

Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

Revisjon av feltprotokoll 2015

Marianne Evju, Heidi E. Myklebost og Inga E. Bruteig



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

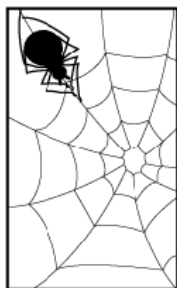
Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

Revisjon av feltprotokoll 2015

Marianne Evju
Heidi E. Myklebost
Inga E. Bruteig



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 144

Finansiering: Klima- og miljødepartementet

Deltakende institusjoner: NINA, Norsk institutt for skog og landskap, Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo

Evju, M., Myklebost, H. E. & Bruteig, I. E. 2015. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. – NINA Rapport 1153. 51 s.

Oslo/Trondheim, april 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2777-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Marianne Evju

KVALITETSSIKRET AV

Per Arild Aarrestad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum, Miljødirektoratet

FORSIDEBILDE

Prøveflate med overvåkingstrær i Møsvatn, Telemark. Foto: Marianne Evju, NINA

NØKKEWORD

Terrestrisk naturovervåking, epifytter, lav, moser

KEY WORDS

Terrestrial ecosystem monitoring, epiphytes, lichens, bryophytes

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Evju, M., Myklebost, H. E. & Bruteig, I. E. 2015. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. – NINA Rapport 1153. 51 s.

Epifyttovervåkingen i Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) har som mål å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer, som endringer i klima. Overvåkingen foregår i sju områder fra sør til nord i Norge.

I hvert overvåkingsområde ble det opprinnelig etablert fem prøveflater med sju overvåkingstrær i hver flate. I perioden 2004–2007 ble det etablert ekstra prøveflater i tre av de sju TOV-områdene. I tillegg har ny datainnsamling i felt blitt testet ut, og omfanget av felt- og etterarbeid har økt over tid. I denne rapporten går vi gjennom feltprotokollen for epifyttovervåkingen og vurderer endringer og forbedringer av eksisterende prosedyre.

Følgende punkter omtales:

- endret protokoll for registrering av hengende arter på trær
- vurdering av innsamling og kjemisk analyse av nitrogen- og svovelinnhold i vanlig kvistlav
- metoder for måling av pH i bark som gir data for hvert overvåkingstre
- metoder for hemisfærisk fotografering av hvert overvåkingstre som gir mest mulig repeterbare data om lystilgang og kronedekning for overvåkingstrærne

I de tre TOV-områdene med sju prøveflater har vi brukt en kombinasjon av artsdata (artssammensetning, endring i artssammensetning over tid) og lokale klimadata (hentet fra klimaloggere montert på overvåkingstrærne) for å vurdere om noen av prøveflatene er så like hverandre at videre overvåking kan avsluttes uten å svekke programmet. Resultatene viser at de nyetablerte prøveflatene bidrar til å strekke gradientene i artssammensetning og lokalklima. Videre overvåking av to av de opprinnelige prøveflatene innenfor hvert av de tre overvåkingsområdene avsluttes derfor, slik at epifyttovervåkingen i TOV fra 2015 vil foregå på åtte trær i fem prøveflater i hvert av de sju overvåkingsområdene. I overvåkingsområdet Solhomfjell vil ny overvåkingsserie på bjørketrær bli satt i gang i 2015 og den eksisterende overvåkingen av epifyttvegetasjonen på furutrær avsluttes.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Heidi E. Myklebost (heidi.myklebost@nina.no) og Inga E. Bruteig (inga.bruteig@nina.no), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Abstract

Evju, M., Myklebost, H. E. & Bruteig, I. E. 2015. Monitoring of epiphytes in Programme for terrestrial ecosystem monitoring (TOV). Revision of the monitoring protocol 2015. – NINA Report 1153. 51 pp.

The objective of the monitoring of epiphytes in Programme for terrestrial ecosystem monitoring (TOV) is to monitor the development of epiphytic communities over time and to separate natural variation from possible effects of long distance transported air pollution or other environmental impacts, such as climate change. Monitoring of epiphytes is carried out at seven sites from South to North Norway.

In each monitoring site, five permanent plots with seven monitoring trees were established in the period 1990–93. In the period 2004–2007 supplemental permanent plots were established in three of the seven monitoring sites. In addition, new methods of data collection in the field have been tested, and the amount of fieldwork and supplementary work has increased over time. The field protocol for the epiphyte monitoring is reviewed and modifications and improvements of the existing protocol are considered.

The following topics are covered:

- modification of the recording of pendant epiphyte species
- assessment of the collection of *Hypogymnia physodes* for subsequent analysis of nitrogen and sulphur content
- methods for estimating bark pH to get data for each monitoring tree
- methods for hemispheric photography of the monitoring trees to give reproducible data on light availability and leaf area

In the three monitoring sites with seven permanent plots a combination of species data (species composition, change in species composition over time) and local climate data (from climate loggers on the monitoring trees) were used to assess whether some of the original permanent plots were so similar that monitoring can cease in some of the plots. The results show that the newly established plots increase the length of the gradient in both species composition and local climate. Further monitoring in two of the original plots in each site is thus terminated. The monitoring programme from 2015 and onward will cover eight trees in each of five permanent plots in each monitoring site. At the monitoring site Solhomfjell the ongoing monitoring of epiphytic communities on pine trunks will be terminated and replaced in 2015 by new monitoring plots on birch trunks.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.
Heidi E. Myklebost (heidi.myklebost@nina.no) and Inga E. Bruteig (inga.bruteig@nina.no), NINA, P.O.Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Feltprotokoll	9
2.1 Registreringer av forekomst og mengde av epifytter	9
2.1.1 Forslag til endringer i registrering av epifytter	10
2.2 Kjemiske analyser av vanlig kvistlav	10
2.2.1 Metode	11
2.2.2 Resultat	12
2.2.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking	16
2.3 Måling av pH i bark	16
2.3.1 Metode brukt i TOV-epifytt	17
2.3.2 Ulike metoder for måling av pH på bark	17
2.3.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking	18
2.4 Måling av lystilgang og kronedekning	19
2.4.1 Testing av hemisfæriske fotografier	19
2.4.2 Optimal plassering av HemiView	20
2.4.3 Værforhold	21
2.4.4 Eksponering	22
2.4.5 Manuell innstilling kontra automatisk innstilling	23
2.4.6 Bestemmelse av terskelverdier	24
2.4.7 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking	24
3 Reduksjon av antall prøveflater	25
3.1 Metode	25
3.1.1 Artsdata	25
3.1.2 Temperatur- og fuktighetsdata	26
3.2 Resultat	26
3.2.1 Møsvatn	26
3.2.2 Åmotsdal	29
3.2.3 Børgefjell	31
3.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking	34
4 Etablering av overvåking på bjørk i Solhomfjell	35
4.1 Furu som substrat	35
4.2 Feltbefaring og etablering av nye prøveflater	35
5 Referanser	38
Vedlegg 1 Analyser av vanlig kvistlav	40
Vedlegg 2. Oversikt over potensielle prøveflater for bjørk, Solhomfjell	44

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert overvåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. Programmet har som mål å gi miljøforvaltningen kunnskap om langsiktige endringer i naturen og eventuelle sammenhenger med menneskelig påvirkning, som f.eks. klimaendringer, sur nedbør, nitrogentilførsel og arealbruk. Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-1993 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdal i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag og Dividal i Troms.

Overvåking av epifyttvegetasjon har vært en del av TOV siden oppstarten. I denne rapporten går vi gjennom feltprotokoll for overvåking av epifyttvegetasjon i TOV, vurderer forenklinger og forbedringer av eksisterende prosedyre og dokumenterer endringer i feltprotokollen.

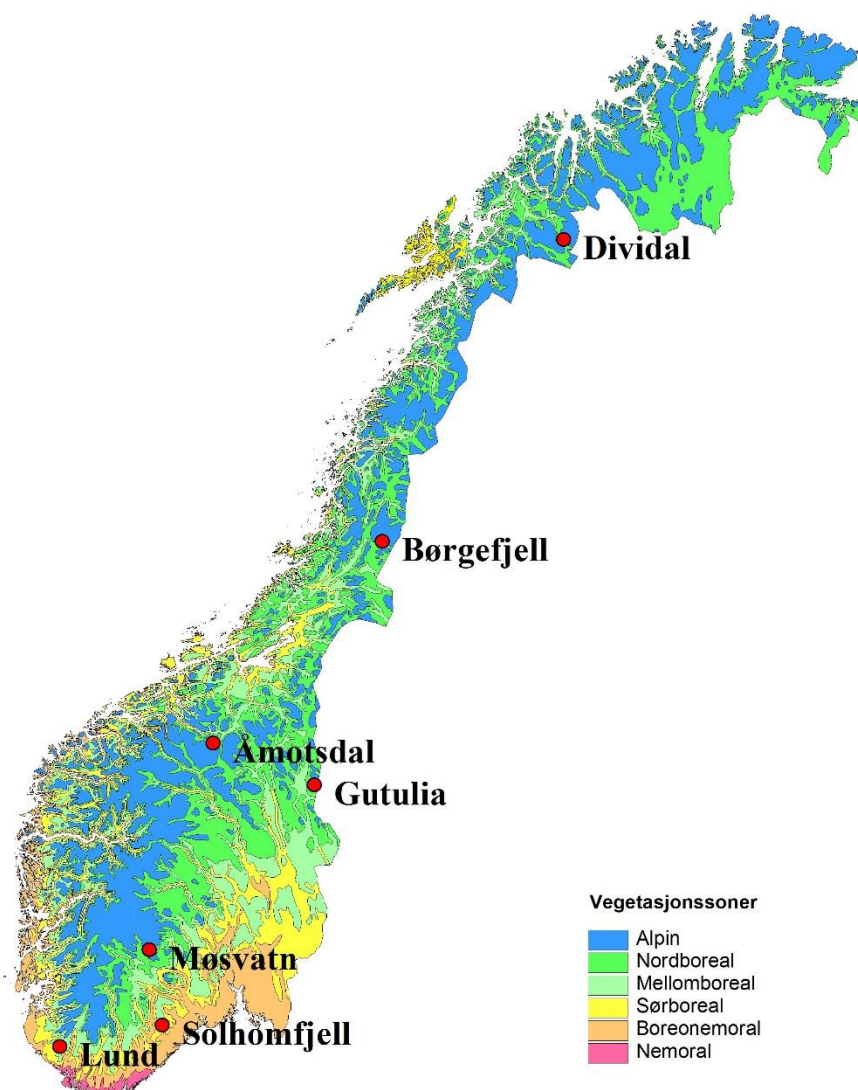
Oslo/Trondheim, april 2015

Marianne Evju

Inga E. Bruteig
Prosjektleder

1 Innledning

”Program for terrestrisk naturovervåking” (TOV) ble startet i 1990 av Miljødirektoratet (den gang Direktoratet for naturforvaltning). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer. Overvåking av epifytter inngikk fra starten av som en del av TOV. Formålet med epifyttovervåkingen er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer, som endringer i klima. Mange epifyttiske lavarter er følsomme overfor miljøforandringer og er mye brukt som bioindikatorer (Hawksworth & Rose 1976, Nimis et al. 2002, Seaward 2004). Forskjellige arter responderer ulikt på ulike miljøpåvirkninger (Hultengren et al. 2004, Insarova et al. 1992, Seaward 2004), slik at luftkvalitet, nedbørskvalitet og klima vil kunne påvirke forekomst og artssammensetning i epifyttvegetasjonen.



Figur 1. Oversikt over overvåkingsområdene som inngår i TOV-epifytt.

Overvåking av epifyttvegetasjon foregår i sju områder i Norge, geografisk spredt fra sørvest til nord; Lund (Rogaland), Solhomfjell (Aust-Agder), Møsvatn (Telemark), Gutulia (Hedmark), Åmotsdal (Sør-Trøndelag), Børgefjell (Nord-Trøndelag) og Dividal (Troms) (**Figur 1**). Overvåkingsområdene ligger i hovedsak i fjellbjørkeskog (nordboreal sone) i vernede områder. I Lund ligger bjørkeskogen i mellomboreal sone, og i Solhomfjell har overvåkingsområdet vært i furuskog. Dette blir endret fra 2015, da det blir etablert fem nye overvåkingsflater med bjørk i Solhomfjell (se kapittel 4). Overvåkingsområdene har blitt gjenanalysert hvert femte år siden oppstarten (**Tabell 1**).

Tabell 1. Overvåkingsområdene i epifyttovervåkingen i TOV, med årsmiddeltemperatur og årsnedbør i normalperioden 1961-1990 basert på Meteorologisk institutts interpolerte data på 1 km²-nivå. Temperatur og nedbør er gjennomsnitt for de 1 km²-rutene som inngår i overvåkingsområdet.

Område	Årsmiddeltemp. (°C)	Årsnedbør (mm)	Kartleggingsår	Kommentar
Lund	4,8	2873	1991, 1996, 2001, 2006, 2011	5 prøveflater.
Solhomfjell	ca. 5,0	ca. 1700	1990, 1995, 2000, 2005, 2010	5 prøveflater, overvåking på furustammer. Nye prøveflater vil bli etablert i 2015 i bjørkeskog, og den nåværende tidsserien vil bli avsluttet.
Møsvatn	-0,3	1491	1992, 1997, 2002, 2007, 2012	7 prøveflater, hvorav to ble etablert i 2007.
Gutulia	-1,3	861	1993, 1998, 2003, 2008, 2013	5 prøveflater.
Åmotsdal	-0,1	1044	1991, 1996, 2001, 2006, 2011	7 prøveflater, hvorav to ble etablert i 2004.
Børgefjell	-1,0	1285	1990, 1995, 2000, 2005, 2010	7 prøveflater, hvorav én ble etablert i 2005.
Dividal	-1,9	588	1993, 1998, 2003, 2008, 2013	5 prøveflater.

I hvert område ble det opprinnelig lagt ut fem prøveflater som dekket en lokalklimatisk gradient (seks i Børgefjell). Ved etablering av prøveflatene ble følgende kriterier lagt til grunn: fra merket midtpunkt skulle det innenfor en radius på 10 m finnes minimum 10 trær som var 35–60 cm i omkrets ved brysthøyde og som i tillegg var uten død krone eller avbrevte hovedgreiner.

Alle trær som oppfylte kriteriene, ble nummerert, og sju trær ble tilfeldig valgt som overvåkingstrær. Ved andre overvåkingsomløp ble det supplert med ett tre pr. flate, slik at hver prøveflate nå inkluderer åtte friske overvåkingstrær. Trær som går ut (vindfall, død krone osv.) erstattes av nye trær innenfor prøveflaten ved tilfeldig utvalg blant de trærne som tilfredsstiller kriteriene for overvåkingstrær. Prøveflatens radius har i noen tilfeller måtte utvides til 20 m for å sikre nok trær.

I perioden 2004–2007 ble det etablert to nye prøveflater i TOV-områdene Møsvatn, Åmotsdal og Børgefjell. Bakgrunnen for denne beslutningen var ønsket om å utvide den lokalklimatiske gradienten som prøveflatene dekket innenfor området (Bakkestuen et al. 2005). I perioden 2012–14 har vi montert dataloggere på alle overvåkingstrærne for å sikre løpende data på lokal klimavariasjon i TOV-områdene, jf. anbefalingene i evalueringen av TOV 2000–2009 (Ims et al. 2010). Fotografering av kronedekket har også vært testet, for å få data på lysinnstråling og bladareal på overvåkingstrærne (se kapittel 2.4). Omfanget av felt- og etterarbeid har dermed økt over tid.

I denne rapporten går vi gjennom feltprotokollen for overvåking av epifyttvegetasjon i TOV, vurderer endringer og forbedringer av eksisterende prosedyre og dokumenterer endringer.

2 Feltprotokoll

2.1 Registreringer av forekomst og mengde av epifytter

Forekomst av arter registreres på overvåkingstrærne langs fem takseringslinjer pr. tre. Takseringslinjene er forsøkt plassert over gjennomsnittlig snønivå (høyde varierer mellom overvåkingsområdene), med 20 cm (10 cm i Børgefjell) avstand mellom takseringslinjene. Startpunktet for takseringslinjene er permanent merket med knappenåler. Et målebånd spennes medsols rundt stammen, med startpunkt under knappenålen (i nord), og overkanten av målebåndet utgjør takseringslinjen (**Figur 2**). For hver cm noteres arter som forekommer på takseringslinjen, men thallus mindre enn ½ cm blir ikke notert. Registreringene blir lagt direkte inn i en spesiallaget applikasjon på en feltdatamaskin av typen Yuma og blir overført fra denne til NINAs epifyttdata-base.



Figur 2. Takseringslinje for registrering av forekomst/fravær av epifytter. Registreringene utføres for hver cm på oversiden av målebåndet. Foto: M. Evju, NINA.

Forekomst av alle arter og av naken bark blir regnet om til dekning pr. tre som antall cm arten forekommer i, delt på totalt antall cm takseringslinje. Mengden av hengende arter blir i tillegg estimert ved å telle antall thallus og måle lengde av hvert thallus.

I tillegg registreres arter som forekommer på treet, men som ikke treffes av takseringslinjene. Artene blir registrert i tre høydelag: under nederste takseringslinje, mellom takseringslinjene og over øverste takseringslinje.

