarke, N., Hansen, K., Merilä, P. & Potočić, N. 2015b. Variables related to nitrogen deposition improve defoliation models for European forests. Annals of Forest Science. Springer-Verlag France. DOI 10.1007/s13595-014-0445-6.
- Ferretti, M., Sanders, T.G.M., Michel, A., Calatayud, V., Cools, N., Gottardini, E., Haeni, M., Hansen, K., Potočić, N., Schaub, M., Timmermann, V., Trotzer, S., Vanguelova, E. 2015a. The impact of nitrogen deposition and ozone on the sustainability of European forests. ICP Forests Executive Report 2014. e-ISSN 2198-6541
- Gilliam, F.S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience 57(10): 845-858.
- Gjærum, H.B. 1970. En merkelig sopp på blåbær. Blyttia 28(3): 159-163.

- Granus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/12: 85 s.
- Grégoire, J.-C., Evans, H.F., 2004. Damage and control of Bawbilt organisms - an overview. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., Evans, H.F. (Eds.), Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 19-37.
- Göttlein, A., Baier, R. & Mellert, K.H. 2011. Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa – Eine statistische Herleitung aus VAN DEN BURG's Literaturzusammenstellung. Allg. Forst- u. J.Ztg. 182(9/10):173-186.
- 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.
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. I: Framstad, E. (red.), Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 43-69.
- Hansen-Bauer, I. & Haugen, J.E. 2007. Klimascenarier. I: Solberg, S. & Dalen, L.S. (red.). Effekter av klimaendring på skogens helsetilstand, og aktuelle overvåkingsmetoder. Viten fra Skog og landskap 3/07: 9-12.
- Hansen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Miljødirektoratet oppdragsrapport M-406. 204 s.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste>
- Hietala, A.M., Timmermann, V., Børja, I. & Solheim, H. 2013. The invasive ash dieback pathogen *Hymenoscyphus pseudoalbidus* exerts maximal infection pressure prior to the onset of host leaf senescence. Fungal Ecology 6: 302-308.
- Hüttel, R.F. 1991. Die Blattanalyse als Monitoring-Instrument im Waldökosystem. In: Proceedings from IUFRO and ICP Forests Workshop on monitoring, Prachatice, CSFR. 139-147.
- IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Johnson, J., Verstraeten, A., Meesenburg, H., Vesterdal, L., Hansen, K., Vanguelova, E., Jonard, M., Graf Pannatier, E., Sintermann, J., Nieminen, T.M., Carnicelli, S., Cecchini, G., & Clarke, N. 2016. Temporal trends in soil solution acidity indicators in European forests. 5th ICP Forests Scientific Conference, 11-12 May 2016, Luxembourg.
- Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmermann, V., Potočić, N., Waldner, P., Benham, S., Hansen, K., Merilä, P., Ponette, Q., de la Cruz, A., Roskams, P., Nicolas, M., Croisé, L., Ingerslev, M., Matteucci, G., Decinti, B., Bascietto, M., Rautio, P. 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. Global Change Biology 21(1): 418-430. doi: 10.1111/gcb.12660.
- 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.
- 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.
- King, C.J. & Fielding, N.J. 1989. *Dendroctonus micans* in Britain—Its biology and control. Forestry Commission Bulletin,; 85:1–11.
- Kjønaas, O.J. & Stuanes, A.O. 2008. Effects of experimentally altered N input on foliage, litter production and increment in a Norway spruce stand, Gårdsjön, Sweden over a 12-year period. International Journal of Environmental Studies 65: 433-465.
- 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.