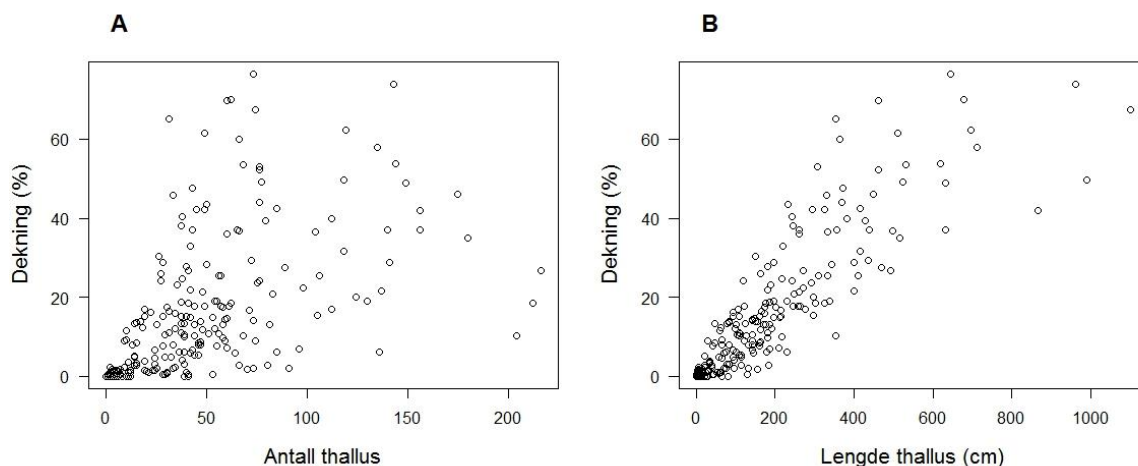
Blad- og busklav med redusert vitalitet blir notert. Vi registrerer ulike typer misfarging, beiteskader (av insekt og snegler) og eventuell forekomst av parasittiske sopp. For hver art regner vi ut andelen av artens totale dekning som utgjøres av thallus med redusert vitalitet.

2.1.1 Forslag til endringer i registrering av epifytter

Hengende arter

Ved oppstarten av TOV-epifytt var hengende lavarter mindre vanlige og ble ofte ikke fanget opp av takseringslinjene. Den supplerende registreringen av mengde av hengende arter (antall thallus + lengde av thallus) blir derfor nå inkludert i feltprotokollen for å sikre et godt estimat på mengden og endringen i mengde av hengende arter.

Den ekstra mengdere registreringen av hengende arter kan være svært tidkrevende, opp mot en halv time ekstra pr. overvåkingstre. Der mengden av hengende arter er stor, er måleusikkerheten ved telling og måling stor, og estimatene av mengde blir unøyaktige. De supplerende mengdemålene av hengende arter har til nå kun blitt brukt til beskrivelser av endring på bjørkestammene. Dekning av hengende arter langs takseringslinjene er derimot rutinemessig inkludert i de kvantitative analysene av endring. En enkel analyse (ikke-parametrisk korrelasjonstest) viser at sammenhengen mellom dekning og både antall thallus og total lengde av hengende arter pr. tre er sterkt positiv ($p < 0,001$ for begge sammenhengene) (**Figur 3**). Dekning av artene langs takseringslinjene vil derfor i stor grad fange opp endringer i mengde av hengende arter, og vi anbefaler derfor å utelate telling og måling av hengende arter i videre overvåking.



Figur 3. Sammenheng mellom dekning av hengende lavarter langs takseringslinjen og (A) antall thallus av hengende arter registrert på bjørkestammen og (B) total lengde (cm) av hengende arter på bjørkestammen. Data er fra overvåkingsområdet Møsvatn for årene 1992–2012..

2.2 Kjemiske analyser av vanlig kvistlav

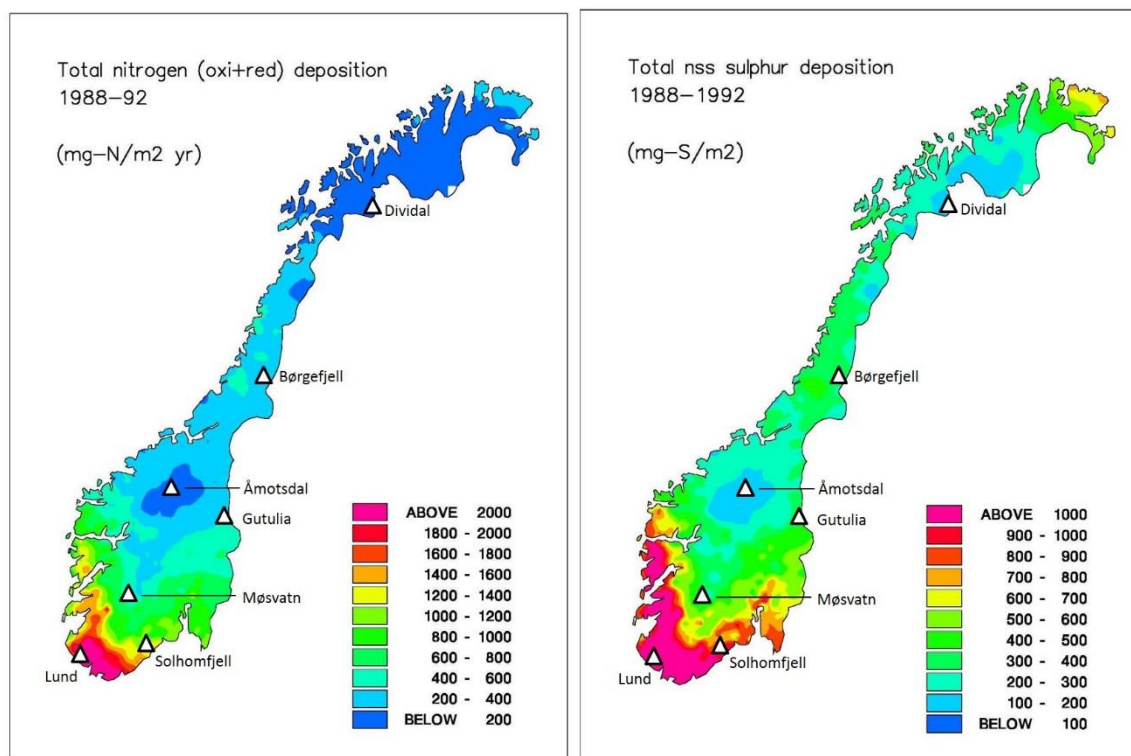
Nitrogeninnhold i vanlig kvistlav er regnet som et godt mål på nitrogenavsetningen i artens umiddelbare nærhet (Bruteig 1993, Söchting 1991), og analyse av innhold av nitrogen og svovel i vanlig kvistlav har inngått i protokollen for epifyttovervåkingen i TOV siden oppstarten.

Vanlig kvistlav *Hypogymnia physodes* blir samlet fra minimum fem trær i hvert prøvefelt hvert femte år, og danner én samleprøve per felt. Innsamlinger blir ikke gjort på undersøkelsestrærne. Thallus blir samlet fra stammens nordside, i brysthøyde.

Fram til 2002 ble innsamlede prøver av vanlig kvistlav fra alle felt analysert for totalt svovel- og nitrogeninnhold hos MikroKemi AB i Uppsala, Sverige. Det ble etter hvert stilt spørsmål om kvaliteten til resultatene av disse analysene. I 2010 gjennomførte vi en litteraturgjennomgang av anbefalte metoder og analyseteknikk for analyser av kjemisk innhold i lav. Vi valgte å sende

innsamlede prøver til Laboratoriet for fortløpende miljøanalyse ved Sveriges landbruksuniversitet (SLU).

Her beskriver vi kort metoder for kjemiske analyser og datagrunnlag. Resultater for hvert TOV-område vises, hvor utviklingen av nitrogen- og svovelinnhold over tid sammenstilles med tilgjengelig data på nedfall. Til slutt vurderer vi verdien av innsamling av vanlig kvistlav til kjemisk analyse.



Figur 4. Nitrogennedfall (til venstre) og svovelledfall (til høyre) (mg/m² pr. år) over Norge i 5-årsperioden 1988–92. Overvåkingsområdene i TOV er markert med trekkanter. Fra Aas et al. (2008)

2.2.1 Metode

Fram til 2002 ble analyser av svovel- og nitrogeninnhold gjennomført ved MikroKemi AB, Uppsala. Lavprøvene ble rensset for bark og homogenisert før analyse. Nitrogenanalyser ble utført på en *Carlo-Erba NA 1500*, som gir totalnitrogen (*Dumas*-nitrogen) ved gasskromatografi med forbrenning av prøvene ved 1800 °C. Totalt svovelinnhold ble bestemt ved hjelp av *Leco SC 432*. Her ble prøvene forbrent i et keramikkrør ved 1379 °C med et oksygenoverskudd. Svovelet i prøven ble oksidert til svoveldioksid som ble målt med en IR-celle. Konsentrasjonene ble gitt som prosent av tørrvekt. 3–4 gjentak ble tatt av hver prøve.

I 2010 ble 63 prøver sendt til analyse ved Laboratoriet for fortløpende miljøanalyse ved Sveriges landbruksuniversitet (SLU). Dette inkluderte prøver samlet inn i årene 2003–2010 (ikke tidligere analysert) samt prøver samlet inn i Børgefjell og Solhomfjell i 2000, hvor et utvalg av prøvene allerede var tatt ut og analysert ved MikroKemi. I 2011–13 er innsamlet materiale sendt til SLU for analyse i etterkant av feltarbeidet. Ved SLU ble prøvene rensset for bark og malt før analyser. Nitrogenanalyser ble utført på en *Leco CN 2000*, med forbrenning av materialet ved 1050 °C. Svovelanalyser ble utført på en *ICP Optima 7300 DV* fra PerkinElmer. Konsentrasjonene er gitt

som prosent av tørrvekt. Analyser av nitrogen krevde ca. 0,5 g materiale per prøve, mens svovelanalyser krevde 1–2 g. Materialet var begrenset i en del prøver, slik at det ble ikke tatt gjentak av prøver i hvert felt, og for noen overvåkingsområder ble prøver fra ulike felt slått sammen (**Vedlegg 1**).

Nedfall av nitrogen og svovel ($\text{mg/m}^2/\text{år}$) er hentet fra NILUs beregninger innenfor et rutenett på $50 \times 50 \text{ km}$ (Aas et al. 2008, 2012) for 5-årsperiodene 1988–92 (**Figur 4**), 1992–96, 1997–2001, 2002–06 og 2007–11.

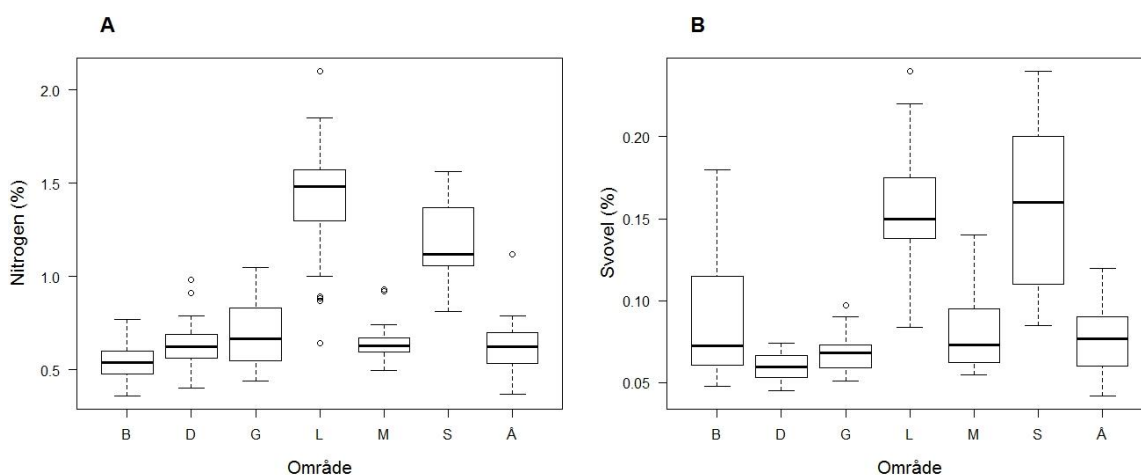
Datagrunnlaget er begrenset, men følgende analyser er gjennomført:

1. For å teste forskjeller i nitrogen og svovel mellom de ulike områdene har vi brukt lineære miksede modeller (LME) med overvåkingsområde som fikset faktor og prøveflate som tilfeldig faktor. Post-hoc Tukey test er brukt for å finne forskjeller mellom områdene. Dataene er slått sammen over år.
2. For å se på endringer over tid innenfor det enkelte overvåkingsområdet har vi brukt enveis ANOVA med post-hoc Tukey test. Det mangler data for enkelte prøveflater i flere år (jf. **Vedlegg 1**), og det er få gjentak for hver prøveflate i andre år, noe som gjør det vanskelig å undersøke romlig variasjon i nitrogen- og svovelinnhold i det enkelte overvåkingsområdet.
3. For å se på sammenhengen mellom innhold av nitrogen og svovel i vanlig kvistlav og mengden nedfall har vi brukt gjennomsnittsverdier for vanlig kvistlav pr. område og år og benyttet enkle, parametriske korrelasjonstester (Pearsons r).

Nitrogen- og svovelinnhold er log-transformert i alle analyser for å sikre normalfordelte residualer.

2.2.2 Resultat

Det er statistisk signifikante forskjeller i nitrogen- og svovelinnhold mellom områder (**Figur 5**), med høye verdier i de to sørligste områdene Lund og Solhomfjell. Sett under ett er det en sterk positiv sammenheng mellom nitrogeninnhold i vanlig kvistlav og nitrogennedfall ($r = 0,884$, $p < 0,001$, $n = 35$) og mellom svovelinnhold og svovelnedfall ($r = 0,846$, $p < 0,001$, $n = 35$).



Figur 5. Innhold av (A) nitrogen og (B) svovel som % av tørrvekt i vanlig kvistlav i overvåkingsområdene (B = Børgefjell, D = Dividal, G = Gutulia, L = Lund, M = Møsvatn, S = Solhomfjell, Å = Åmotsdal). Figurene viser medianverdi (tykk strek) med 25- og 75-persentilene som hhv. nedre og øvre kant av hver boks rundt medianen.

Lund

Lund er det TOV-området med størst nedfall av nitrogen og svovel (**Figur 6**). Nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav var signifikant lavere i 2011 enn i de tre første overvåkingsårene (1991, 1996 og 2001, $F_{4,33} = 6,28$, $p < 0,001$). Svovelinnholdet i vanlig kvistlav varierte noe mellom årene, men var signifikant lavere i 2011 enn i 1991 ($F_{4,23} = 7,86$, $p < 0,001$). Det har vært en kraftig nedgang i både nitrogen- og svovelnedfallet i løpet av overvåkingsperioden, og nedfall og innhold i vanlig kvistlav samvarierte for både nitrogen ($r = 0,649$, $p = 0,236$) og svovel ($r = 0,852$, $p = 0,067$) (**Figur 6**).

Solhomfjell

Solhomfjell hadde også et betydelig nedfall av svovel og nitrogen i oppstarten av TOV. Det var ingen forskjell i nitrogeninnhold i vanlig kvistlav mellom år ($F_{4,38} = 1,00$, $p = 0,419$), og det var ingen sammenheng mellom nitrogennedfall og nitrogeninnhold ($r = 0,499$, $p = 0,392$). Svovelinnholdet i vanlig kvistlav var signifikant høyest 1990 og 1995 ($F_{4,28} = 40,75$, $p < 0,001$), og nedgangen i svovelinnhold samvarierte med en kraftig nedgang i svovelnedfall over tid ($r = 0,902$, $p = 0,036$) (**Figur 6**).

Møsvatn

Det var en liten forskjell i nitrogeninnhold i vanlig kvistlav i Møsvatn mellom år ($F_{4,39} = 2,96$, $p = 0,032$), noe som skyldes en liten nedgang mellom 2002 og 2007. Nitrogennedfallet over Møsvatn har vært ganske stabilt rundt 400 mg/m²/år, og det var en negativ sammenheng mellom nedfallsmengder og nitrogeninnhold ($r = -0,920$, $p = 0,027$). Svovelinnholdet i vanlig kvistlav varierte mellom år ($F_{4,35} = 40,87$, $p < 0,001$), med en økning fra 1992–2002 og en påfølgende nedgang. Svovelnedfallet har avtatt over tid, og svovelnedfall og -innhold i vanlig kvistlav samvarierte ikke ($r = -0,268$, $p = 0,663$) (**Figur 6**).

Gutulia

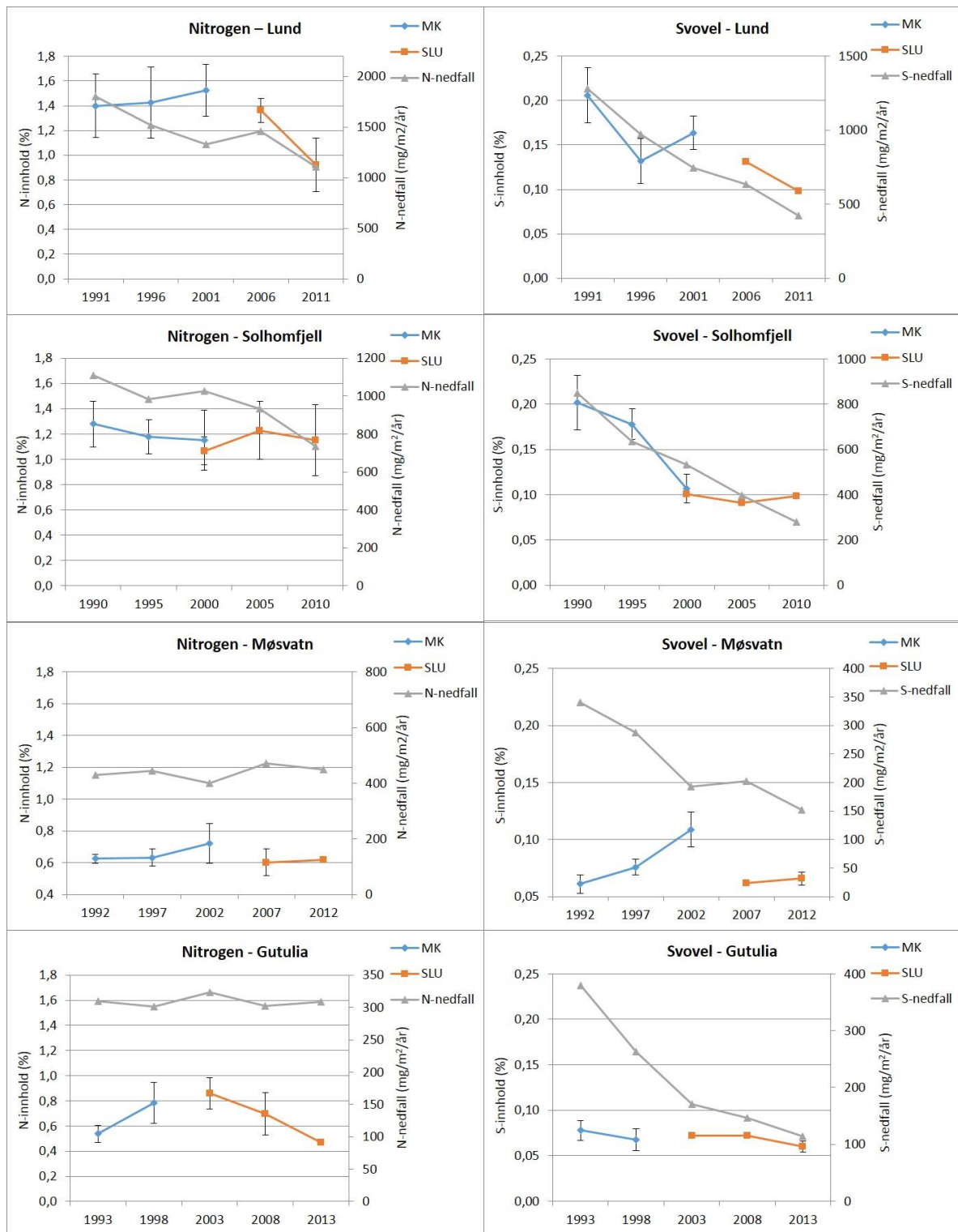
Også i Gutulia har nitrogennedfallet vært stabilt, rundt 300 mg/m²/år helt siden 1988. Nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav varierte mellom år ($F_{4,26} = 11,58$, $p < 0,001$), med lavest innhold i 1993 og 2013 (**Figur 6**), og det var ingen korrelasjon mellom nedfall og nitrogeninnhold ($r = 0,193$, $p = 0,756$). Svovelinnholdet i vanlig kvistlav var stabilt over år ($F_{4,20} = 1,82$, $p = 0,166$). Svovelnedfallet har avtatt betraktelig, og det var en tendens til samvariasjon mellom nedfall og svovelinnhold ($r = 0,688$, $p = 0,199$).

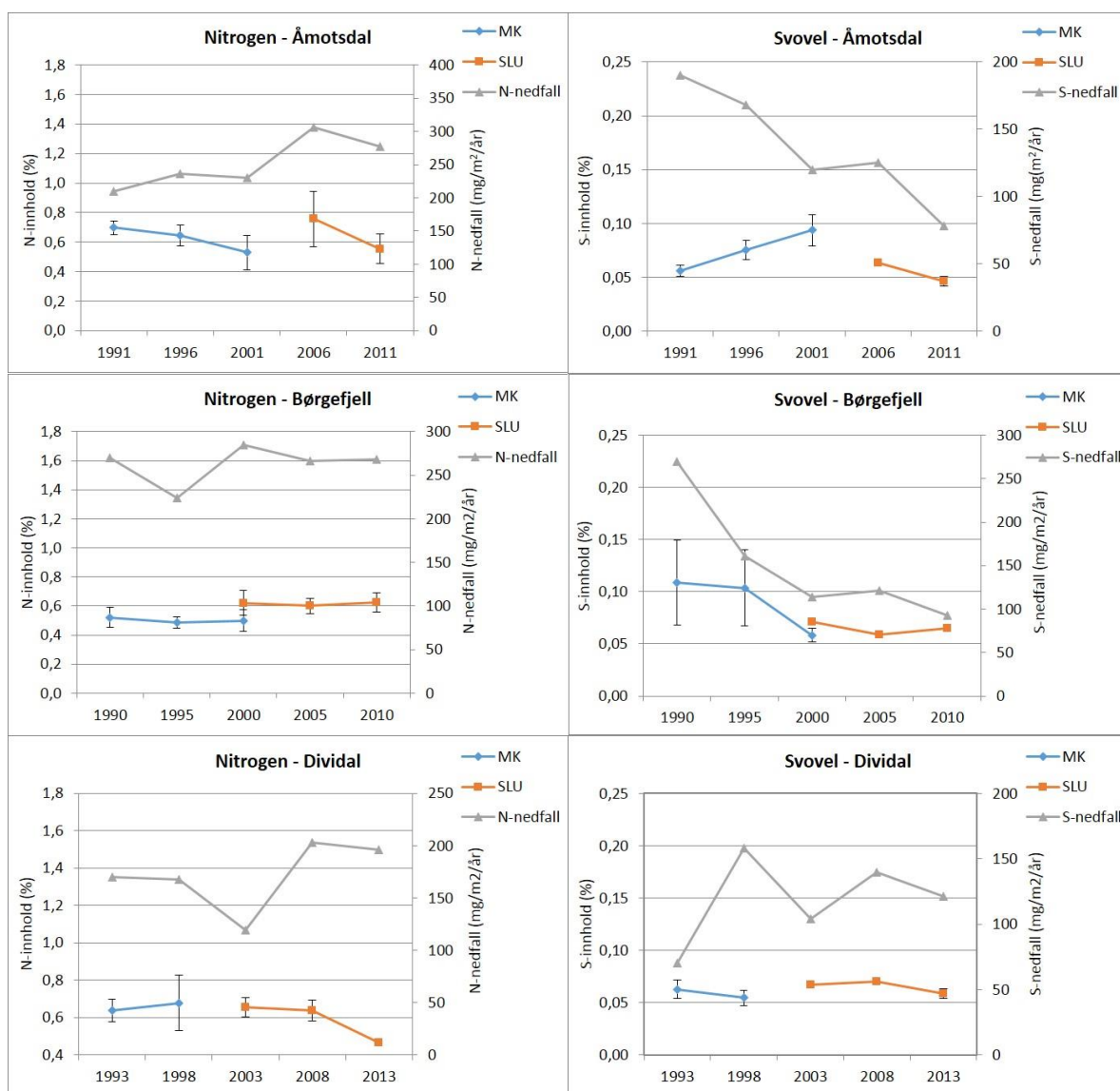
Åmotsdal

I Åmotsdal var det forskjell mellom år i nitrogeninnhold i vanlig kvistlav ($F_{4,34} = 5,61$, $p = 0,001$), med lavest verdier i 2001 (**Figur 6**). Også for svovelinnhold var det forskjell mellom år ($F_{4,32} = 41,06$, $p < 0,001$), med en økning i innhold mellom 1991 og 2001 og deretter en nedgang. I Åmotsdal har det vært en økning i nitrogennedfallet siden starten av 2000-tallet og en reduksjon i svovelnedfallet gjennom overvåkingsperioden. Disse endringene samvarierte ikke med nitrogeninnhold ($r = 0,254$, $p = 0,680$) eller svovelinnhold ($r = 0,230$, $p = 0,710$) i vanlig kvistlav.

Børgefjell

Selv om nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav ser ut til å ha vært relativt stabilt (**Figur 6**), var det signifikante forskjeller mellom år ($F_{4,50} = 4,70$, $p = 0,003$), med høyere verdier i 2010 enn i 1990 og 1995 og høyere verdier i 2005 enn i 1995. Nitrogennedfallet i Børgefjell har variert noe rundt 300 mg/m²/år i løpet av overvåkingsperioden, og det var ingen samvariasjon mellom nedfall og innhold ($r = 0,534$, $p = 0,354$). Også for svovelinnhold i vanlig kvistlav var det forskjeller mellom år ($F_{4,35} = 6,63$, $p < 0,001$), med lavere verdier i 2000 enn i 1990 og 1995. Det har vært en betydelig reduksjon i svovelavsetningen, og svovelnedfall og -innhold samvarierte ($r = 0,829$, $p = 0,084$).





Figur 6. Trender for nedfall av nitrogen (venstre) og svovel (høyre) i TOV-områdene i perioden 1988–2011. Hvert punkt viser middelerdi for 5-årsperiodene 1988–92, 1992–96, 1997–2001, 2002–06 og 2007–11. Gjennomsnittlig innhold av nitrogen (venstre) og svovel (høyre) i vanlig kvistlav er vist. Vertikale linjer viser standardavvik (der flere gjentak er tilgjengelig, se **Vedlegg 1**). De kjemiske analysene er gjennomført av MikroKemi AB (MK) og Sveriges landbruksuniversitet (SLU), se teksten for detaljer.

Dividal

Dividal er det TOV-området med lavest nedfall av både nitrogen og svovel. Nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav varierte mellom år ($F_{4,31} = 5,55$, $p = 0,002$), med lavere verdier i 2013 enn de andre overvåkingsårene. Avsetningen av nitrogen har derimot økt noe over tid, og det var ingen samvariasjon mellom nitrogenavsetning og -innhold ($r = -0,465$, $p = 0,430$). Svovelinnholdet i vanlig kvistlav varierte ikke mellom år ($F_{4,23} = 2,39$, $p = 0,081$). Svovelavsetningen i Dividal har gått ned siden slutten av 1980-tallet (**Figur 6**), men det var ingen samvariasjon mellom svovelavsetning og -innhold ($r = -0,281$, $p = 0,647$).

2.2.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking

Resultatene viser at på stor romlig skala er innholdet av nitrogen og svovel i vanlig kvistlav en god indikasjon på relative nivåer av nitrogen- og svovelnedfall. Innenfor det enkelte TOV-området er imidlertid sammenhengene mindre tydelige.

Nedfallsdata av nitrogen og svovel er interpolert på stor romlig skala (50 km × 50 km) (Aas et al. 2012) og kan være dårlig korrelert med lokale nedfallsmengder, som vil variere f.eks. med skogdekning (Aas et al. 2012). Det er til dels stor variasjon mellom prøver tatt samme år (jf. standardavvik i **Figur 6**). Dette kan skyldes reell variasjon i lokalt nedfall, da prøvene er tatt fra hver prøveflate, som strekker seg langs en lokalklimatisk gradient. Det kan også skyldes tilfeldig variasjon mellom innsamlede thallus, der f.eks. størrelse og alder på thallus kan påvirke innholdet av nitrogen og svovel (Geiser & Neitlich 2007). Vekstraten til vanlig kvistlav varierer mye, avhengig av faktorer som klima, forurensningspåvirkning og substratvariasjon (Bruteig 1998). Høy vekstrate vil virke fortynnende på konsentrasjonen av stoffer i laven, slik at målt nitrogen- og svovelinnhold kan være lavere enn forventet i områder med høy vekstrate (Bruteig 1998). Variasjonen kan også skyldes målefeil. Det ble etter hvert stilt spørsmål ved resultatene av de kjemiske analysene ved MikroKemi, og vi valgte derfor å bytte laboratorium. Bare seks analyser av nitrogeninnhold er gjennomført parallelt av de to laboratoriene (Børgefjell, seks prøveflater 2000), og de sparsomme dataene kan tyde på at SLU systematisk har litt høyere verdier av nitrogen enn MikroKemis analyseresultater viser (parvis t-test, $p = 0,028$).

En annen utfordring med dataene er liten utvalgsstørrelse, som gir lav teststyrke ved analyser av endringer/forskjeller mellom år. Fra de første overvåkingsårene har vi data pr. prøveflate, men det er få gjentak (1–4) og dermed vanskelig å gjøre en vurdering av forskjeller mellom prøveflatene, og om det er ulik utvikling over tid. Fra de senere årene har vi måttet slå sammen prøver fra flere prøveflater for å få nok materiale til analyser. Innsamling av vanlig kvistlav påvirker i noen av TOV-områdene den totale bestandsstørrelsen av arten, f.eks. er det vanskelig å finne thallus av vanlig kvistlav som oppfyller kriteriene (se over) rundt prøveflatene både i Dividal og Lund.

Relativt lav kvalitet av allerede innsamlede data samt fare for påvirkning på lokale populasjoner av vanlig kvistlav tilsier at den videre nytten av innsamling og kjemiske analyser av vanlig kvistlav i TOV-områdene er begrenset. I og med at TOV-områdene ligger langt fra lokale utslippskilder, vil interpolerte nedfallsdata fra NILU være relevante for å tolke endringer i artssammensetning over tid. Innsamling av vanlig kvistlav for analyse av nitrogen og svovel videreføres derfor ikke.

2.3 Måling av pH i bark

Bjørk er ofte karakterisert som et "intermediært" substrat (Du Rietz 1945). Surhetsgraden (pH) på barken er en av flere faktorer som har innvirkning på laven. Ujevnheter i barken og barkens evne til å holde på fuktighet og næringsstoff påvirker også lavfloraen på trærne (Farmer et al. 1990). Endring i pH i barken vil gi en indikasjon på mengden av sure komponenter (sur nedbør, sure gasser) et område blir tilført, og endring av pH i bark kan bidra til å endre artssammensetningen på trærne i retning av fattigbarkstrær med pH ned mot 3–4 (gran og furu) eller rikbarkstrær (pH > 5).

I dette kapittelet gjennomgår vi metoden brukt i TOV for måling av pH i bark og alternative tilnærminger. Bakgrunnen for denne gjennomgangen er at metoden vi har brukt til nå innebærer et tidkrevende etterarbeid og gir kun data på prøveflatenivå, ikke for overvåkingstrærne.

2.3.1 Metode brukt i TOV-epifytt

I hvert prøvefelt samles det inn barkprøver fra tre tilfeldige bjørketrær (ikke analysetrærne). Barken blir tatt i brysthøyde på sørsiden av stammen. Det er viktig at barkprøven som brukes i analysen, er så tynn så mulig, slik at målingene tas på ytterbarken som er i direkte kontakt med laven.

Tørket barkprøve blir finmalt i en kvern av typen IKA Werke MF10 med 1,5 mm sikt. 0,75 g malt bark og 10 ml avionisert vann blandes og ristes svakt i 20 timer. Blandingen blir sentrifugert i en Sigma 4E i 10 minutter, med en omdreining på ca. 4000 pr minutt. Væsken blir pipettert opp og pH målt med et pH-meter av typen InoLab® 7110, med standard pH-elektrode (Sentix 81). Tidligere ble løsningen filtrert, men dette var en mer arbeidskrevende prosedyre, som ble erstattet med sentrifugering.

2.3.2 Ulike metoder for måling av pH på bark

pH kan enten måles i laboratoriet på innsamlet materiale eller måles direkte i felt. I TOV har vi til nå basert oss på pH-måling ved knusing av innsamlet bark som blandes i en løsning (Farmer et al. 1990, Kricke 2002, Pedieu et al. 2008).

Målinger på laboratoriet – ulike metoder

1. Barken blir malt i kvern, og 0,5 g bark blandes med 5 ml avionisert vann. Løsningen filtreres, og pH måles med standard elektrode. For slike målinger har tykkelsen på barkprøven stor betydning for resultatet: Barken bør være så tynn som mulig slik at man bare inkluderer ytterbarken, som har direkte kontakt med laven (Kricke 2002).
2. Avflakket bark blir ristet i et bestemt volum (f.eks. 0,5 ml) avionisert vann eller i 0,25 M KCl. Etter resting i 8 timer i 20 °C måles pH i løsningen med standard elektrode. For å analysere kun ytterbarken forsegles innsiden av barken med voks før den legges i løsningen. Da får man løst opp ioner bare fra yttersiden av barken, som tilsvarer det som er tilgjengelig for laven (Kricke 2002).
3. Måling av pH på overflaten av små biter av bark (1 cm²), bitene legges i 0,25 M KCl-løsning, etter fem minutter måles pH på overflaten med en flathodet elektrode (Farmer et al. 1990).
4. Måling av pH der barkbiter (1 cm²) dyppes i voks, slik at bare den ytre overflate blir eksponert for 0,25 M KCl-løsning, barken ligger i 10 ml av KCl-løsningen over natten. pH måles i løsningen med standard pH-meter (Farmer et al. 1990).
5. Segment av kvist, hvor endene forsegles med flytende voks. Hvert segment legges i 6 ml. 0,25 M KCl. Prøven inkuberes i en time i romtemperatur, deretter måles pH i KCl-løsningen med standard elektrode (Kermi & Gauslaa 2001).