- Köhl, M. & San-Miguel-Ayanz, J. 2011. Part I: Pan-European Quantitative Indicators for Sustainable Forest Management. In FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe: 15-142.
- Landsskogtakseringens feltinstruks 2015. Håndbok fra Skog og landskap 02/2015: 133 s + vedlegg.
- Lange, H., Solberg, S., & Clarke, N. 2006. Aluminum dynamics in forest soil waters in Norway. *Science of the Total Environment* 367: 942-957.
- 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.
- Liebholt, A.M. & Tobin, P.C. 2006. Growth of newly established alien populations: Comparison of North American gypsy moth colonies with invasion theory. *Population Ecology* 48(4): 253–262.
- Lindo, Z. & Gonzalez, A. 2010. The bryosphere: an integral and influential component of the Earth's biosphere. *Ecosystems* 13: 612-627.
- Lorenz, M., Fischer, R., Becher, G., Mues, V., Granke, O., 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.
- McKinney, L.V., Nielsen, L.R., Collinge, D.B., Thomsen, I.M., Hansen, J.K. and Kjær, E.D. 2014. The ash dieback crisis: genetic variation in resistance can prove a long-term solution. *Plant pathology* 63: 485–499.
- Michel, A. & Seidling, W. (eds.) 2016. Forest condition in Europe: 2016 Technical report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW Dokumentation *in prep*.
- Muzika, R.M., Liebhold, A.M. & Twery, M.J. 2000. Dynamics of *Agrilus bilineatus* (twolined chestnut borer) as influenced by *Lymantria dispar* L. (gypsy moth) defoliation and selection thinning. *Agricultural and Forest Entomology* 2: 283–289.
- 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.
- 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.
- Nielsen, A., Totland, Ø. & Ohlson, M. 2007. The effect of forest management operations on population performance of *Vaccinium myrtillus* on a landscape-scale. *Basic and Applied Ecology* 8(3): 231- 241.
- Nielsen, D. G., Muilenburg, V. L. & Herms, D. A. 2011. Interspecific variation in resistance of Asian, European, and North American birches (*Betula* spp.) to bronze birch borer (Coleoptera: Buprestidae). *Environmental Entomology*, 40: 648653.
- Nilsson, M.C. & Wardle, D.A. 2005 Understory vegetation as a forest ecosystem driver - evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(8): 421–428.
- Nybakken L., Selås V. & Ohlson M. 2013. Increased growth and phenolic compounds in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) following forest clear-cutting. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28:319–330.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.A., 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.
- Phillips, S.J., Dudík, M. & Schapire, R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Sider 655-662 i *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*.
- Potočić, N., Timmermann, V. & Trotzer, S. 2015. Trends in forest responses. Crown condition. In: De Wit, H. (ed.). Trends in ecosystem and health responses to long-range transported atmospheric pollutants. ICP Waters report 125/2015. Oslo: Norsk institutt for vannforskning 2015 ISBN 978-82-577-6681-8: 30-31.



- Salkind, N.J. (ed.). 2007. Encyclopedia of measurement and statistics. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, California.
- Sardans, J., Janssens, I.A., Alonso, R., Veresoglou, S.D., Rillig, M.C., Sanders, T.G.M., Carnicer, J., Filella, I., Farré-Armengol, G. & Peñuelas, J. 2014. Foliar elemental composition of European forest tree species associated with evolutionary traits and present environmental and competitive conditions. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 240–255
- Schelhaas, M.J., Nabuurs, G.J., Schuck, A., 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9, 1620-1633.
- Seidling, W., Sanders, T., Akselsson, C., Cools, N., De Marco, A., de Vos, B., de Vries, W., Etzold, S., Ferretti, M., Fischer, U., Giordani, P., Graf Pannatier, E., Hansen, K., Jonard, M., Marchetto, A., Nevenic, R., Rautio, P., Reinds, G., Skudnik, M., Solberg, S., Suz, L.M., Ukonmaanaho, L., Vanguelova, E., Veresoglou, S., Waldner, P., Wattel-Koekkoek, E., Žlindra, D. & Fischer, R., 2014: The Condition of Forests in Europe: 2013 Executive Report. ICP Forests, Eberswalde, 36 p.
- Skogskader.no 2015. Skogskadebeskrivelser og rapportering. <http://www.skogskader.no>.
- 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., Andreassen, K., Antón Fernández, C., Børja, I., Čermák, J., Dalsgaard, L., Eklundh, L., Garcia, M., Gessler, A., Godbold, D., Hentschel, R., Kayler, Z., Madsen, P., Nadezhdina, N., Rosner, S., Světlík, J., Tollefsrud, M.M., Tveito, O.E. & Øyen, B.-H. 2013. Grantørkeprosjektet. Sluttrapport. Rapport fra Skog og landskap 22/13: V, 27 s.
- 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: 1735-1750.
- Solheim H, 2009. Bekymringsfull økning i askeskuddsjuka: Trær ser ut til å dø. *Skogeieren* 96 (7-8), 24-25.
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. & Bartels, U. 1997. Forest Foliar Condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years). EC-UN/ECE, 1997, Brussels, Geneva, 207 pp.
- 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
- Thunes, K. 2003. Insekter, sopp og karplanter innført til Norge ved tømmerimport fra Russland og Baltikum 2002. *Aktuelt fra Skogforsk* 4/03: 15-20.
- Timmermann, V. 2008. Kronetilstandsregistreringer på de regionale skogovervåkingsflater. Resultater 2007. *Forskning fra Skog og landskap* 2/08:
- 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., Andreassen, K., Clarke, N., Solheim, H., & Aas, W. 2015 Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2014. NIBIO Rapport 1(15): 56 s.
- Timmermann, V., Børja, I., Hietala, A.M., Kirisits, T. and 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., Potočić, N., Sanders, T., Trotzer, S. & Seidling, W. 2016. Tree crown condition and damage causes. In: Michel, A. & Seidling, W. (eds.). *Forest condition in Europe: 2016 Technical report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)*. Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW Dokumentation *in prep*.
- 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.

- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) 2000. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe, 2000 Technical Report. EC, UN/ECE 2000, Brussels, Geneva, 161 pp + annexes.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) 2010. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Revised 2010. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>]
- 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.
- Veresoglou, S.D., Penuelas, J., Fischer, R., Rautio, P., Sardans, J., Merila, P., Tabakovic-Tosic, M. & Rillig, M.C. 2014. Exploring continental-scale stand health – N:P ratio relationships for European forests. New Phytologist, 202, 422–430
- 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.
- Waldner, P., Thimonier, A., Graf Pannatier, E., Etzold, S., Schmitt, M., Marchetto, A., Rautio, P., Derome, K., Nieminen, T., Nevalainen, S., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Kindermann, G., Neumann, M., Cools, N., de Vos, B., Roskams, P., Verstraeten, A., Hansen, H., Pihl Karlsson, G., Dietrich, H.-P., Raspe, S., Granke, O., Fischer, R., Iost, S., Lorenz, M., Sanders, T.G.M., Michel, A., Nagel, H.-D., Scheuschner, T., Simončič, P., von Wilpert, K., Meesenburg, H., Fleck, S., Ingerslev, M., Gundersen, P., Stupak, I., Vesterdal, L., Jonard, M., Clarke, N., Benham, S., Vanguelova, E., Potočić, N. & Minaya, M. 2015. Exceedance of critical loads and of critical limits impacts tree nutrition across Europe. Annals of Forest Science 72: 929-939. DOI 10.1007/s13595-015-0489-2.
- Zhao, Y.-J., Hosoya, T., Baral, H.-O., Hosaka, K. & Kakishima, M. 2012. *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the correct name for *Lambertella albida* reported from Japan. Mycotaxon 122: 25-41.
- Zheng H.-D. & Zhuang, W.-Y. 2013. *Hymenoscyphus albidoides* sp. nov. and *H. pseudoalbidus* from China. Mycological Progress DOI 10.1007/s11557-013-0945-z.
- Økland, B. & Wollebæk, G. 2015. Granbarkbillen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2015. NIBIO Rapport 1(42). 24 s. ISBN 978-82-17-01498-0 (kan lastes ned fra <http://www.nibio.no/publikasjoner>)
- Økland, B. 2002. Insekter, sopp og karplanter innført til Norge ved tømmerimport fra Russland og Baltikum. Aktuelt fra skogforsk 2/02: 1 – 24.
- Økland, B. 2004. Sopp, insekter og karplanter innført til Norge ved tømmerimport fra Russland og Baltikum. Aktuelt fra skogforskningen 5/04: 1-24.
- Økland, B., Bjørnstad, O.N., 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. Ecology 87, 283-290.
- Økland, B., Børja, I., Often, A., Solheim, H. & Flø, D. 2012b. Import av tømmer og andre treprodukter som innførselvei for fremmede insekter, sopp og planter - trendanalyse av importstatistikk. Rapport fra Skog og landskap 10/12: 137 s.
- Økland, B., Haack, R.A. & Wilhelmson, G. 2012a. Detection probability of forest pests in current inspection protocols - A case study of the bronze birch borer. Scandinavian Journal of Forest Research 27: 285-297.
- Økland, B., Krokene, P., Lange, H., 2012. Effects of climate change on the spruce bark beetle. ScienceNordic January 27, 2012, 1-5. Link: [sciencenordic.com/effects-climate-change-spruce-bark-beetle](http://sciencenordic.com/effects-climate-change-spruce-bark-beetle).
- Økland, B., Netherer, S., Marini, L. 2015. The Eurasian spruce bark beetle: the role of climate. In: Björkman, C. & Niemelä, P. (eds.): Climate Change and Insect Pests. CABI Climate Change Series 7, Wallingford UK. pp 202-219 ISBN 9781780643786.

- Økland, B., Skarpaas, O., Schroeder, M., Magnusson, C., Lindelöw, Å. & Thunes, K. 2010. Is eradication of the pinewood nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) likely? An evaluation of current contingency plans. *Risk Analysis* 30(9): 1424-1439.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Engan, G. 2016a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag i 2015. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport (i trykk).
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 702: 26-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F., Lange, H., Røsberg, I. & Clarke, N. 2016b. 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.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 490: 70-79.
- Aas, W., Fiebig, M., Platt, S., Solberg, S., Yttri, K.E. 2016. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2015. Miljødirektoratet rapport M-562/2016 (NILU 13/2016).

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

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

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

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



Forsidefoto: Askeskuddsyke skader og dreper asketrær i alle aldersklasser og i alle regioner i landet der den er påvist. Fra venstre: Ungt tre i Tingvoll kommune (foto: H. Solheim), mellomstort tre i Risør kommune og stort, gammelt tre i Ås kommune (begge foto: V. Timmermann).