Metodene 2–5 krever at målingene gjøres på friskt materiale.

Målinger i felt

1. Barkens overflate sprayeres med en løsning av 0,1 M KCl, for å løse opp protoner fra barken. pH måles med en flathodet elektrode. Det anbefales bruk av en silikon-tube på enden av elektroden, slik at barkarealet og KCl-mengden blir konstant ved hver måling (Kricke 2002).

Sammenligninger

Måling av pH på knust bark er tilstrekkelig når bark blir sett på som en bioindikator for luftforurensning, men ikke for å beskrive pH-miljøet for lavfloraen, siden målingene ikke er basert bare på overflatebarken. For å få et mål på de ionene som er tilgjengelig for laven, anbefales det å gjøre målinger direkte på barkoverflaten (Farmer et al. 1990).

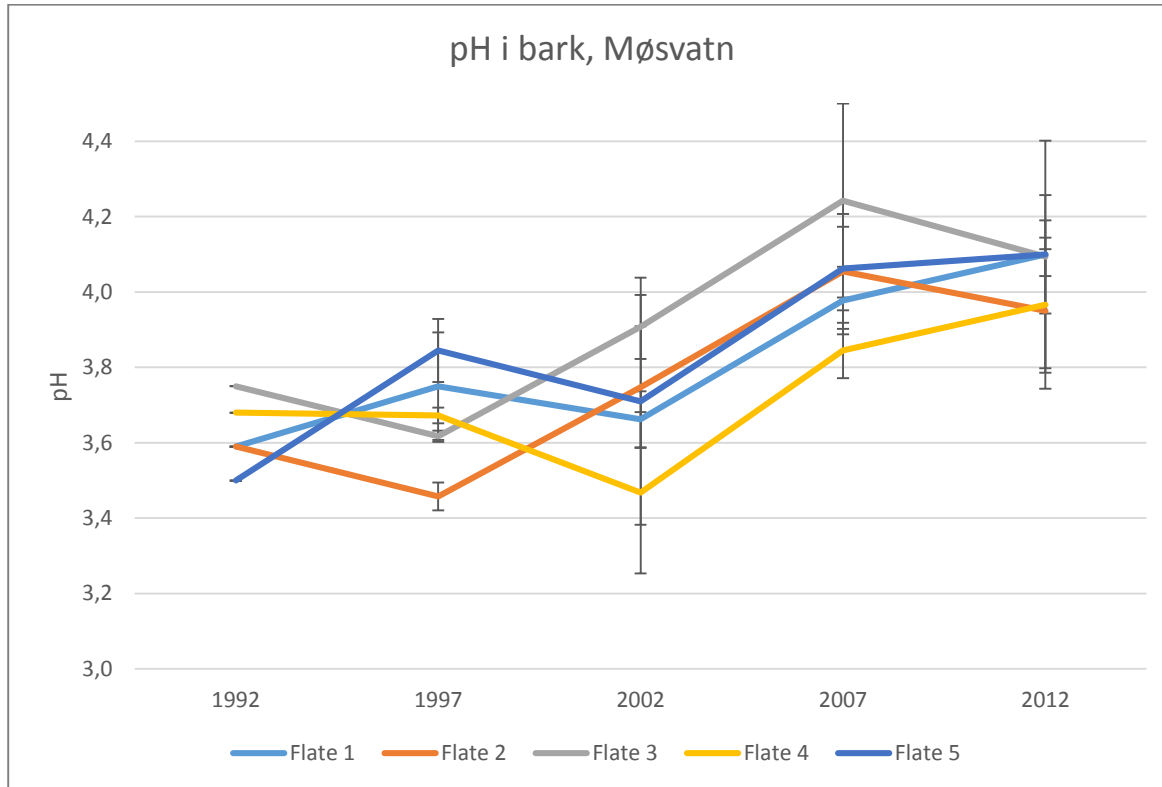
Det er viktig å vise stor forsiktighet ved sammenligning av pH målt med ulike metoder. Konsentrasjonen av løste protoner og pH er avhengig av størrelsen på barken og volum og kvalitet på løsningen som brukes. Ved bruk av KCl vil kaliumioner utveksles med protoner i barken, og pH-målingen viser noe lavere verdier enn ved metode som baserer seg på kun bruk av avionisert vann (Farmer et al. 1990, Kricke 2002). En pH-verdi på 5,0 ved bruk av KCl tilsvarer pH på 6,0 for bark i avionisert vann (Farmer et al. 1990).

Farmer et al. (1990) sammenlignet tre ulike metoder for pH-måling på vintereik *Quercus petraea*: 1) knust bark i destillert vann, 2) måling av pH på barkoverflaten ved bruk av 0,25 M KCl-løsning og 3) målinger på vokset bark i 0,25 M KCl-løsning.

Resultatene fra de tre ulike metodene viste en sterk positiv korrelasjon, noe som tyder på at måling av pH på overflaten er en fullgod metode. Denne metoden kan overføres til målinger direkte i felt, som er tidsbesparende og ikke destruktiv for trestammene (Farmer et al. 1990). Svakheten er at hverken barkarealet eller løsningen er definert. Siden pH-målingene er avhengig av dette, anbefales det bruk av en silikon-tube på enden av elektroden. Både barkarealet og KCl-mengden blir da konstant ved hver måling, og kan sammenlignes (Kricke 2002).

2.3.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking

Nåværende praksis, med innsamling av bark på bjørketrær i tilknytning prøveflaten, gir et deskriptivt bilde av utvikling over tid. I **Figur 7** vises pH i fem prøveflater over tid i overvåkingsområdet Møsvatn. Figuren viser en generell økning i pH, fra 3,6 i 1992 til 4,0 i 2012, som sannsynligvis er knyttet til reduksjon av sur nedbør (jf. **Figur 6**), med sterk reduksjon i svovelnedfall siden etableringen av TOV-området i 1992. En videreføring av nåværende praksis vil sikre sammenlignbare data over utviklingen av pH på bark over tid.



Figur 7. pH i bark fra bjørk (gjennomsnitt + standardavvik) i fem prøveflater i overvåkingsområdet Møsvatn mellom 1992 og 2012. Hver verdi er basert på 2–4 prøver.

Alternativt kan vi ta i bruk måling av pH på overvåkingstrærne i felt. Dette vil innebære å starte en ny tidsserie for pH i overvåkingsområdene, ettersom data fra kvernet bark og fra feltmålinger ikke er direkte sammenlignbare (Kricke 2002). Direkte måling på overvåkingstrærne vil imidlertid være et viktig grunnlag for å tolke endringer i artssammensetning på trenivå over tid.

Følgende prosedyre for måling av pH foreslås, og vil bli testet under feltarbeid i 2015:

1. Et felt-pH-meter (PH3110) med flathodet elektrode og en tilpasset silikon-tube vil bli innkjøpt. For måling av pH vil elektroden plasseres direkte mot barken på analysetrærne.
2. En standardisert mengde KCl-løsning (0,2-0,3 ml 0,25 M KCl) sprøytes inn gjennom et lite hull i silikon-tuben.
3. pH måles etter 3 minutter.
4. Fire gjentak tas pr. tre: på nordsiden av stammen, mellom takseringslinje 1 og 2, mellom 2 og 3, mellom 3 og 4 og mellom 4 og 5.

I tillegg samler vi inn bark og gjør analyser med etablert TOV-metodikk i 2015, slik at vi får en indikasjon på forskjellen i resultater med de to metodene.

2.4 Måling av lystilgang og kronedekning

Etter evalueringen av TOV i 2010 (Ims et al. 2010) ble det besluttet å kjøpe inn utstyr (HemiView) til å fotografere kronedekket for å få en dokumentasjon av lystilgang og størrelse på trekronene i prøveflatene. Hemisfæriske fotografier er en vanlig brukt, ikke-destruktiv metode for å vurdere lysforhold i skogbestander (Hale & Edwards 2002). "Gap fraction", eller andelen himmel, definert som andelen piksler med himmel i bildet, er den grunnleggende måleenheten i hemisfæriske fotografier (Beckschäfer et al. 2013). Ulike mål på lystilgang, som bladarealindeks (Leaf Area Index – LAI) og solinnstråling, kan beregnes på bakgrunn av bildene.

Fotografering av hemisfæriske bilder er en flertrinnsprosess, og hvert trinn i prosessen kan generere feil og usikkerheter (Beckschäfer et al. 2013, Rich 1990): 1) plassering og orientering av kameraet, 2) værforhold og eksponering og 3) valg av terskelverdi for å skille løvverket fra kroneåpningen (skyer/himmel). I dette kapittelet tar vi for oss anbefalinger gitt i internasjonal litteratur, og bruker disse for å foreslå en protokoll for fotografering av trekronene som ledd i epifyttovervåkingen i TOV. En fast protokoll vil bidra til å minimere usikkerheten i data i hvert av trinnene i fotograferingen.

2.4.1 Testing av hemisfæriske fotografier

Følgende utstyr ble kjøpt inn felles for epifytt og bakkevegetasjon i forkant av feltsesongen 2012:

- Delta-T HEMIv8 (HemiView Canopy System v8, med HemiView Software)
- Canon EOS 50D kamera med Sigma EX DC 4,5 mm SCL8 «fisheye» linse 180°
- Selvjusterende nivelleringsstativ (SLM8-enhet)
- MPD1 teleskopisk monopod og tripod
- Transportkoffert

Gjeldende manual for montering av utstyr ble fulgt (Webb 2009).

HemiView ble første gang testet ut i prøveflate 5 i Møsvatn i 2012, hvor tilsammen 21 bilder ble tatt. Her ble det prøvd ut fotografering fra ulike høyder over bakken (71, 100 og 130 cm) og i ulike retninger (N, S, Ø og V) rundt trestammene.

I 2013 tok vi tre serier bilder av alle analysetrærne i Gutulia; én serie tatt i sollys på nordsiden av trærne og to serier i overskyet til lettskyet vær på nord- og sørsiden av trærne. I tillegg ble bilder tatt fra sentrumsmerket i hver prøveflate, til sammen 135 bilder tatt ca. 120 cm over bakken.

I Dividal samme år ble alle analysetrær fotografert fra nordsiden. Det ble også tatt bilder fra sentrum av alle prøveflater, til sammen 47 bilder. I Dividal ble merkepinne satt ned der monopod ble plassert. Alle bilder ble tatt ca. 120 cm over bakken. Det ble også testet ut bruk av manuell justering av eksponeringsgrad i forhold til lystilgangen, histogrammetoden (se kapittel 2.4.4).

Før fotografering ble kameraet nivellert slik at det stod vannrett og orientert mot magnetisk nord-pol (**Figur 8**). Alle bildene ble tatt med selvutløser (10 sek) og med høy oppløsning (4752 x 3168 piksler). Blitsen ble satt på, og en SLM8 blitsadapter klipset over blitsen. Bilder i jpg-format ble analysert i HemiView Canopy Analysis Software Version 21 SR4 (HemiView User Manual).



Figur 8. *Utpøving av HemiView i Gutulia 2013. Kamera montert på en monopod. Foto: I. E. Bruteig, NINA.*

2.4.2 Optimal plassering av HemiView

Det anbefales en fotografihøyde på 120 cm over bakken for at ikke bakkevegetasjonen skal få innvirkning på bildene (Beckschäfer et al. 2013, Wagner 1998). Kameraet skal nivelleres slik at det står vannrett og orienteres mot magnetisk nord. En monopod eller tripod bør benyttes for å

få stabilitet og riktig høyde på alle bildene. I tillegg bør merkepinne settes ned der monopod eller tripod skal plasseres, slik at det fotograferes fra samme punkt for hvert omløp.

2.4.3 Værforhold

I flere vitenskapelige artikler påpekes det at hemisfæriske fotografier ikke bør tas i direkte sollys, men i overskyet vær der skydekket er uniformt (Beckschäfer et al. 2013, Song et al. 2014, Weiss et al. 2004, Zhang et al. 2005). For å unngå direkte sollys kan bilder også tas tidlig om morgenen eller ettermiddagen. Effekten av direkte sollys kan føre til store feilmålinger på bladarealindeksen (LAI), siden piksler for bladverk tolkes som himmel. Welles og Norman (1991) fant at direkte solinnstråling kunne øke feilen for LAI med mer enn 30 %.



Figur 9. Eksempel på bilder tatt i sollys og overskyet/delvis skyet vær. Bildene er tatt ved tre nr. 403 i Gutulia i 2013, sollys (til venstre) og overskyet/letttskyet vær (til høyre). Foto: H. E. Myklebost, NINA.

Figur 9 viser et eksempel fra prøveflate 4, tre nummer 403 i Gutulia i 2013. Bildet ble lysere og kontrasten mellom bladverk og himmel dårligere i sterkt sollys kontra overskyet/delvis skyet vær.

Tabell 2. Bladarealindeksen (LAI) med standardavvik (LAIDev) for tre nr. 108, 209 og 403 i Gutulia i 2013. Bildene er tatt i fullt sollys og i overskyet/delvis skyet vær.

Bilde_ID	LAI	LAIDev	Kommentar
Tre 108 Sol	1,018	3,047	Fullt sollys
Tre 108 Overskyet	1,349	2,900	Overskyet/delvis skyet
Tre 209 Sol	0,860	2,335	Fullt sollys
Tre 209 Overskyet	1,424	2,624	Overskyet/ delvis skyet
Tre 403 Sol	0,893	2,952	Fullt sollys
Tre 403 Overskyet	1,347	2,984	Overskyet/ delvis skyet

Tabell 2 viser bladarealindeksen (LAI) for noen utvalgte trær fra Gutulia 2013. Alle terskelverdier (se kapittel 2.4.6) er satt til 126 for at bildene kan sammenlignes. Resultatet viser at ved sollys blir en lavere andel av pikslene oppfattet som bladverk, noe som gir en lavere LAI-verdi.

Feltarbeidet i et overvåkingsområde foregår hvert femte år, innenfor en gitt periode på 3–5 dager. Selv om bilder tas omtrent på samme tidspunkt for hvert omløp, vil værforholdene med ulikt skydekke variere fra år til år. For å få best mulig kvalitet på bildene bør den mest optimale dagen for fotografering ut fra de gitte værforholdene velges. Alle bilder bør i utgangspunktet tas på samme dag. Selv om variasjoner i værforhold fra år til år vil påvirke resultatene, vil bilder tatt på samme dag gi et godt inntrykk av den relative forskjellen mellom trær og mellom flatene innenfor et overvåkingsår. Se også kapittel 2.4.4 om eksponering. Bilder bør ikke tas i regnvær, siden dråper på linsen forstyrrer bildet.

2.4.4 Eksponering

Eksponeringen påvirker lysinnstrålingen og er den største kilden til feilmålinger ved hemisfæriske foto. Undereksponering kan føre til tap av detaljer i de mørke områdene, mens en overeksponering fører til tap av detaljer i de lyse områdene (Zhang et al. 2005). Riktig eksponering skal føre til et skarpt bilde av trekroneåpningene, med skarpe kontraster mellom himmel/skyer og løvet i trekronen (Beckschäfer et al. 2013).

Flere studier viser hvor viktig det er at eksponeringen standardiseres når det skal tas hemisfæriske foto (Beckschäfer et al. 2013, Song et al. 2014, Wagner 1998, Zhang et al. 2005). Standardisering av eksponering er en utfordring siden innstrålingen varierer under ulike værforhold (Beckschäfer et al. 2013). For repeterbarhet bør i tillegg bestemmelse av eksponeringsgrad være så objektiv som mulig (Wagner 1998).

Ved bruk av automatisk eksponering settes eksponeringen automatisk høyere jo tettere trekronene er, og skyene og himmelen blir overeksponert. Automatisk eksponering fører dermed til at «gap-fraksjonen», dvs. andelen piksler med himmel, overestimeres i tett skog og underestimeres i åpen skog, som igjen påvirker LAI-verdiene (Zhang et al. 2005).

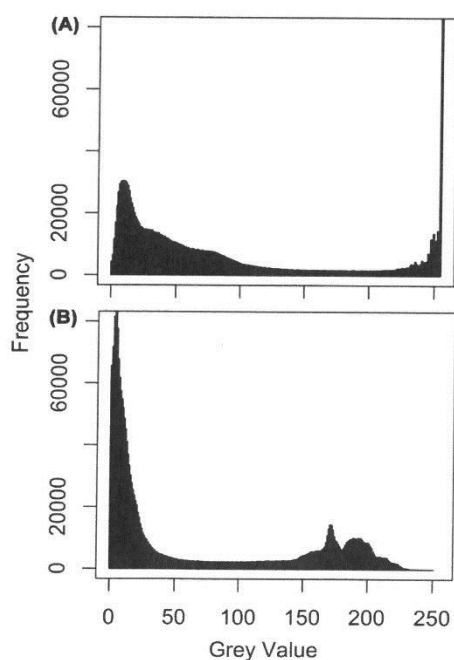
Det finnes ulike anbefalinger til standardisering av eksponering ved manuell endring av eksponering i forhold til referansemålinger i åpent landskap. Enheten som brukes i slike anbefalinger er EV (Eksponeringsverdi). For bildet utgjør en forandring av ± 1 EV en dobling eller halvering av lysmengden som treffer sensoren (Beckschäfer et al. 2013). Chen et al. (1991) foreslår å endre eksponeringen med 1–2 EV sammenlignet med en referansemåling utenfor skogen. Zhang et al. (2005) anbefaler å justere eksponeringen med 2 EV sammenlignet med referanseområdet for å få optimal eksponering. Wagner (1998) refererer til en anbefalt korrigering på 2–3 EV. Beckschäfer et al. (2013) viser imidlertid at bilder tatt i skog i gjennomsnitt måtte undereksponeres –3,3 EV for å unngå overeksponering av lyse områder. Song et al. (2014) anbefaler at en manipulering bør ligge innenfor intervallet fra –3 til + 4 EV.

Beckschäfer et al. (2013) foreslår en metode for standardisering av eksponering, den såkalte histogrammetoden. På digitale kameraer er det et display som viser et histogram over gråverdier i bildet. Svært høye frekvenser av høye gråverdier (til høyre i histogrammet) viser at bildet er overeksponert (**Figur 10A**), mens svært høye frekvenser av lave gråverdier (til venstre i histogrammet) viser at bildet er undereksponert (**Figur 10B**).

Vurdering av histogrammet på kameraets display gjøres direkte på stedet slik at feileksponering pga. lokale variasjoner i lysforholdene kan unngås. Flere bilder bør tas for å vurdere om bildet er over- eller undereksponert. Er det høy frekvens av høye gråverdier (til høyre), bør eksponeringen reduseres (–EV). Ved høy frekvens av lave gråverdier (til venstre på displayet), bør eksponeringen økes (+EV). Best eksponering oppnås når frekvensen av gråtoner reduseres mot begge ender av histogrammets x-akse, slik at man unngår ekstremt høye frekvenser på høyre

eller venstre side. Histogrammetoden krever ingen sammenligning med åpent referanselandskap.

En alternativ metode til histogrammetoden er å bruke kamera med «highlight playback mode», der alle overeksponerte områder markeres med blinkende lys (Beckschäfer et al. 2013). Eksponeringen reduseres til varsellyset slukner. Hvis ingen varsellys lyser, økes eksponeringen til et hakk under nivået der varsellampen lyser.



Figur 10. Histogram over gråverdier. (A) Høy frekvens av høye gråverdier viser at bildet er overeksponert. (B) Høy frekvens av lave gråverdier viser at bildet er undereksponert. Fra Beckschäfer et al. (2013).

Histogrammetoden ble utprøvd i Dividal i 2013. Flere bilder ble tatt pr. tre og eksponering justert på bakgrunn av histogrammet på kameraets display. Selv om værforholdene ikke var optimale, med overskyet vær og regn under fotograferingen, ser det ut til at denne metoden kan fungere i felt.

Det finnes også ulike anbefalinger for standardisering av eksponering ved manuell endring av eksponering i forhold til referansemålinger i åpent landskap. For bilder tatt i Gutulia ble eksponeringen på noen bilder justert. Bilder tatt på prøveflater med lite trekrone-dekke ble overeksponert med opp til +2,0 EV. Ved tettere trekrone-dekke ble bildene undereksponert opp til -2,0 EV. Problemet med denne metoden er at man må vurdere kronedekket i forhold til justeringer av eksponeringen. Histogrammetoden er en objektiv standardisering av eksposisjonen som gir mer repeterbare bilder.

2.4.5 Manuell innstilling kontra automatisk innstilling

I manual for HemiView er det anbefalt å slå av kameraets autofokus og sette linsen på uendelig. Beckschäfer et al. (2013) benyttet kamerainnstillingen «mode P» som er et auto-program der bilder tas med autofokus. ISO ble satt til 400. Vår erfaring er at de beste bildene fikk vi ved å benytte et auto-program der bilder tas med autofokus, så vi følger Beckschäfer et al. (2013) sin anbefaling.

2.4.6 Bestemmelse av terskelverdier

Prosessering av de hemisfæriske fotografiene innebærer en klassifisering av pikslene i "himmel" og "vegetasjon". Terskelverdien angir den gråverdien som skiller himmel fra vegetasjon, slik at alle piksler med gråverdi over terskelverdien blir klassifisert som vegetasjon, mens piksler med gråverdi under terskelverdien blir klassifisert som himmel.

Det anbefales ikke å bruke manuell bestemmelse av terskelverdier ved prosessering av bildene (Beckschäfer et al. 2013, Song et al. 2014). Automatiske prosedyrer for å standardisere terskelverdier sikrer at variasjonen mellom bilder pga. feilklassifisering blir minimert. Glatthorn & Beckschäfer (2014) anbefaler en av algoritmene "Minimum", "Edge Detection" eller "Minimum histogram", etter bruk av histogram-justert eksponering av bildene i felt (se kapittel 2.4.5).

En videre undersøkelse av mulighetene for standardisering av terskelverdier i ulike programvarer må gjennomføres før vi bestemmer oss for hvordan bildene skal prosesseres.

2.4.7 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking

Hemisfæriske fotografier og indekser utledet fra disse kan gi verdifulle data om lystilgang for epifytter på bjørkestammene, som igjen kan brukes til å tolke endringer i epifyttvegetasjonen. Vi vil derfor systematisk teste bruk av hemisfæriske fotografier av overvåkingstrærne i to overvåkingsomløp. Følgende prosedyre vil bli benyttet ved fotografering av overvåkingstrærne:

1. Bilder bør tas ved uniform overskyet himmel uten direkte solinnstråling, alternativt tidlig om morgenen hvis det er skyfri himmel. Bilder skal ikke tas når det regner.
2. Alle bilder for et område tas på samme dag.
3. Alle bilder tas på nordsiden av stammen.
4. Selvjusterende nivelleringsstativ (SLM8-enhet) benyttes for å få kamerahuset i vannrett posisjon og orientert mot magnetisk nord.
5. Kamerahuset skal ha en avstand på 30 cm fra stammen og 120 cm fra bakken. En monopod benyttes for å få riktig høyde og en målestokk på 30 cm settes mellom stamme og utsyr for å holde riktig avstand til trestammen.
6. Merkepinne (aluminiumsrør) settes ned der monopoden skal plasseres, slik at det samme punktet fotograferes hvert omløp.
7. Utløs Canon 50D sin innebygde blits og monter på SLM8 sin blitsadapter som følger med.
8. Autofokus benyttes og kamera innstilles på «Mode P».
9. Bildene tas med selvutløser (10 sek) og med høy oppløsning (4752 x 3168 piksler).
10. Eksponering justeres etter manuell sjekking av histogram over gråverdier, for å hindre over- eller undereksponering av bildet.
11. Flere bilder bør tas for å vurdere om bildet er over- eller undereksponert i forhold til kameraets histogram.
12. Bilder tas i jpg-format og analyseres med egnet programvare, med standardisering av terskelverdier.

Nytteverdien av bildene vil bli vurdert igjen etter to overvåkingsomløp i alle TOV-områdene.

3 Reduksjon av antall prøveflater

I perioden 2004 til 2007 ble det etablert ekstra prøveflater i Åmotsdal, Møsvatn og Børgefjell for å utvide de lokale klimagradiene. Vi har nå sju prøveflater i disse områdene, og noen av prøveflatene ligger svært tett.

I 2012 ble det satt ut kombinerte loggere som måler lufttemperatur og -fuktighet på hvert overvåkingstre i Åmotsdal og Møsvatn. I Børgefjell ble loggere montert i 2014. I tillegg er det montert loggere i Gutulia og Dividal i 2013 og i Lund i 2014 på alle overvåkingstrær. Loggerne er av typen iButton 23, elektronisk temperatur- og fuktighetslogger (Hygrochon), som er montert i hvite hus ca. 2 m over bakken (mellom takseringslinje 4 og 5) på nordsiden av stammen (**Figur 11**). Loggerne registrerer temperatur og fuktighet fire ganger i døgnet (kl. 02.00, 08.00, 14.00 og 20.00, sommertid). Alle loggere skiftes ut årlig.



Figur 11. Logger for måling av lufttemperatur og -fuktighet montert på overvåkingstre i Møsvatn i 2012. Foto: M. Evju, NINA.

Etableringen av ekstra prøveflater har medført mer arbeid i hvert overvåkingsomløp. Vi ønsket derfor å vurdere om artssammensetningen av epifytter på trærne i prøveflatene, og endringene i artssammensetning over tid, er så lik hverandre i noen av prøveflatene at antall prøveflater kan reduseres uten å svekke overvåkingen. Vi bruker en kombinasjon av artsdata og loggerdata for å vurdere dette for overvåkingsområdene Møsvatn, Åmotsdal og Børgefjell.

3.1 Metode

3.1.1 Artsdata

For hvert av de tre overvåkingsområdene gjennomførte vi følgende analyser av artsdata:

1. Ordinasjon av artssammensetningsdata fra første overvåkingsår. Vi brukte GNMDS (Global Non-Metric Dimensional Scaling) med Brays ulikhetsindeks i pakken "vegan" i R.

2. Enveis variansanalyse (ANOVA) av overvåkingstrærnes akseskår som funksjon av prøveflate, for å undersøke om det var variasjon i artssammensetningen som kunne knyttes til trærnes plassering langs den lokalklimatiske gradienten. Både akseskår på ordinasjonsakse 1 og 2 ble testet. Post-hoc Tukey-test ble brukt for å finne ut hvilke prøveflater som skilte seg fra hverandre.
3. Ordinasjon av artssammensetningsdata for de opprinnelige prøveflatene for alle overvåkingsår.
4. Analyse av endring i akseskår som funksjon av prøveflate, år og interaksjonen mellom dem. Miksede modeller med tre-ID som tilfeldig faktor ble brukt for å ta høyde for gjentatte målinger på samme trær.
5. Ordinasjon av artssammensetningsdata for alle prøveflater for siste overvåkingsår for å undersøke om de nye prøveflatene har bidratt til å forlenge gradienten i artssammensetning.
6. En enveis variansanalyse (ANOVA) av overvåkingstrærnes akseskår i ordinasjonen under punkt 5 som funksjon av prøveflate.

3.1.2 Temperatur- og fuktighetsdata

Fra loggerne hentet vi ut følgende data som en første tilnærming til å se på forskjeller mellom trær innen og mellom prøveflater:

1. Årsmiddeltemperatur (°C)
2. Vekstsesongens lengde, definert som antall dager med middeltemperatur > 5 °C
3. Gjennomsnittlig luftfuktighet (%) for de dagene der middeltemperatur var > 5 °C

Vi testet forskjeller mellom prøveflater i disse tre variablene med enveis ANOVA, fulgt av post-hoc Tukey-test. Vi testet også om klimavariablene samvarierte med trærnes akseskår langs ordinasjonsdiagrammene av artssammensetning for siste overvåkingsår.

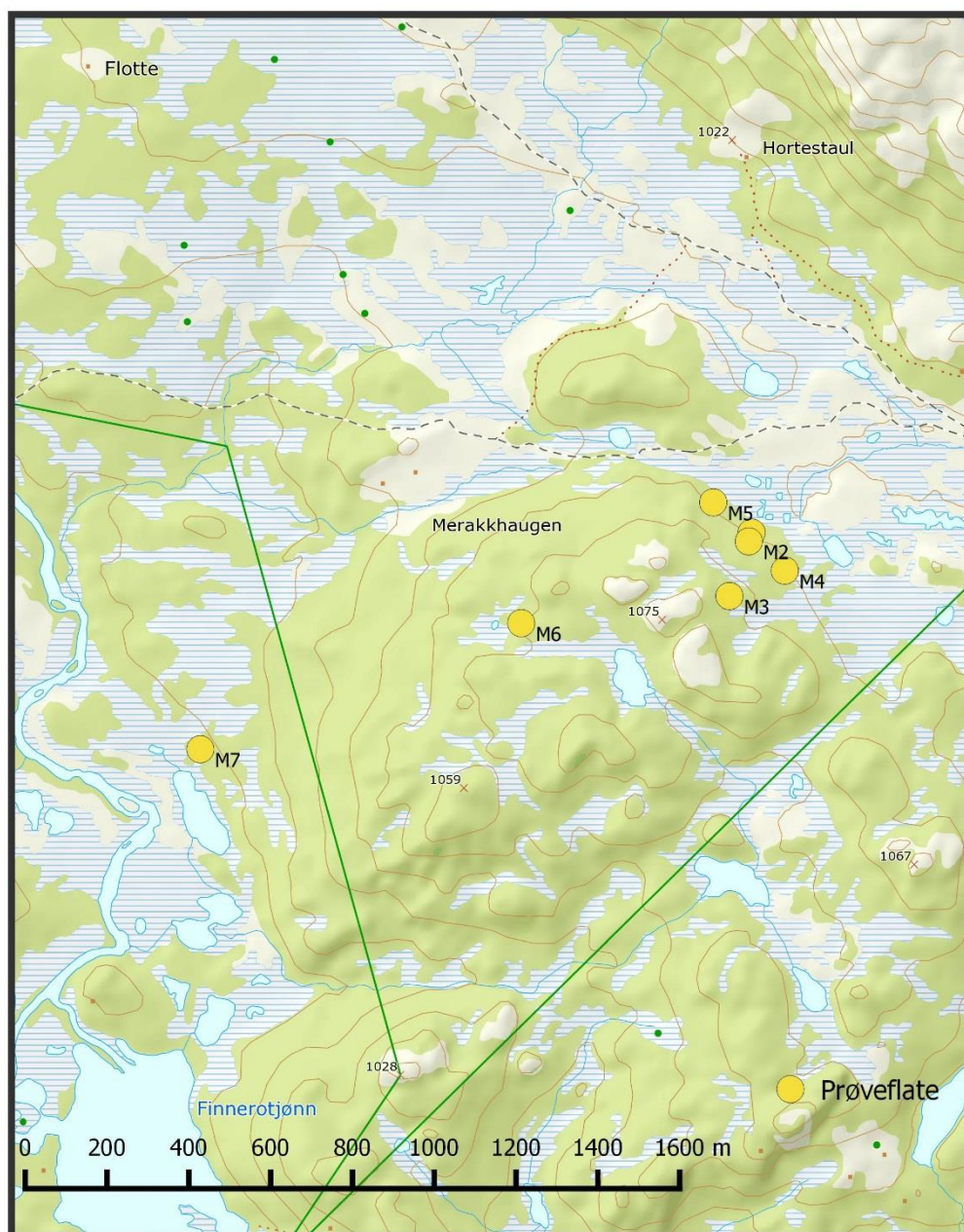
3.2 Resultat

3.2.1 Møsvatn

I 1992 ble det lagt ut fem prøveflater i Møsvatn. Avstanden mellom de opprinnelige prøveflatene var liten, mindre enn 300 m (**Figur 12**), og to nye flater ble etablert i 2007 (**Tabell 3**).

Tabell 3. Oversikt over prøveflatene i Møsvatn. Flate 1–5 ble etablert i 1992 og flate 6 og 7 i 2007. Tabellen viser høyde over havet, gjennomsnittlig (\pm standardavvik) årsmiddeltemperatur, vekstsesongens lengde (antall dager med snittemperatur > 5 °C og gjennomsnittlig luftfuktighet i vekstsesongen. Klimadataene er basert på loggere på hvert overvåkingstre i perioden 31.8.2012–30.8.2013.

Prøveflate	Høyde over havet (moh.)	Årsmiddeltemp. (°C)	Vekstsesonglengde	Luftfuktighet (%)
1	1010	-0,50 \pm 0,06	120,1 \pm 0,6	83,7 \pm 0,4
2	1025	-0,22 \pm 0,08	119,9 \pm 0,4	83,8 \pm 1,0
3	1045	-0,11 \pm 0,08	119,3 \pm 0,5	82,5 \pm 0,4
4	1015	-0,21 \pm 0,07	120,0 \pm 0,0	82,9 \pm 0,8
5	1010	-0,33 \pm 0,05	120,0 \pm 0,0	83,3 \pm 0,5
6	1040	-0,08 \pm 0,09	121,0 \pm 1,1	82,6 \pm 0,9
7	940	-0,87 \pm 0,10	122,9 \pm 1,6	83,8 \pm 0,8



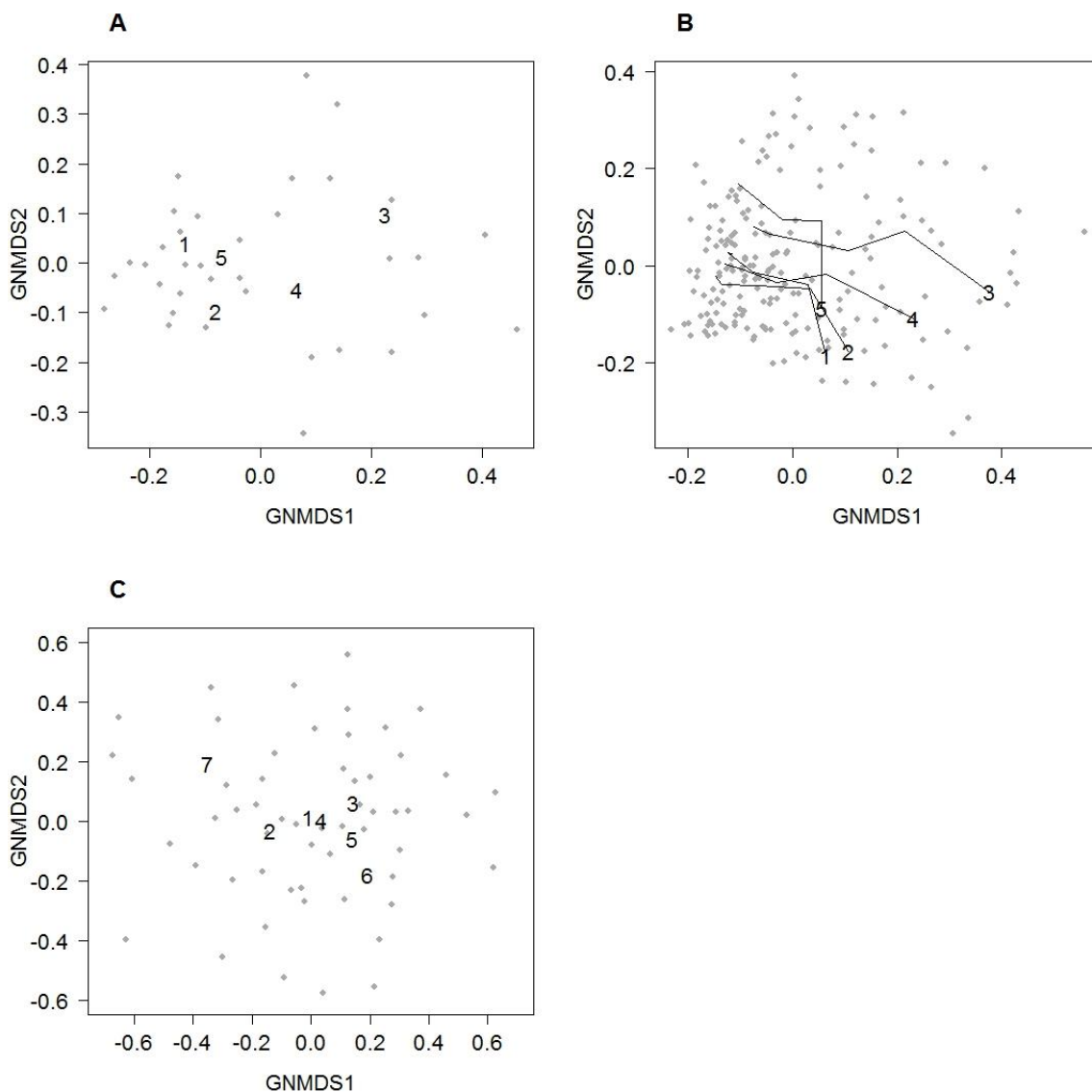
Figur 12. De sju prøveflatene i overvåkingsområdet Møsvatn. Flatene 6 og 7 ble etablert i 2007, de andre i 1992.

Artssammensetningen på overvåkingstrærne varierte noe mellom prøveflatene i 1992 (**Figur 13A**). Trær i prøveflate 3, den høyestliggende flaten, hadde signifikant høyere GNMDS-akseskår enn trær i flatene 1, 2 og 5 ($F_{4,30} = 6,23$, $p < 0,001$). Det var ingen forskjell mellom prøveflater i artssammensetning langs ordinasjonsakse 2 ($F_{4,30} = 2,31$, $p = 0,081$).

I den fulle ordinasjonen av de fem opprinnelige prøveflatene lå flate 4 og 5 signifikant lenger til høyre langs akse 1 enn de tre andre flatene, og prøveenheter (trærne) forflyttet seg mot mer negative verdier over tid (**Figur 13B**). Det var en signifikant interaksjon mellom prøveflate og år, som viste at trærne i de ulike flatene forflyttet seg ulikt langs akse 1 og akse 2 over tid. Endringsmønsteret for trærne i flate 1, 2 og 5 var imidlertid ganske likt. Når vi testet kun forskjeller mellom trærne i disse tre flatene, var det ingen signifikante forskjeller mellom flater, kun mellom år, langs

akse 1, mens trærne i prøveflate 2 viste et noe annet endringsmønster langs akse 2 enn trærne i prøveflate 1 og 5.

De to nye prøveflatene bidro til å utvide gradienten i artssammensetning langs akse 1 (**Figur 13C**). Trærnes plassering langs ordinasjonsakse 1 i 2012 varierte med prøveflatetilhørighet ($F_{6,49} = 4,21$, $p = 0,002$), med flate 7 lokalisert lenger til venstre enn flate 3 ($p = 0,008$), 5 ($p = 0,009$) og 6 ($p = 0,003$). Det var ingen forskjell mellom flatene langs akse 2 ($F_{6,49} = 1,58$, $p = 0,174$).



Figur 13. GNMDS-ordinasjonsdiagrammer, aksene 1 og 2. A: ordinasjon av artssammensetning på 35 overvåkingstrær i Møsvatn i 1992. B: ordinasjon av alle trær i de 5 opprinnelige prøveflatene i 1992, 1997, 2002, 2007 og 2012. C: ordinasjon av alle trær i alle 7 prøveflater i 2012. Hver grå prikk representerer artssammensetningen på et tre. Akse-verdiene viser gjennomsnittlig akse-skår for trærne i en gitt prøveflate. For figur B viser tallene gjennomsnittlig akse-skår for trærne i 1992 og linjene viser hvordan gjennomsnittsverdien er endret over tid.

Både årsmiddeltemperatur ($F_{6,48} = 106,1$, $p < 0,001$), vekstsesongens lengde ($F_{6,48} = 18,0$, $p < 0,001$) og luftfuktighet ($F_{6,47} = 4,9$, $p < 0,001$) varierte signifikant mellom prøveflatene, med lavest

årsmiddeltemperatur, men lengst vekstsesong og høyest fuktighet under vekstsesongen i flate 7. I motsatt ende lå flatene 3 og 6, med noe høyere årsmiddeltemperatur og lavere luftfuktighet i vekstsesongen enn de andre flatene. Når tilhørighet til prøveflate ble tatt hensyn til, var det ingen av klimavariablene som bidro til å forklare variasjon i trærnes plassering langs ordinasjonsaksene.

Resultatene tyder imidlertid på at de 7 prøveflatene spanner ut en lokal klimagradient som gjen-speiles i artssammensetningen. Det er liten spredning både i artssammensetning og lokalklimatiske variabler mellom flatene 1, 2 og 5, og vi foreslår derfor å avslutte overvåkingen av flate 1 og 2, da flate 5 anses å representere forholdene også i disse to prøveflatene.

3.2.2 Åmotsdal

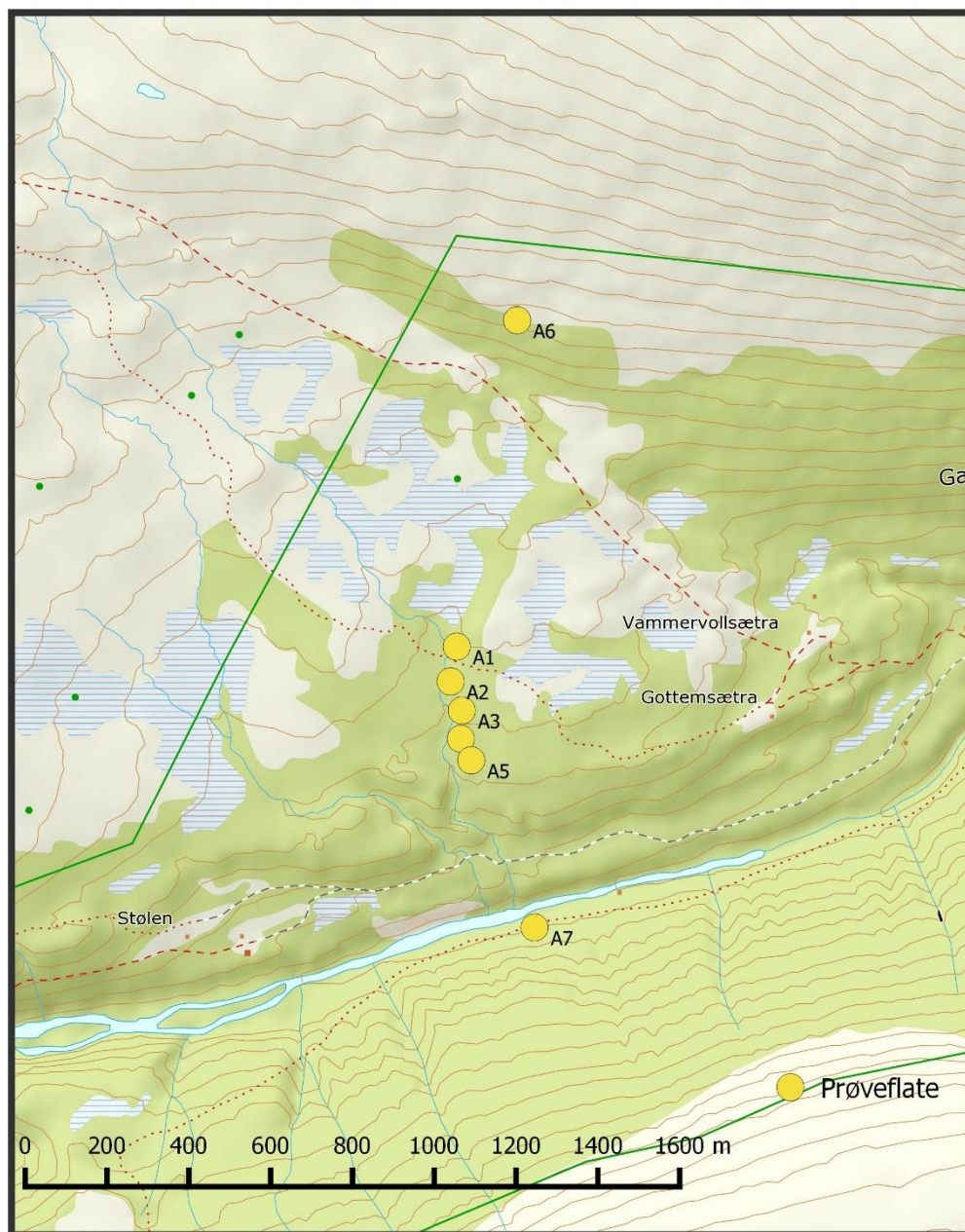
I 1991 ble det lagt ut fem prøveflater i Åmotsdal. Avstanden mellom den øverste (prøveflate 1) og nederste prøveflaten (5) er mindre enn 300 m i luftlinje og 70 høydemeter (**Tabell 4**). To nye flater ble lagt ut i 2004 (**Figur 14**).

Tabell 4. Oversikt over prøveflatene i Åmotsdal. Flate 1–5 ble etablert i 1991 og flate 6 og 7 i 2004. Tabellen viser høyde over havet, gjennomsnittlig (\pm standardavvik) årsmiddeltemperatur, vekstsesongens lengde (antall dager med snittemperatur $> 5^{\circ}\text{C}$ og gjennomsnittlig luftfuktighet i vekstsesongen). Klimadataene er basert på loggere på hvert overvåkingstre i perioden 2.9.2012–1.9.2013.

Prøveflate	Høyde over havet (moh.)	Årsmiddeltemp. ($^{\circ}\text{C}$)	Vekstsesonglengde	Luftfuktighet (%)
1	940	$0,44 \pm 0,06$	$124,0 \pm 0,0$	$79,2 \pm 1,9$
2	935	$0,40 \pm 0,12$	$123,3 \pm 0,7$	$79,2 \pm 0,9$
3	915	$0,63 \pm 0,08$	$124,0 \pm 0,0$	$79,3 \pm 1,3$
4	895	$0,67 \pm 0,07$	$124,1 \pm 0,8$	$78,6 \pm 0,6$
5	870	$0,80 \pm 0,08$	$124,4 \pm 0,7$	$79,3 \pm 0,8$
6	1051	$0,52 \pm 0,13$	$119,5 \pm 0,5$	$79,1 \pm 1,1$
7	825	$0,50 \pm 0,10$	$127,3 \pm 1,8$	$80,3 \pm 1,3$

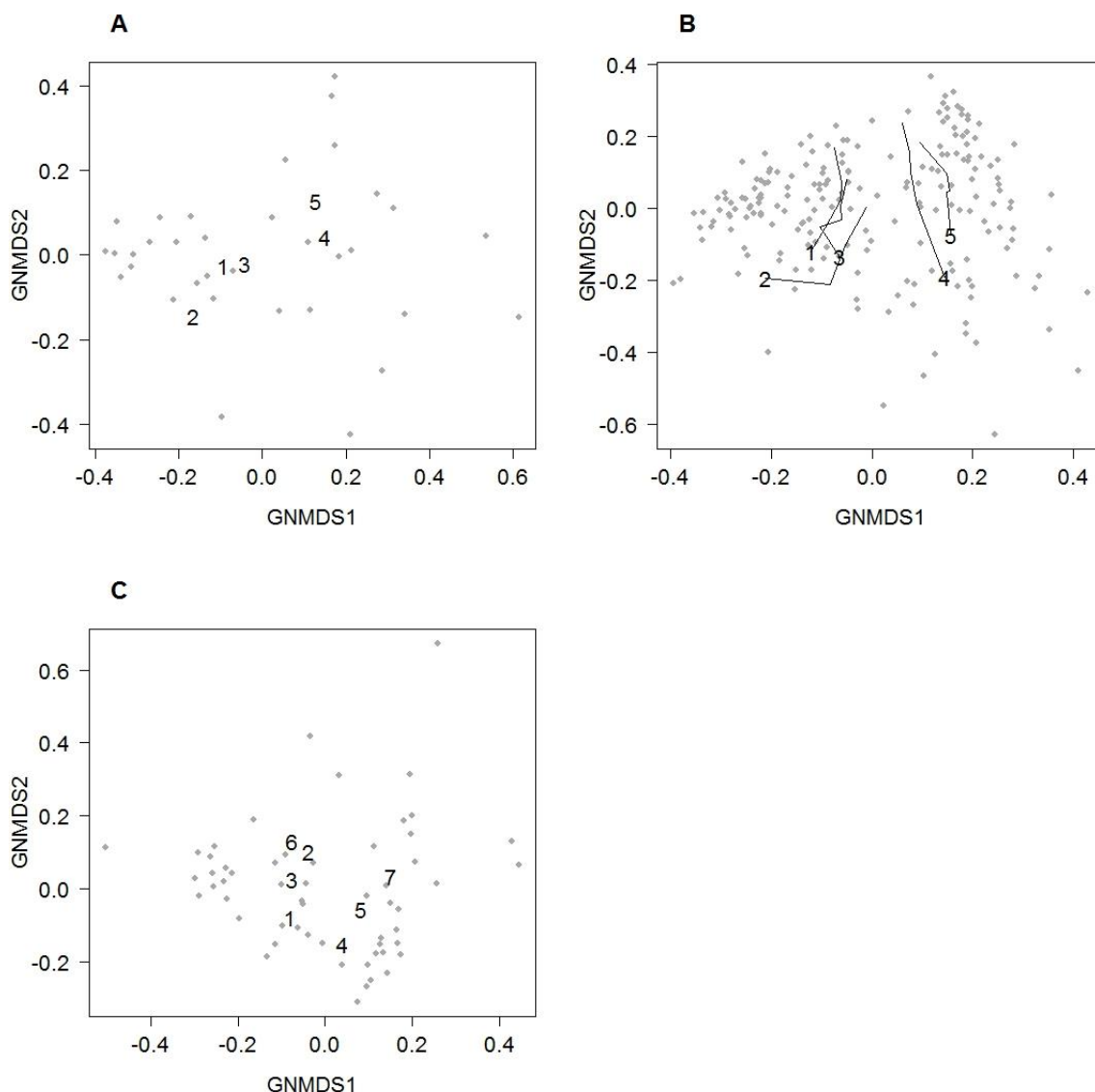
Det var små forskjeller i artssammensetning knyttet til høydegradienten i Åmotsdal i 1991 (**Figur 15A**). Det var ingen signifikant sammenheng mellom trærnes aksekskår og prøveflate hverken langs ordinasjonsakse 1 ($F_{4,29} = 2,06$, $p = 0,112$) eller ordinasjonsakse 2 ($F_{4,29} = 2,46$, $p = 0,068$). I den fulle ordinasjonen av de fem opprinnelige prøveflatene lå flate 4 og 5 signifikant lenger til høyre langs akse 1 enn de tre andre flatene, og flate 2 viste et noe annet endringsmønster, med sterkere forflytning langs akse 1 mellom 1991 og 1996, enn de andre flatene (**Figur 15B**). Alle flatene forflyttet seg mot positive verdier på akse 2 over tid.

De to nye prøveflatene bidro ikke i særlig grad til å utvide gradienten i artssammensetning (**Figur 15C**); det var ingen signifikant forskjell i plassering langs ordinasjonsakse 1 for trær i ulike prøveflater ($F_{6,49} = 1,89$, $p = 0,101$), men en viss forskjell langs ordinasjonsakse 2 ($F_{6,49} = 3,27$, $p = 0,009$), med prøveflate 4 lokalisert signifikant lavere på akse 2 enn flatene 2 og 6.



Figur 14. De sju prøveflatene i overvåkingsområdet Åmotsdal. Prøveflate 6 og 7 ble etablert i 2004, de andre i 1991.

Både årsmiddeltemperatur ($F_{6,46} = 17,2$, $p < 0,001$) og vekstsesongens lengde ($F_{6,46} = 47,5$, $p < 0,001$) varierte signifikant mellom prøveflatene, mens luftfuktighet under vekstsesongen ikke varierte ($F_{6,46} = 1,5$, $p = 0,215$). Prøveflatene delte seg i to grupper med hensyn på årsmiddeltemperatur: de med lavest verdi (1, 2, 6 og 7) mot de med høyest verdi (3, 4 og 5). Prøveflate 7 hadde signifikant lengre vekstsesong og flate 6 hadde signifikant kortere vekstsesong enn alle de andre flatene. Mellom de opprinnelige flatene var det små forskjeller (**Tabell 4**). Når tilhørighet til prøveflate ble tatt hensyn til, var det ingen av klimavariablene som bidro til å forklare variasjon i trærnes plassering langs ordinasjonsaksene.



Figur 15. GNMDS-ordinasjonsdiagrammer, aksene 1 og 2. A: ordinasjon av artssammensetning på 35 overvåkingstrær i Åmotsdal i 1991. B: ordinasjon av alle trær i de 5 opprinnelige prøveflatene i 1991, 1996, 2001, 2006 og 2011. C: ordinasjon av alle trær i alle 7 prøveflater i 2011. Hver grå prikk representerer artssammensetningen på et tre. Akse-verdiene viser gjennomsnittlig akse-skår for trærne i en gitt prøveflate. For figur B viser tallene gjennomsnittlig akse-skår for trærne i 1991, og linjene viser hvordan gjennomsnittsverdien er endret over tid.

Resultatene tyder imidlertid på at de to nyetablerte prøveflatene spenner ut en lokal gradient i lengde av vekstsesongen. Forskjellene både i artssammensetning og lokalklimatiske forhold er små mellom de fem opprinnelige prøveflatene, og vi foreslår å avslutte overvåkingen av prøveflate 2 og 4.

3.2.3 Børgefjell

I 1990 ble det lagt ut seks prøveflater i Børgefjell. De seks opprinnelige prøveflatene ligger i en sørvestvendt li, og avstanden mellom den øverste og nederste flaten (hhv. flate 6 og 1) er i

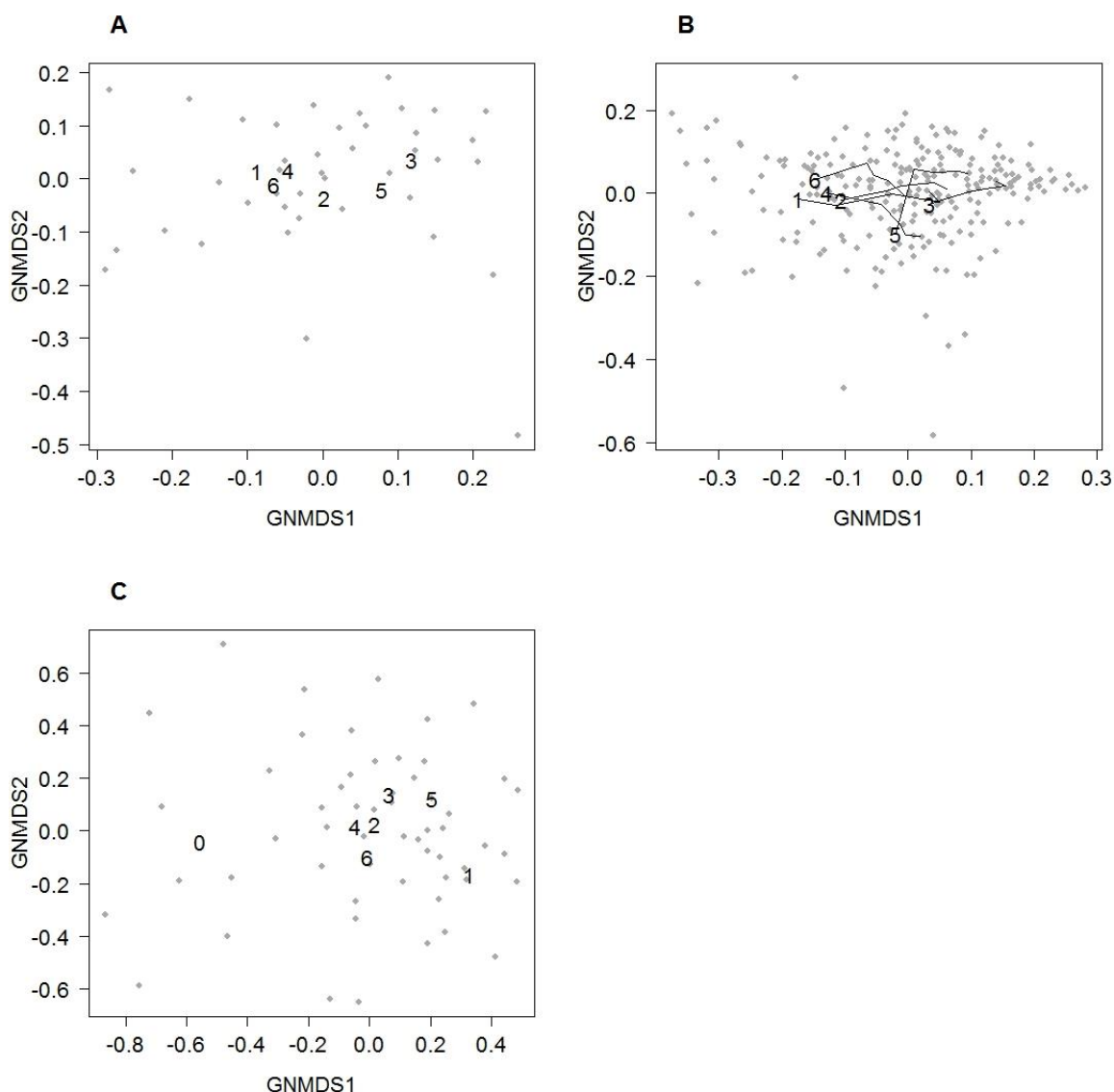
overkant av 500 m i luftlinje (**Figur 16**) og spanner ut en høydegradient fra 503 moh. (flate 1) til 583 moh. (flate 6). Én ny flate ble etablert i 2005 (flate 0). Denne ligger på 460 moh. Klimaloggere ble satt ut først i 2014, og klimadata fra Børgefjell kan derfor ikke brukes til å vurdere forskjeller mellom prøveflater.



Figur 16. De sju prøveflatene i overvåkingsområdet Børgefjell. Flate 0 ble etablert i 2005, de andre i 1990.

Det var små forskjeller i artssammensetning mellom prøveflater i Børgefjell i 1990 (**Figur 17A**). Langs akse 1 var det tendens til forskjell mellom flate 1 og 3 ($F_{5,36} = 2,75$, $p = 0,034$), men det var ingen forskjell langs akse 2 ($F_{5,36} = 0,27$, $p = 0,925$).

I den fulle ordinasjonen av de seks opprinnelige prøveflatene lå flate 3 og 5 signifikant lenger til høyre langs akse 1 enn de fire andre flatene. Gjennomsnittsskåren for trærne økte over tid, men det var ingen signifikant interaksjon mellom prøveflate og år langs akse 1 (**Figur 17B**). Langs akse 2 var det en signifikant interaksjon mellom prøveflate og år, som viste at trærne i de ulike flatene forflyttet seg ulikt langs akse 2 over tid. Dette skyldtes i hovedsak annerledes endringsmønster i flate 5.



Figur 17. GNMDS-ordinasjonsdiagrammer, aksene 1 og 2. A: ordinasjon av artssammensetning på 42 overvåkingstrær i Børgefjell i 1990. B: ordinasjon av alle trær i de 6 opprinnelige prøveflatene i 1990, 1995, 2000, 2005 og 2010. C: ordinasjon av alle trær i alle 7 prøveflater i 2010. Hver grå prikk representerer artssammensetningen på et tre. Akse-verdiene viser gjennomsnittlig akse-skår for trærne i en gitt prøveflate. For figur B viser tallene gjennomsnittlig akse-skår for trærne i 1990 og linjene viser hvordan gjennomsnittsverdien er endret over tid.

Den nye prøveflatene bidro til å utvide gradienten i artssammensetning langs akse 1 (**Figur 17C**). Trærnes plassering langs ordinasjonsakse 1 i 2010 varierte med prøveflatetilhørighet ($F_{6,49} = 13,85$, $p < 0,001$), med flate 0 lokalisert lenger til venstre enn alle de andre flatene ($p < 0,01$).

for alle kontraster i post-hoc Tukey test), og med flate 1 med høyere verdier enn flate 4 ($p = 0,015$) og 6 ($p = 0,040$). Det var ingen forskjell mellom prøveflatene langs akse 2 ($F_{6,49} = 1,07$, $p = 0,393$).

Resultatene tyder imidlertid på at de 7 prøveflatene spanner ut en lokal klimagradient som gjen-speiles i artssammensetningen. Basert på resultatene ovenfor foreslår vi å stoppe videre overvåking av prøveflatene 2 og 4. Disse flatene ligger fysisk svært nært henholdsvis flate 3 og 5 (**Figur 16**). Artssammensetningen, og endringen i artssammensetning, i flate 2 og 4 er også svært lik den i de øvrige opprinnelige prøveflatene, spesielt 3, 5 og 6 (**Figur 17**).

3.3 Oppsummering og anbefaling for videre overvåking

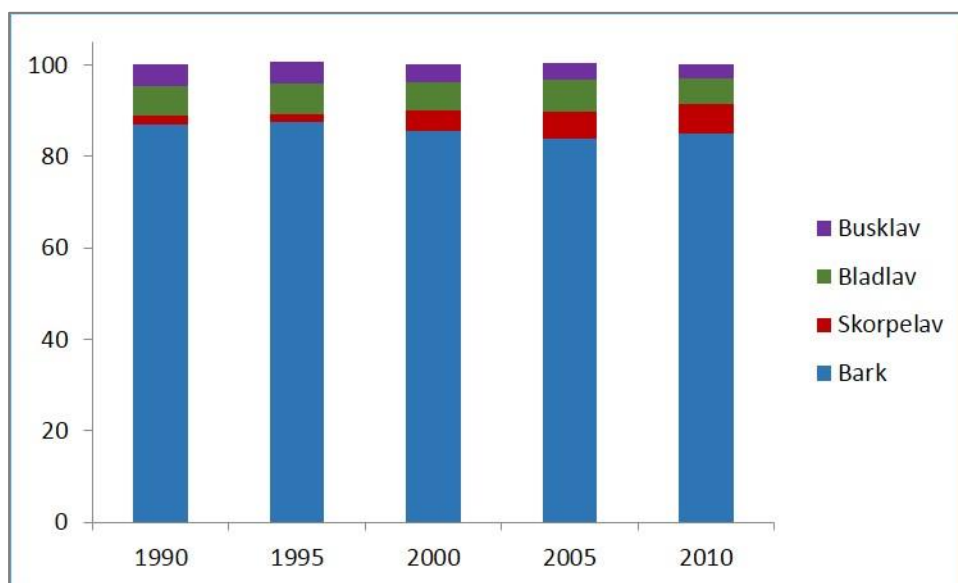
Noen av de opprinnelige prøveflatene som ble etablert i perioden 1990–92 i overvåkingsområdene Møsvatn, Åmotsdal og Børgefjell, ligger svært nære hverandre. Analysene av artssammensetning og endring i artssammensetning over tid på overvåkingstrærne viser små forskjeller mellom trærne i prøveflatene. De nyetablerte prøveflatene bidrar til å strekke gradienten i artssammensetning og lokalklima. Videre overvåking av to av de opprinnelige prøveflatene innenfor hvert av de tre overvåkingsområdene avsluttes, slik at epifyttovervåkingen i TOV fra 2015 vil foregå på åtte trær i fem prøveflater i hvert av de sju overvåkingsområdene.

4 Etablering av overvåking på bjørk i Solhomfjell

Epifyttovervåkingen i Solhomfjell (Gjerstad, Aust-Agder, se **Figur 1**) ble etablert i 1990. Solhomfjell er det eneste av overvåkingsområdene hvor overvåkingen er utført på furu og ikke bjørk.

4.1 Furu som substrat

Furu er et karakteristisk fattigbarktreslag med lav pH i barken, og som substrat har furu relativt lav artsdiversitet. Lavdekningen, og endringen i dekning, har også vært relativt liten i Solhomfjell sammenlignet med de andre TOV-områdene (**Figur 18**). Furubark kan være et ustabilt substrat (Ahti 1977), og barkfelling skjer vanligvis ved at mindre biter av barken løsner og flasser av. Barkfelling er trolig en medvirkende årsak til lav epifyttdekning på overvåkingstrærne.



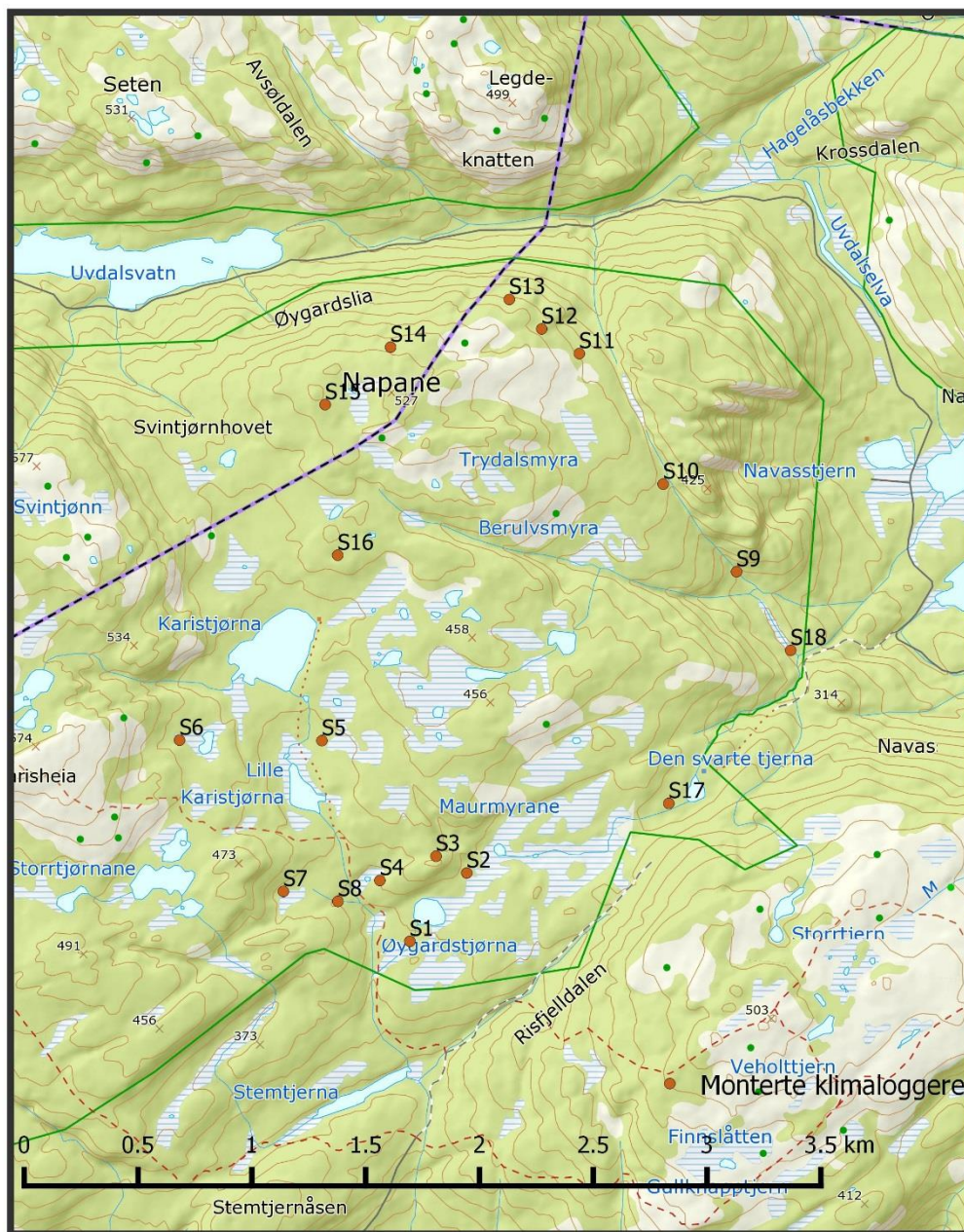
Figur 18. Dekning av bark og epifytter på furutrær i overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1990–2010.

Den største endringen i epifyttvegetasjonen siden oppstarten av epifyttovervåkingen i Solhomfjell er knyttet til vitalitet. I 1990 var en tredjedel av all blad- og busklav registrert med visuelle skadesymptomer. Dette har minket signifikant for hver gjenkartlegging, og for alle arter. Størst endring ser vi hos vanlig kvistlav, der andelen skade har blitt redusert fra 23 % i 1990 til ca. 1 % i 2010, og for vanlig papirlav, der skadeomfanget er redusert fra 94 % til 25 %. Artenes dekning har vært stabil i samme periode, noe som viser at de skadete individene i stor grad er erstattet av nye, friske individ (Evju et al. 2011).

4.2 Feltbefaring og etablering av nye prøveflater

TOV-feltet i Solhomfjell representerer en del av gradienten i nitrogen- og svovelnedfall som vi mener er viktig å fange opp, men fordi bjørk- og furubark er så vidt ulike substrater, er resultatene fra Solhomfjell i liten grad sammenlignbare med resten av TOV-områdene.

Vi besluttet derfor å gjennomføre en befaring for å finne fem egnede prøveflater for overvåking av epifyttvegetasjonen på bjørkestammer i Solhomfjell naturreservat, som kan erstatte de eksisterende furuflatene. En egnet prøveflate skal ha > 9 bjørketrær med brysthøydiameter > 30 cm innenfor en radius på ca. 20 m. I tillegg bør de 5 prøveflatene representere en gradient i temperatur- og fuktighetsforhold.



Figur 19. Oversikt over potensielle bjørkeflater for epifyttovervåking i Solhomfjell naturreservat, der klimaloggere ble montert i mai 2014.

Vi gjennomførte en tre dagers befaring i mai 2014 av den østre delen av naturreservatet. Spesielt interessante områder ble identifisert med hjelp av flyfoto i forkant av feltarbeidet, og en befaringstrasé ble laget. I felt noterte vi koordinater, antall trær, høyde over havet, eksposisjon og

dominerende feltsjiktvegetasjon for potensielle prøveflater. For å bedre beslutningsgrunnlaget for valg av prøveflater monterte vi to kombinerte logger for temperatur- og fuktighet (jf. kapittel 3.1.2) på ett tre i hver av 18 potensielle flater (**Figur 19, Vedlegg 2**). Loggerne ble montert 2 m over bakken (tilsvarende som i de andre TOV-områdene), én vendt mot nord og én vendt mot sør.



Figur 20. Klimaloggere montert 2 m over bakken, vendt mot sør og nord. Fra flate S10 i Solhomfjell naturreservat. Foto: I. E. Bruteig, NINA.

Klimaloggerne vil bli samlet inn i begynnelsen av mai 2015. Dataene vil bli analysert (jf. kapittel 3.1.2) og nye prøveflater vil bli plassert slik at de representerer en lokalklimatisk gradient innen overvåkingsområdet. Nye prøveflater og overvåkingstrær vil bli etablert og analysert i slutten av mai 2015. Den nåværende overvåkingen av furutrær avsluttes.

5 Referanser

- Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. - I Seaward, M. R. D., red. Lichen ecology. Academic Press, London. S. 145-181.
- Bakkestuen, V., Bruteig, I. E., Framstad, E., Sloreid, S.-E., Stabbetorp, O. E. & Aarrestad, P. A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. Metodeutvikling. NINA Rapport 52. 47 s.
- Beckschäfer, P., Seidel, D., Kleinn, C. & Xu, J. C. 2013. On the exposure of hemispherical photographs in forests. - *Iforest-Biogeosciences and Forestry* 6: 228-237.
- Bruteig, I. E. 1993. The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as a biomonitor of atmospheric nitrogen and sulphur deposition in Norway. - *Environmental Monitoring and Assessment* 26: 27-47.
- Bruteig, I. E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Vekstrate hos vanleg kvistlav 1993-1997. Allforsk Rapport 13. 46 s.
- Chen, J., Black, T. & Adams, R. 1991. Evaluation of hemispherical photography for determining plant area index and geometry of a forest stand. - *Agricultural and Forest Meteorology* 56: 129-143.
- Du Rietz, G. E. 1945. Om fattigbark- och rikbarksamhällen. - *Svensk botanisk tidsskrift* 39: 147-150.
- Evju, M., Bruteig, I. E., Myklebost, H. E. & Wilmann, B. 2011. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Solhomfjell og Børgefjell. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 702. S. 44-76.
- Farmer, A. M., Bates, J. W. & Bell, J. N. B. 1990. A comparison of methods for the measurement of bark pH. - *The Lichenologist* 22: 191-197.
- Geiser, L. H. & Neitlich, P. N. 2007. Pollution and climate gradients in western Oregon and Washington indicated by epiphytic macrolichens. - *Environmental Pollution* 145: 203-218.
- Glatthorn, J. & Beckschäfer, P. 2014. Standardizing the protocol for hemispherical photographs: accuracy assessment of binarization algorithms. - *Plos One* 9: 19.
- Hale, S. E. & Edwards, C. 2002. Comparison of film and digital hemispherical photography across a wide range of canopy densities. - *Agricultural and Forest Meteorology* 112: 51-56.
- Hawksworth, D. L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. - *Studies in Biology* 66: 1-60.
- HemiView User Manual. ftp://ftp.dynamax.com/manuals/HemiView_Manual.pdf.
- Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. - *Water Air and Soil Pollution* 154: 203-211.
- Ims, R. A., Jenssen, B. M., Ohlson, M. & Pedersen, Å. Ø. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV 2000-2009). Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. 38 s.
- Insarova, I. D., Insarov, G. E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.-O. & Semenov, S. M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. Swedish Environmental Protection Agency Report 4007. 72 s.
- Kermi, T. & Gauslaa, Y. 2001. The vertical gradient of bark pH of twigs and macrolichens in a *Picea abies* canopy not affected by acid rain. - *Lichenologist* 33: 353-359.
- Kricke, R. 2002. Measuring bark pH. - I Nimis, P. L., Scheidegger, C. & Wolseley, P., red. Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO Science Series, Series IV, Earth and environmental sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Nimis, P. L., Scheidegger, C. & Wolseley, P., red. 2002. Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO Science Series. - Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Pedieu, R., Riedl, B. & Pichette, A. 2008. Measurement of wood and bark particles acidity and their impact on the curing of urea formaldehyde resin during the hot pressing of mixed panels. - *Holz Roh Werks* 66: 113-117.
- Rich, P. M. 1990. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. - *Remote Sensing Reviews* 5: 13-29.

- Seaward, M. R. D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. - *Symbiosis* 37: 293-305.
- Song, G.-Z. M., Doley, D., Yates, D., Chao, K.-J. & Hsieh, C.-F. 2014. Improving accuracy of canopy hemispherical photography by a constant threshold value derived from an unobscured overcast sky. - *Canadian Journal of Forest Research* 44: 17-27.
- Søchting, U. 1991. Laver som kvælstofmonitorer i danske skove, Institut for Sporeplanter, Universitetet i København.
- Wagner, S. 1998. Calibration of grey values of hemispherical photographs for image analysis. - *Agricultural and Forest Meteorology* 90: 103-117.
- Webb, N. 2009. User manual for the Self Levelling Mount type SLM8. <ftp://ftp.dynamax.com/Software/DeltaLINK/version%203.0/Documents/SLM8%20Self%20Levelling%20Mount%20User%20Manual%20v1.0.pdf>.
- Weiss, M., Baret, F., Smith, G. J., Jonckheere, I. & Coppin, P. 2004. Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination Part II. Estimation of LAI, errors and sampling. - *Agricultural and Forest Meteorology* 121: 37-53.
- Welles, J. M. & Norman, J. M. 1991. Instrument for indirect measurement of canopy architecture. - *Agronomy Journal* 83: 818-825.
- Zhang, Y. Q., Chen, J. M. & Miller, J. R. 2005. Determining digital hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation. - *Agricultural and Forest Meteorology* 133: 166-181.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. NILU OR 72/2008. Norwegian Institute for Air Research, Oslo. 56 s.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2011. NILU OR 41/2012. Norwegian Institute for Air Research, Oslo. 56 s.

Vedlegg 1 Analyser av vanlig kvistlav

Oversikt over prøver av vanlig kvistlav analysert for nitrogen- og svovelinnhold, fordelt på TOV-områder, prøveflater (felt), antall prøver per felt (n), samt hvem som har analysert prøvene (MK = MikroKemi AB, SLU = Sveriges landbruksuniversitet).



TOV-område		År			
Lund	1991	1996	2001	2006	2011
Nitrogen	Felt 1: n = 1 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 3 (MK)	Felt 1+2: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU)
	Felt 2: n = 1 (MK)	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 3 (MK)	Felt 3+4+5: n = 1 (SLU)	Felt 2 + 4: n = 1 (SLU)
	Felt 3: n = 1 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 4 (MK)		Felt 3: n = 1 (SLU)
	Felt 4: n = 1 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 4 (MK)		Felt 5: n = 1 (SLU)
	Felt 5: n = 1 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 3 (MK)		
	Originaldata mangler, brukt snitt per felt				
Svovel	Felt 1: n = 1 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)
	Felt 2: n = 1 (MK)	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 3 (MK)		
	Felt 3: n = 1 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)		
	Felt 4: n = 1 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)		
	Felt 5: n = 1 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)		
	Originaldata mangler, brukt snitt per felt				
Solhomfjell	1990	1995	2000	2005	2010
Nitrogen	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1 + 2: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU)
	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 1 (SLU)	Felt 2: n = 1 (SLU)
	Felt 3: n = 3 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 1 (SLU)	Felt 3: n = 1 (SLU)
	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 1 (SLU)	Felt 4: n = 1 (SLU)
	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)		Felt 5: n = 1 (SLU)
			Felt 1 + 2: n = 1 (SLU)		
			Felt 3: n = 1 (SLU)		
			Felt 4 + 5: n = 1 (SLU)		

Svovel	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)
Møsvatn	1992	1997	2002	2007	2012
Nitrogen	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 3 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 1 (MK)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)
Svovel	Felt 1: n = 3 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 3 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)
Gutulia	1993	1998	2003	2008	2013
Nitrogen	Felt 1: n = 1 (MK) Felt 2: n = 1 (MK) Felt 3: n = 1 (MK) Felt 4: n = 1 (MK) Felt 5: n = 1 (MK) Originaldata mangler, brukt snitt per felt	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 3 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU)
Svovel	Felt 1: n = 1 (MK) Felt 2: n = 1 (MK) Felt 3: n = 1 (MK)	Felt 1: n = 3 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 3 (MK)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU)




	Felt 4: n = 1 (MK) Felt 5: n = 1 (MK)	Felt 4: n = 3 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)			Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU)
Åmotsdal	1991	1996	2001	2006	2011
Nitrogen	Felt 1: n = 1 (MK) Felt 2: n = 1 (MK) Felt 3: n = 1 (MK) Felt 4: n = 1 (MK) Felt 5: n = 1 (MK) Originaldata mangler, brukt snitt per felt	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 3 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)
Svovel	Felt 1: n = 1 (MK) Felt 2: n = 1 (MK) Felt 3: n = 1 (MK) Felt 4: n = 1 (MK) Felt 5: n = 1 (MK) Originaldata mangler, brukt snitt per felt	Felt 1: n = 3 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 3 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 4 (MK)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU) Felt 7: n = 1 (SLU)
Børgefjell	1990	1995	2000	2005	2010
Nitrogen	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 3 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Felt 6: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Felt 6: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU) Felt 2: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU) Felt 3: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU) Felt 4: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU) Felt 5: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU) Felt 6: n = 2 (MK) + n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 0 Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU)	Felt 0: n = 1 (SLU) Felt 1: n = 1 (SLU) Felt 2: n = 1 (SLU) Felt 3: n = 1 (SLU) Felt 4: n = 1 (SLU) Felt 5: n = 1 (SLU) Felt 6: n = 1 (SLU)
Svovel	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 3 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Felt 6: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Felt 6: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK) Felt 2: n = 2 (MK) Felt 3: n = 2 (MK) Felt 4: n = 2 (MK) Felt 5: n = 2 (MK) Felt 6: n = 2 (MK) Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)



Dividal	1993	1998	2003	2008	2013
Nitrogen	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 3 (MK)	Felt 1+4+5: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU)
	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 3 (MK)	Felt 2: n = 1 (SLU)	Felt 2: n = 1 (SLU)	Felt 2: n = 1 (SLU)
	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 3 (MK)	Felt 3: n = 1 (SLU)	Felt 3: n = 1 (SLU)	Felt 3: n = 1 (SLU)
	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 2 (MK)		Felt 4: n = 1 (SLU)	Felt 4: n = 1 (SLU)
	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)		Felt 5: n = 1 (SLU)	Felt 5: n = 1 (SLU)
Svovel	Felt 1: n = 2 (MK)	Felt 1: n = 2 (MK)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Alle felt slått sammen: n = 1 (SLU)	Felt 1: n = 1 (SLU)
	Felt 2: n = 2 (MK)	Felt 2: n = 2 (MK)			Felt 2: n = 1 (SLU)
	Felt 3: n = 2 (MK)	Felt 3: n = 2 (MK)			Felt 3: n = 1 (SLU)
	Felt 4: n = 2 (MK)	Felt 4: n = 3 (MK)			Felt 4: n = 1 (SLU)
	Felt 5: n = 2 (MK)	Felt 5: n = 2 (MK)			Felt 5: n = 1 (SLU)



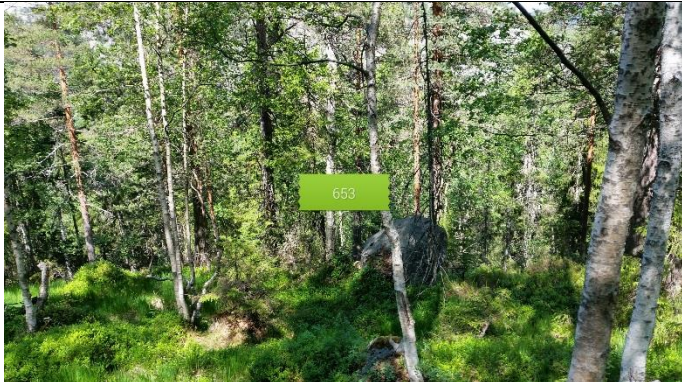
Vedlegg 2. Oversikt over potensielle prøveflater for bjørk, Solhomfjell




Nr.	UTM (32 V)	Log- gere	moh.	Eksp.	Kommentar	Bilde
S1	0490044 6534440	501 (N) 502 (S)	359	Flatt	Ved myr, blåtoppdominert vegetasjon. 9 trær, suboptimal.	
S2	0490266 6534761	503 (N) 504 (S)	372	Flatt	I myrkant, SØ-vendt. > 10 trær.	



S3	0490125 6534822	507 (N) 508 (S)	402	N /flatt	Nordvendt søkk. Mye bjørk. Bør prioriteres.	
S4	0489889 6534694	505 (N) 506 (S)	388	N /flatt	Nordvendt søkk. Blåbærdominert. S3 er bedre.	
S5	0489581 6535282	303 (N) 304 (S)	408	Flatt	I kant av myr, blåtoppdominert. Bra med trær.	

S6	0488959 6535228	307 (N) 308 (S)	453	NØ	Slak skråning, blåbær- og blåtoppdominert.	
S7	0489472 6534608	401 (N) 402 (S)	399	Ø	Myrkant, løvtredominert li rundt en myr, mye osp. Bør prioriteres.	
S8	0489714 6534586	403 (N) 404 (S)	380	SØ	10-12 trær.	

S9	0491326 6536183	101 (N) 102 (S)	291	S	Trang bekkekløft, skyggefullt. 12 gode trær.	 A photograph of a forest scene. In the center, there is a green rectangular label with the number '648'. The background shows tall, thin trees with green foliage, and the ground is covered with fallen leaves and branches.
S10	0490971 6536537	103 (N) 104 (S)	404	Flatt	Blåbærdominert, på brinken over bekkekløften. 10 trær.	 A photograph of a forest scene. In the foreground, there is a large, fallen tree trunk. In the background, there are tall, thin trees with green foliage. A green rectangular label with the number '649' is visible in the bottom right corner.

S11	0490553 6537074	105 (N) 106 (S)	398	NØ	Bratt. 9-10 trær med stor radius. Også et aktuelt felt ca. 50 m lenger ned.	
S12	0490379 6537167	107 (N) 108 (S)	430	N-NØ	Bratt. 11 gode trær, mange trær også litt lenger ned i kanten.	
S13	0490226 6537283	201 (N) 202 (S)	417	N	Søkk. 11-12 trær.	

S14	0489726 6537028	203 (N) 204 (S)	489	N-NØ	11 trær.	
S15	0489463 6536751	206 (N) 207 (S)	515	S	Helt på toppen, relativt flatt, tørt.	
S16	0489577 6536098	305 (N) 306 (S)	471	S	Svakt skrånende, blåtoppdominert. Ganske små trær.	

S17	0491121 6535144	207 (N) 208 (S)	361	Ø	Fuktig, rundt myr Ø for Svarttjern.	
S18	0491593 6535861	301 (N) 302 (S)	259	Flatt	Enkelt tilgjengelig flat myr. Laveste mulige lokalitet?	



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2777-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger