

UTVIKLING AV VEGETASJON OG VEKST
ETTER KUNSTIG FORSURING I EN ELDRE FURUSKOG

CHANGE IN VEGETATION AND GROWTH
IN AN ARTIFICIAL ACIDIFIED STAND OF SCOTS PINE

INGUNN EDVARDBSEN SAGA

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2006



FORORD

Jeg ønsket å skrive en masteroppgave der jeg kunne bruke kunnskapen jeg har tilegnet meg som student både ved naturvitenskaplige fag og ved skogfag. Etter forslag fra forsker Per Holm Nygaard ved Skogforsk falt valget på økologiske studier av forsuringsfelter i Aust-Agder. Nygaard stilte sitt datamateriell fra tidligere undersøkelser i det samme forsøksfeltet til fri disposisjon som et sammenligningsgrunnlag for mine egne resultater. Sammen med førsteamanuensis Lars Helge Frivold ved Institutt for naturforvaltning, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap har han veiledet oppgaven. Jeg vil rette en stor takk til dem begge for nyttige innspill til oppgaven, interessante diskusjoner rundt temaet samt hjelp til bearbeiding av datamaterialet. Arbeidet har blitt finansiert av prosjektet ”Langsiktige feltforsøk” ved Skogforsk. Også en takk til Skogforsk for lån av utstyr til feltarbeidet.

Videre vil jeg få takke forsker Bjørn Tveite ved Skogforsk for å ha stilt sitt datamateriell om trærne i forsøksfeltet til min rådighet, samt informative innspill om trær og deres vekst. Jeg vil også gi avdelingsingeniør Roald Brean ved Skogforsk en takk for god hjelp da jeg brukte årringmålemaskinen.

Til slutt vil jeg takke alle klassekameratene mine på lesesalen som har gjort tiden med oppgaveskriving til en tid jeg vil minnes som en flott tid, både faglig og sosialt.

Ås, 10. mai 2006

Ingunn Edvardsen Saga

INNHold

SAMMENDRAG	1
SUMMARY	2
1. INNLEDNING	3
1.1 Historikk	3
1.2 Terminologi	6
1.3 Formål	7
2. MATERIALE OG METODER	8
2.1 Forsøksområdet	8
2.1.1 Geografi	8
2.1.2 Klima	10
2.1.3 Geologi og jordsmonn	12
2.1.4 Vegetasjon	13
2.2 Forsøksopplegg	13
2.3 Vegetasjonsanalyse	16
2.4 Tremålinger og årringanalyser	17
2.5 Nummerisk analyse og statistiske metoder	18
3. RESULTATER	19
3.1 Forskjeller i vegetasjon i forhold til behandling	19
3.2 Tremålinger	22
3.2.1 Årringanalyser	22
3.2.2 Trærnes høyde	23
3.2.3 Trærnes brysthøydediameter	25
3.3 Langtidseffekter av jordforsuring	27
4. DISKUSJON	29
4.1 Vegetasjon	29
4.2 Trærnes vekst	31
5. KONKLUSJON	34
LITTERATURLISTE	35
VEDLEGG	

SAMMENDRAG

Innenfor prosjektet ”Sur Nedbørs virkning på Skog og Fisk” (SNSF) ble et kunstig forsøringsforsøk gjennomført i et eldre furubestand (*Vaccinio-Pinetum*) i Åmli kommune, Aust Agder i perioden 1975 til 1983. Jeg har i denne oppgaven utført vegetasjonsanalyser og tremålinger i forsøringsfeltet 30 år etter behandlingens start. Resultatene har jeg sammenlignet med tidligere observasjoner som har blitt utført i forsøksfeltet. Undersøkelsene ble utført på ruter behandlet med pH 2,5 og 5,6 i 10 ulike blokker.

Resultatene viste tydelig at vegetasjonssammensetningen ble forandret i de sterkt forsurede rutene i perioden behandlingen pågikk og noen år etter behandlingens slutt. *Melampyrum pratense*, *Pleurozium schreberi* og med få unntak *Dicranum polysetum* ble ikke observert i rutene behandlet med pH 2,5 i 1986, mens lavarter i *Cladonia*-slekten kun ble observert i disse rutene da. I 2005 ble *Melampyrum pratense* påvist i 40 % av de samme rutene, *Pleurozium schreberi* i 80 % og *Dicranum polysetum* i 100 % av rutene. Dekningsprosenten til *Vaccinium myrtillus* avtok i perioden fra 1986 til 2005, mens *Vaccinium vitis-idaeas* dekningsprosent økte. Dette arbeidet viser at vegetasjonen i de forsurede rutene i løpet av en 20 års periode har blitt mer lik vegetasjonen i rutene behandlet med pH 5,6.

Mine årringanalyser viste forskjeller i årringvekst mellom de to behandlingene først tre år etter behandlingens slutt. Trærne i de forsurede rutene hadde da en statistisk signifikant lavere årringvekst enn trærne i kontrollrutene. Så sent som i 1993 ble det påvist signifikant lavere årringvekst hos trærne i de forsurede rutene sammenlignet med trærne i kontrollrutene. En mulig årsak til den negative responsen på trærnes vekst kan være mangel på enkelte næringsstoffer, da spesielt magnesium. Den forbigående effekten på vegetasjon derimot kan langt på vei forklares som direkte skader av syretilførsel under forsøket, med påfølgende reetablering av vegetasjonen. Etter 20 år ser det ut til at økosystemet er reversert.

SUMMARY

According to the project "Acid Precipitation - Effects on Forest and Fish" (SNSF) an artificial acidification experiment in an old Scots pines forest (*Vaccinio-Pinetum*) in Åmli in Aust-Agder. The acidification was carried out during the period from 1975 to 1983. In this subject I have analysed and measured the vegetation in this area 30 years after the experiment started. I have compared the results with similar earlier observations. Ten different plots treated with pH 2,5 and pH 5,6 were examined.

The results evidently show that the composition of vegetation had changed in the acid squares during the period of treatment and some years later. Species like *Melampyrum pratense*, *Pleurozium schreberi* and *Dicranum polysetum* were negatively affected by acidification. Different species of lichens in the genus *Cladonia* increased acidified plots. In 2005 *Melampyrum pratense* was observed in 40 % of the squares, *Pleurozium schreberi* in 80 % and *Dicranum polysetum* in all the squares. The occurrence of *Vaccinium myrtillus* decreased in the period from 1986 to 2005, while the occurrence of *Vaccinium vitis-idaea* increased. These experiments show that the vegetation in the acid plots has changed during the period of 20 years. They have become more similar to the vegetation in the plots treated with pH 5,6.

Three years after the experiment had ended, reduced growth was observed for the first time. Statistical significant reduced growth was found in 1986, 1987, 1989, 1992 and 1993. The negative growth reaction may be explained by reduced access of magnesium. 20 years after the treatments it seems that the system has recovered.

1. INNLEDNING

1.1 Historikk

Den engelske meteorologen Robert Angus Smith var en av de aller første som benyttet begrepet "acid rain", vanligvis oversatt til "sur nedbør", i sin undersøkelse av nedbørens kjemiske sammensetning i områdene rundt Leeds. Han gav ut boken "Air and Rain: the Beginning of a Chemical Climatology" i 1872. Smith formulerte her en rekke av de sentrale ideer som i dag er en del av våre kunnskaper om sur nedbør og forsuring (Eliassen 2002).

Det ble tidlig fattet stor interesse for den sure nedbørens mulige virkning på vegetasjonen. Crowther og Ruston utførte et av historiens første forsøk med kunstig forsuring i 1911. Forskerne utsatte *Deschampsia flexuosa* (smyle)¹ for nedbør med ulike konsentrasjoner av svovelsyre. Forsøkene viste at planter som var utsatt for høye konsentrasjoner av syre hadde nedsatt vitalitet og produksjon av tørrstoff. For en mer utførlig litteraturoversikt om sur nedbørs virkning på vegetasjon henvises det til Morrison (1984) og Evans (1984).

Den norske geologen professor W. C. Brøgger berørte problemet da han rapporterte om sotfarget snø på Sørlandet på grunn av luftforurensing over lengre distanser til Norge i 1881. Det ble først antatt at fargen skyldtes vulkanutbrudd på Island, men Brøgger kom til at årsaken isteden var utslipp fra den britiske industrien. Forurensingsproblemet i England var også noe som opptok Henrik Ibsen. I "Brand", som kom ut i 1866, lot han presten utbryte "...Brittens kvalme stenkulsky sænker sort seg over landet, smudser alt det friske grønne...". I Norge ble det i begynnelsen av 1920-årene satt i gang målinger av surheten, og i 1934 kom Torgersen ut med en artikkel som antydte at surheten i vassdrag til en viss grad kunne kobles til surheten i nedbøren (Statens forurensingstilsyn 2006). Kalking eller tilførsel av vedaske til fiskevann ble da tatt i bruk for å bedre vannkvaliteten og fiskebestandene. Ikke før på slutten av 1950-tallet la norske forskere merke til at luftforurensing over store avstander var et voksende problem. Vinterstormene presset luftmasser over Storbritannia og andre land i den nordlige delen av sentral-Europa før de nådde Norge, og snøen som falt i Norge var ofte gråfarget på grunn av den tunge industrien i Europa.

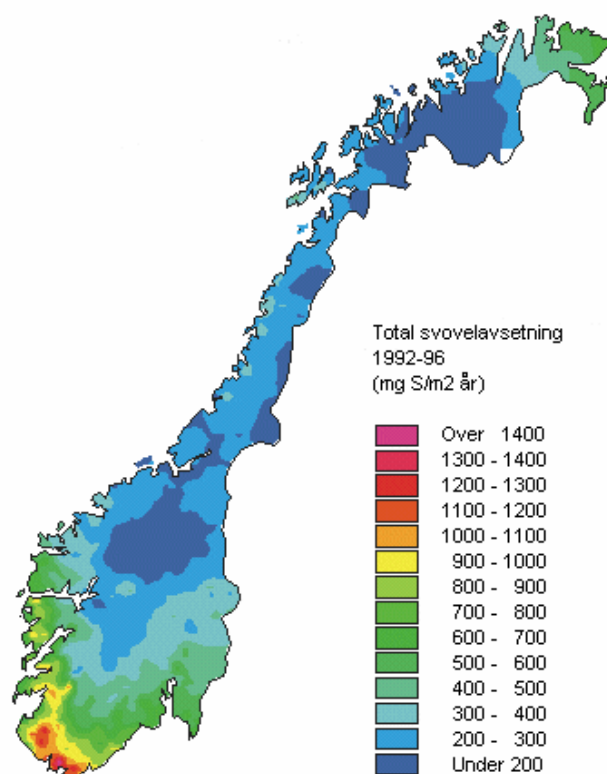
¹ I denne masteroppgaven brukes vitenskaplige plantenavn i alle analyser og beregninger. Norske artsnavn står i parentes første gang arten nevnes i teksten. Liste over artsnavn finnes som Vedlegg 1. Nomenklaturen for de høyere planter følger Lid & Lid (1998), bladmoser Smith (1978), levermoser Halvorsen (1983) og lav følger Krogh *et al.* (1980), med unntak av *Cladina* som er behandlet som slekt.

Den svenske jordforskeren Svante Odén skrev flere artikler om nedbørens forsurening og effekter på jord og skog. Han hevdet blant annet at tilveksten i svenske skoger hadde gått tilbake, til tross for at økt innhold av karbondioksid (CO_2) i atmosfæren og økt nedfall av nitrogen (N) burde ha gitt en økning i skogtilveksten på ca. 1 % per år. Nesten på samme tid og i samsvar med Odéns argumenter, hevdet Dahl og Skre i Norge at den sure nedbøren ville føre til så stor utvasking av kalsium (Ca^{2+}) fra norske jordsmonn at skogens tilvekst i utsatte områder ville synke med 1,5 % per år. De dystre spådommene om virkningene av den sure nedbøren førte til at "Sweden's case study for the United Nations conference on the environment" ble arrangert i Stockholm i 1972. Her ble det blant annet hevdet at skogtilveksten i det sørlige Sverige ville bli redusert med hele 10-15 % innen år 2000. Den voksende oppmerksomheten på lufttransporterte forurensinger førte til at problemet ble tatt opp i den norske regjeringens langtidsprogram for 1970-73 (Eliassen 2002). I 1985 og 1988 ble det underskrevet protokoller for å få en nedgang i utslippet av henholdsvis svovel (S) og nitrogenoksider (NO_x) blant medlemslandene i UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). Det politiske arbeidet førte frem, og utslippet av svoveldioksid (SO_2) i Europa sank fra 56,3 Mt i 1980 til 35,6 Mt i 1992, det vil si en nedgang på 37 % (Tuovinen *et al.* 1994).

Bekymringen for effektene på næringssituasjonen i skogsjorda og dermed skogproduksjonen førte til at innledende undersøkelser om utvaskingen av basekationer ble satt i gang ved Det norske Skogforsøksvesen i 1969-70. Dette kan sies å være starten på det store forskningsprogrammet "Sur Nedbørs virkning på Skog og Fisk" (SNSF) som i 1972 ble startet opp i regi av Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd, Norges Tekniske Naturvitenskapelige Forskningsråd og Miljøverndepartementet (Abrahamsen *et al.* 1994, Eliassen 2002). Etter avslutningen i 1980, ble deler av SNSF-prosjektet videreført i et annet prosjekt med tittelen "Sur nedbørs virkning på Skog og Jord". Forskingen som har vært utført for å klarlegge virkninger av forsurening på skogtrær og landbruksvekster, er blitt utført både i felt og laboratorium. Resultatene av de ulike forsøringsforsøkene varierer sterkt med forsøksopplegg og med hvilke arter som er studert. Det er påvist redusert vekst hos trær i de sureste behandlingene (pH 2,0 og 2,5). For enkelte av forsøkene inntraff vekstreduksjon først etter at syretilførselen var avsluttet, altså en forsinket reaksjon i forhold til behandlingen. For forsøkene i Åmli hvor feltarbeidet mitt er utført, ble det funnet langvarige vekstreduksjoner hos trær etter tilførsel av svovel. I 1990, 9 år etter at behandlingen opphørte, hadde ikke veksten forbedret seg (Abrahamsen *et al.* 1994).

Evans (1982) rangerte plantegrupper etter følsomhet for sur nedbør: urteaktige tofrøbladete > vedaktige tofrøbladete > enfrøbladete > nakenfrøete. Effekter av forsuring på naturlig vegetasjon er mindre kjent. Nekrotiske flekker ble observert på *Chamaenerion angustifolium* (geitrams), *Trientalis europaea* (skogstjerne) og *Maianthemum bifolium* (maiblomst) som ble eksponert for regnvann med pH 2,5 (Abrahamsen 1979). Bjør og Teigen (1980) påviste ingen synlig effekt etter kunstig forsuring med pH 2,5 for *Vaccinium myrtillus* (blåbær) og *Vaccinium vitis-idaea* (tyttebær). I forsuringseksperimentet hvor mitt feltarbeid er utført ble det observert at *Melampyrum pratense* (stormarimjelle) var sterkt redusert etter behandling med pH 3,0 tre år etter behandlingens slutt (Nygaard & Abrahamsen 1991).

I nordlige områder som i Skandinavia, kan samspillet mellom klima, trealder, bonitet og luftforurensing ha stor innvirkning, da de naturgitte forholdene er betydelig mer ekstreme enn i Mellom-Europa (Thomsen *et al.* 1995). Her til lands vil skog i sør og sørøst være mest belastet med forurensinger. Minst langtransportert forurensing finnes i skog fra Møre til Troms. Forurensingskilder på Kola medfører stor belastning på skogen i Pasvik (Aamlid 1992) (Figur 1). De eneste forekomstene av skadet skog i Norge med unntak av Pasvik, har vært lokalt knyttet til utslipp fra tungindustrien, slik som i Årdal og Herøya.



Figur 1. Total svovelavsetning 1992-1996 (mg S/m²/år) (Norsk institutt for luftforskning (2006)).

I Norge var det ferskvannsbiologer som først registrerte negative miljøeffekter av forsurening. Laksedød i vassdragene rett innenfor Lista ble satt i sammenheng med forsuringen fra jordsmonnet (Dahl 1921, 1923). A. Dannevig (1959) viste at gode årganger av laks falt sammen med lite nedbør i gytetiden, og utover på 60-tallet ble tilbakegangen i utbredelsen av ørret innen de samme områdene satt i sammenheng med økende surhet i nedbøren (G. Dannevig 1966). I Nissedal, nabokommunen til Åmli, viste undersøkelser av forekomst av fisk i vann en drastisk nedgang. Fra å være tilstede i over 90 % av de registrerte vannene i 1940, var forekomsten i 1975 under 5 % (Overrein *et al.* 1980).

1.2 Terminologi

Sur nedbør brukes ofte feilaktig synonymt med luftforurensing. Det vil si som forekomst i atmosfæren av gasser, væskedråper eller partikler i slike konsentrasjoner, mengder eller varighet at de kan være til skade på naturen. Når ikke annet er nevnt i denne oppgaven skal det med sur nedbør forstås som: "Nedbør med unaturlig høyt innhold av svovelsyre, salpetersyre og til en viss grad saltsyre" (Abrahamsen 1987).

Med "direkte effekter" på vegetasjon menes skader som oppstår som følge av fysisk kontakt mellom overflaten av planten og den sure nedbøren. Foruten sur nedbør kan også svoveldioksid, nitrogendioksid og ozon gi direkte skade på vegetasjonen. Skadebilde vil være overflate- eller vevskade på ulike plantedeler. Slike skader vil variere sterkt fra art til art, og ofte vil plantens morfologi være avgjørende.

"Indirekte effekter" benyttet i videste forstand beskriver påvirkning på plantene via endringer i jordkjemiske forhold. Andre knytter også effekter av sopp (mykorrhiza), bakterier, generell redusert vitalitet (slik at vekstene blir predisponert for parasittisme og klimastress) til "indirekte skade" (Tamm & Cowling 1977).

I denne oppgaven blir mine analyser utført over 20 år etter siste vanning. Dermed vil det etter all sannsynlighet kun være mulige "indirekte effekter" av forsurening i mine observasjoner.

1.3 Formål

Formålet med denne oppgaven var med utgangspunkt i et tidligere anlagt forsuringeksperiment: Å bestemme varigheten av forsuringseffekter på vegetasjon og vekst. Spesielt var det av interesse å finne ut om felt- og bunnvegetasjon hadde frisknet til, og om det fortsatt var redusert tilvekst hos trærne.

Kunnskap om slik restitusjon av økosystemer er av stor betydning for arbeidet med reduserte utslipp og i modelleringsarbeidet med å lage scenarier om hvilke reduksjoner som skal til for oppnå en viss restitusjon.

2. MATERIALE OG METODER

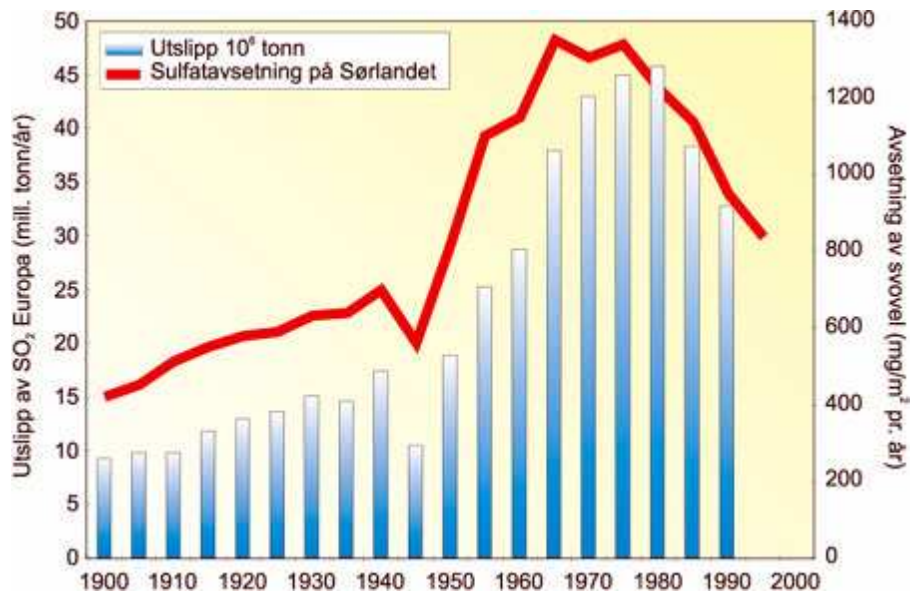
2.1 Forsøksområdet

2.1.1 Geografi

Deler av denne beskrivelsen bygger på Nygaard og Abrahamsen (1991). Forsøket ligger på Gjøvelandsneset 3 kilometer nord for sentrum i Åmli kommune i Aust-Agder (Figur 2). Gjøvelandsneset ligger 155 meter over havet og har en flat terrengprofil. Området ble tatt i bruk av Norsk institutt for skogforskning (NISK, senere Skogforsk), under prosjektet ”Sur nedbørs virkning på Skog og Fisk” (SNSF) i 1972. Deretter har forsøksfeltet blitt fulgt opp av NISK gjennom prosjektet ”Sur nedbørs virkning på Skog og Jord”. Oversikt over utslipp av sulfatavsetninger på Sørlandet kan ses i figur 3.



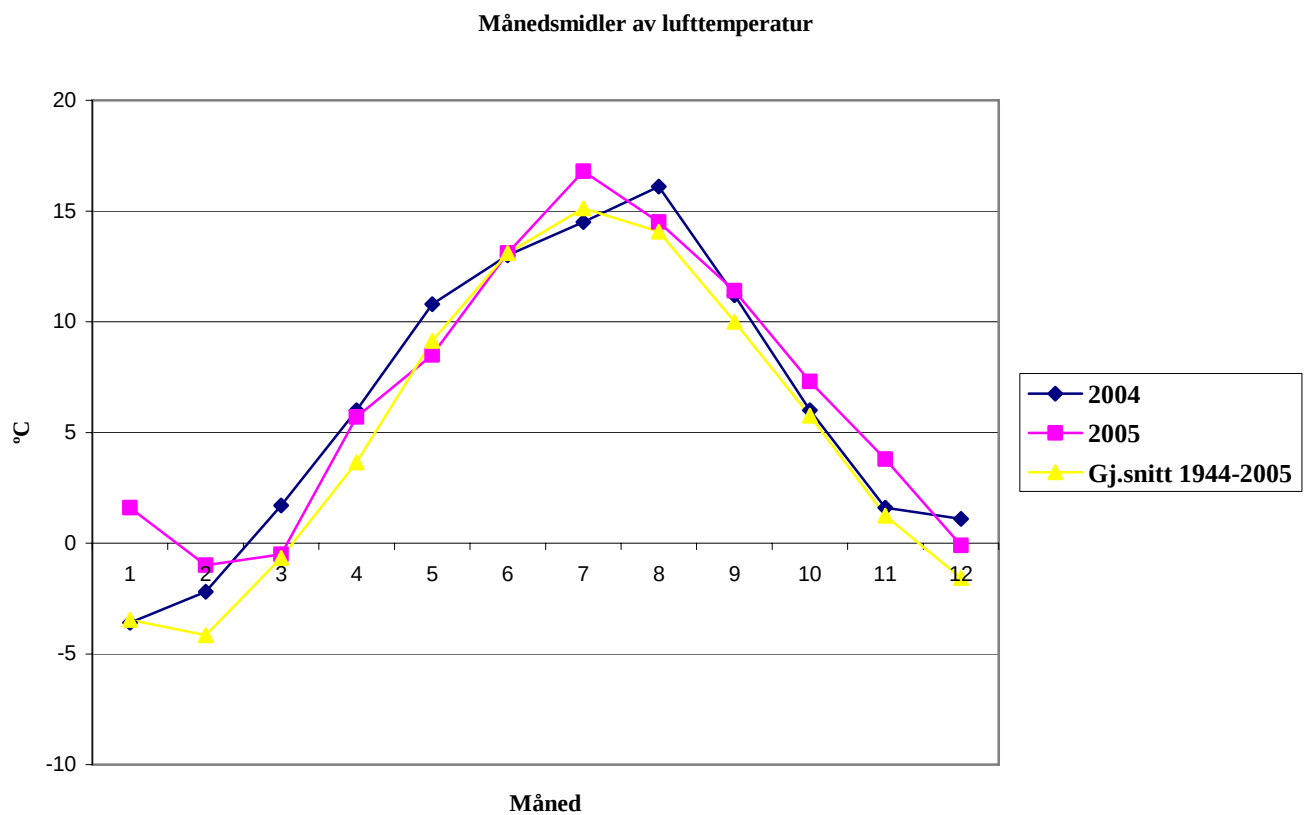
Figur 2. Forsøksfeltets geografiske beliggenhet.



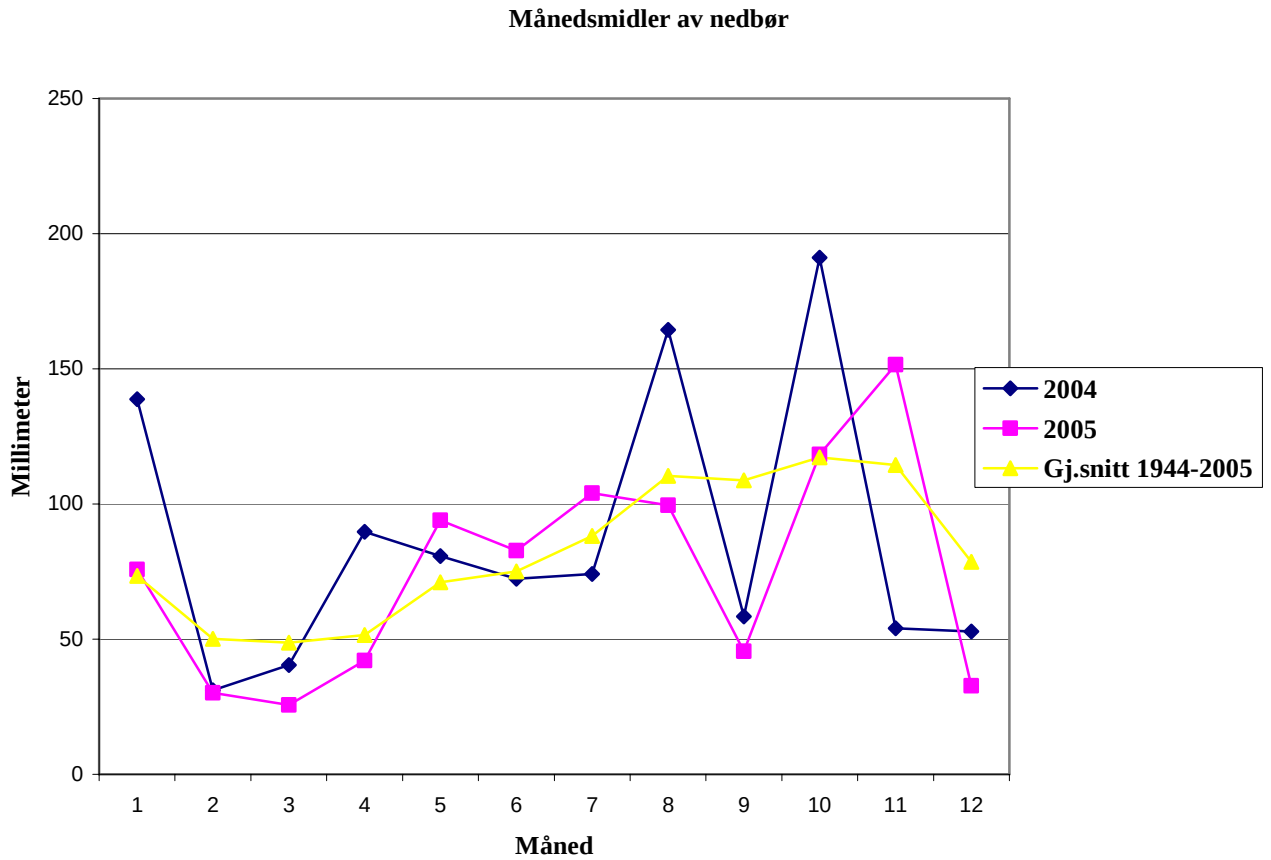
Figur 3. Utslipp av svoveldioksid i Europa og sulfat på Sørlandet (Norsk institutt for luftforskning 2006).

2.1.2 Klima

Åmli ligger innenfor den boreo-nemorale sone, med suboseanisk til oseanisk klima og humide til sterkt humide forhold. Figur 4 viser at vintrene i området er milde, mens sommertemperaturene er forholdsvis lave. Figur 5 viser at nedbøren den siste halvdel av året i 2004 og 2005 skiller seg noe i mot den gjennomsnittlige nedbøren siden 1944. Temperatur- og nedbørsberegningene er basert på tall fra Meteorologisk institutts målestasjon 37230 på Tveitsund.



Figur 4. Månedsmidler av lufttemperaturen for 2004 og 2005 samt gjennomsnittlig månedsmiddeltemperatur i perioden 1944 til 2005 (Pers. med. Meteorologisk institutt 2006).



Figur 5. Månedssummer av nedbør for 2004, 2005 og gjennomsnittlig nedbørsmengde for perioden 1944 til 2005 i millimeter (Pers. med. Meteorologisk institutt 2006).

2.1.3 Geologi og jordsmonn

Forsøksfeltet ligger på et glasifluvialt materiale av sand og grus, avsatt over den marine grense. Berggrunnen består dels av en finkornet granitt og dels av en middels til mer grovkornet granitt, begge av proterozoisk alder (Sigmond *et al.* 1984).

Jordtypen i forsøksfeltene er et typisk jernpodsolprofil med egenskaper som vist i tabell 1. For mer informasjon om jordsmonn se Abrahamsen *et al.* 1976.

Tabell 1. Jordegenskaper fra forsøksområdet målt før gjennomføringen av vanningen (Abrahamsen *et al.* 1976).

Jord- sjikt	Jord- dybde cm	Gløde- tap %	pH (H ₂ O)	Kation- ombytte Meq/100g	Base- metning %	N i % av tørrstoff
Organisk sjikt (O)	0 – 7	84	3,9	127	11	1,20
Avsetnings- sjikt (A _e)	7 – 10	3	4,1	5	4	0,05
Utfellings- sjikt (B)	13 - 16	5	4,7	6	2	0,07

2.1.4 Vegetasjon

Vegetasjonen er tidligere beskrevet som en 100 år gammel naturlig forynget furuskog av typen *Vaccinio-Pinetum* (Figur 6) (Abrahamsen *et al.* 1976). *Pinus sylvestris* (furu) er eneste art i tresjiktet. Busksjiktet er ikke representert. Feltsjiktet er dominert av *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris* (røsslyng) og *Empetrum* spp. (krekling), mens store deler av bunnsjiktet er dekket av *Dicranum polysetum* (krussigd) og *Pleurozium schreberi* (furumose).

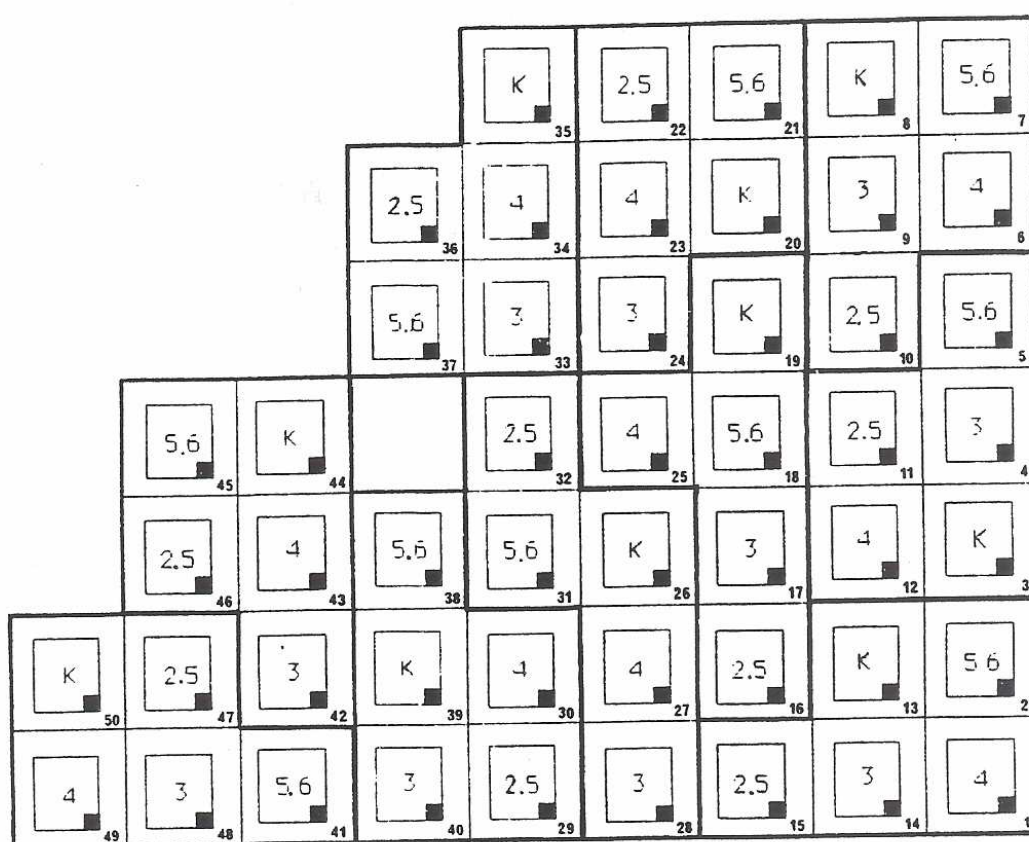


Figur 6. Bilde av forsøksfeltet i Åmli kommune (Foto: Ingunn Saga).

2.2 Forsøksopplegg

Forsøksfeltet er et sammenhengende areal som består av 50 behandlingsruter (Figur 7). Som feltforsøk er feltet unikt med hensyn på rutestørrelse og antall gjentak. En behandlingsrute måler 25 x 25 meter, 625 m², og har en indre oppmerket målerute på 15 ganger 15 meter, 225 m² (Abrahamsen *et al.* 1976). Det vil si at det er en buffersone på 5 meter rundt hver av analyserutene. Behandlingsrutene er nummerert fra 1 til 50, og fordelt på 10 blokker. I hver blokk ble 4 av behandlingsrutene vannet med kunstig nedbør med pH 5.6, 4.0, 3.0 og 2.5 i

1975 til 1983, se nedenfor. Surhetsgraden måles ofte i pH-enheter, som er en logaritmisk skala, og er et mål på konsentrasjonen av H^+ -ioner (betegnes som en sterk syre). Grunnet den logaritmiske pH-skalaen øker konsentrasjonen med en faktor 10 per pH-enhet, det vil si at en løsning ved pH 3 vil være 100 ganger mer sur enn ved pH 5. Helt rent vann vil ha en pH på 7, mens vann med pH lavere enn 7 vil være surt. På grunn av atmosfærens innhold av CO_2 (som løses i vann) vil imidlertid pH være om lag 5,6. Av den grunn betegnes nedbør med pH lavere enn dette som sur (Norsk institutt for luftforskning 2006). I hver av blokkene er det også en uvannet behandlingsrute. Hver blokk inneholder en behandlingsrute for hver av de ulike behandlingstypene, og disse er randomisert innenfor hver av blokkene.



Figur 7. Feltets forsøksdesign der hver av behandlingsrutene måler 25 x 25 meter, målerutene 15 x 15 meter og analyserutene måler 2 x 2 meter (Nygaard & Abrahamsen 1991).

Vanningen av forsøksfeltene startet opp i september 1975, og den siste vanningen ble gjennomført i september 1983. Det ble vannet med svovelsyre fortynnet med grunnvann fra stedet. Grunnvannets kjemiske egenskaper er vist i tabell 2.

Tabell 2. Kjemiske egenskaper i grunnvannet som ble benyttet i behandlingene (Abrahamsen et al., 1976).

Konsentrasjon mg/l				
K	Na	Ca	Mg	NO ₃ -N
0,56±0,05	1,51±0,35	1,65±0,36	0,57±0,10	0,22±0,08

Vanningen ble utført i den frostfrie perioden av året, og det ble vannet en gang i måneden fra og med mai til og med september. Vanningen ble utført med fra sprederer omtrent en meter over bakkenivå, slik at det meste av "nedbøren" nådde feltsjiktet direkte. Den enkelte vanningen varte i om lag 8 timer, og hver behandling tilførte hver rute en "nedbørsmengde" tilsvarende 50 millimeter nedbør (Abrahamsen *et al.* 1976). En oversikt over de tilførte stoffene i kg/ha er gitt i tabell 3a og 3b.

Tabell 3a. Tilførte mengder basekationer og nitrogen (nitratform) i kg/ha per vanning (Abrahamsen *et al.* 1976).

Tilførte stoffer i kg/ha				
K	Na	Ca	Mg	NO ₃ -N
0,16	0,76	0,58	0,17	0,11

Tabell 3b. Tilførte mengder sulfat (SO₄-S) i kg/ha for de ulike behandlingene (Abrahamsen 1987).

Behandling				
pH=2,5	pH=3,0	pH=4,0	pH=5,6	Uvannet
1580	520	185	125	100

2.3 Vegetasjonsanalyse

I hver av behandlingsrutene er det også lagt ut en analyserute. Analyserutens nordvestlige hjørne faller sammen med den indre målerutens nordvestlige hjørne. En analyserute måler 4 m², og er kvadratisk. For å få vegetasjonsanalysen så nøyaktige som mulig ble denne analyseruten delt inn i fire like ruter på 1 ganger 1 meter som ble analysert hver for seg (Figur 8). Den enkelte arts dekning ble angitt i hele prosent. Det ble brukt dekningskala med prosentverdiene 1, 2, 3, 5, 7, 10 deretter avrundet til nærmeste 5 prosent opp til 100 prosent. Vegetasjonsanalysene gjorde jeg i august og september 2005. Ved tidligere undersøkelser i 1986 ble de samme målerutene analysert, og dette datamaterialet er benyttet som referansemateriell for å undersøke mulige endringer i vegetasjonsbilde.



Figur 8. Analyserute på 1x1 meter (Foto: Ingunn Saga).

Siden dette arbeidet skulle sammenliknes med tidligere undersøkelser, ble metoder og datatransformasjoner utført på samme måte som tidligere for å unngå å innføre nye feil.

Som nevnt tidligere benyttes det i dette arbeidet en rutestørrelse på 4 m², noe som er langt under minimumsarealet for gjeldende vegetasjonstype (Nygaard & Abrahamsen 1991). I dette tilfellet har ikke formålet med ruteanalysene vært vegetasjonskartlegging, men å påvise eventuelle forskjeller i vegetasjonssammensetningen mellom de to behandlingene og vegetasjonsendringer i tiden etter behandlingen.

2.4 Tremålinger og årringanalyser

Trærnes høyde ble målt ved hjelp av Vertex høydemåler, og omkretsen i brysthøydealder ble målt med målebånd. For å tidfeste varigheten av eventuelle vekstendringer, ble trærne innen forsøksområdet boret med tilvekstbor i brysthøyde. En slik årringundersøkelse er ikke utført i dette forsøksfeltet tidligere, fordi man ville unngå skader på trærne. Årringene ble analysert ved hjelp av en årringmålemaskin (Figur 9). Denne analysen gjorde det mulig å se årlige forandringer i årringveksten samt å datere alderen på bestandet. Under transport av årringprøvene ble deler av materialet ødelagt. Dette skyldes at hylsene som prøvene lå i under transport var for store i forhold til omkretsen på prøvene.



Figur 9. Årringmålemaskinen som ble brukt til måling av årringvekst (Foto: Ingunn Saga).

2.5 Numerisk analyse og statistiske metoder

For bearbeidelse av floristiske data ble ordinasjonsmetoden "Detrended Correspondence Analysis" (DCA) benyttet. Metoden er generelt sett vurdert som en robust ordinasjonsteknikk (Økland 1998). Ordinasjonsmetoder er metoder som forsøker å finne struktur i et datamateriell. Dette gjøres ved å redusere antall uavhengige variasjoner (dimensjoner) innen et datasett (datamatrikse). Eventuelle mønstre i materialet vil gjenspeiles i ordinasjonsdiagrammet og rutene ordnes etter et likhetsmål. Avstanden mellom ruter gjenspeiler likheten/ulikheten og gir de ulike aksene en økologisk fortolkning. I DCA utføres en reskalering av aksene, slik at aksene forhåpentligvis blir økologisk tolkbare.

Metoden ble i dette forsøket benyttet for å undersøke om det var systematiske forskjeller i vegetasjonen som følge av behandlingen, og om dette resultatet hadde endret seg over tid. Ordinasjonen ble utført ved hjelp av programmet Canoco 4 (ter Braak & Šmilauer 1998).

Veiing av arter:

Hvor stor vekt man bør legge på dominans i forhold til forekomst er diskutert av Økland (1998). Veiingen av arter er utrettet ved hjelp av denne formelen:

$$Y_{ij} = f(x) = 100^{(1-w)} x_{ij}^w$$

Hvor Y_{ij} er den veide utbredelsen, x_{ij} er den opprinnelige utbredelsen til arten i i utvalg j og w er parameteren som angir hvor stor vekt det skal gis til dominans. Verdien 0 for veieparameter vil derfor bety forekomst-fravær skala, og verdien 1 vil bety uendret prosentvis dekningskala. For dette datamaterialet er det benyttet $w = 0,35$. Veiingen ble utført i Excel. Etter veiingen ble rekkevidden 5 i stede for 100.

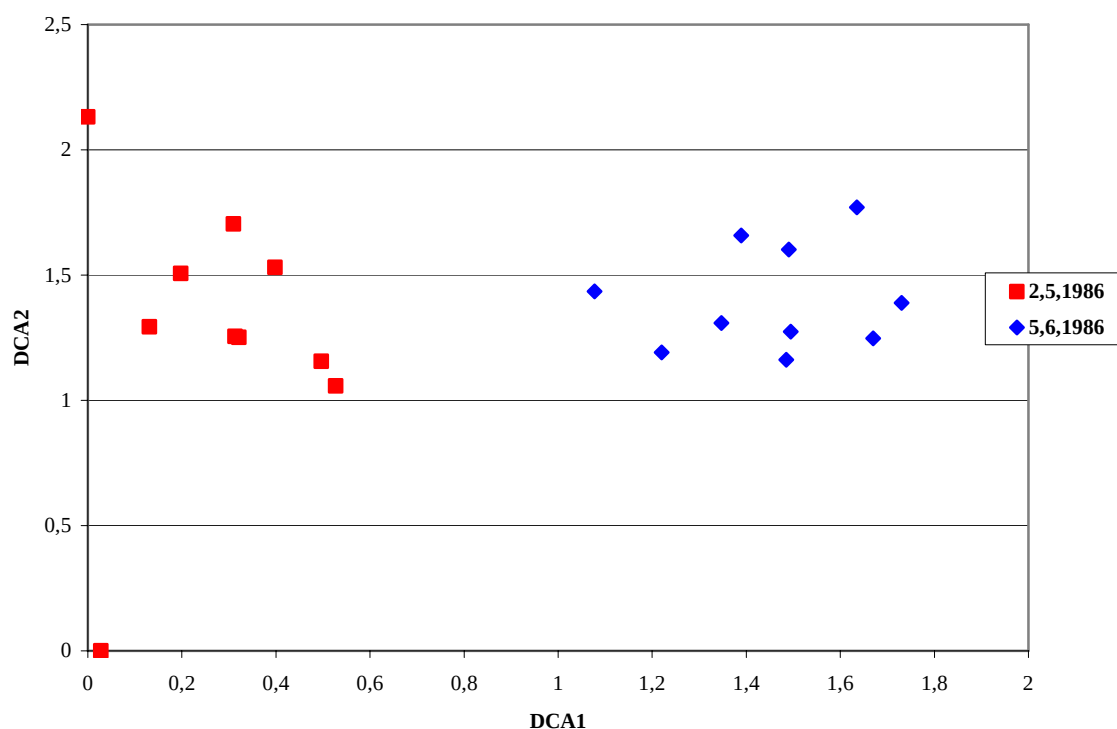
Forskjeller i artenes mediane dekning mellom behandlingen og tid ble testet ved hjelp av Kruskal-Wallis Test (Conover 1980).

Toveis variansanalyse i ANOVA ble brukt for å teste forskjeller i tremålingene (Engstrand & Olsson 2003).

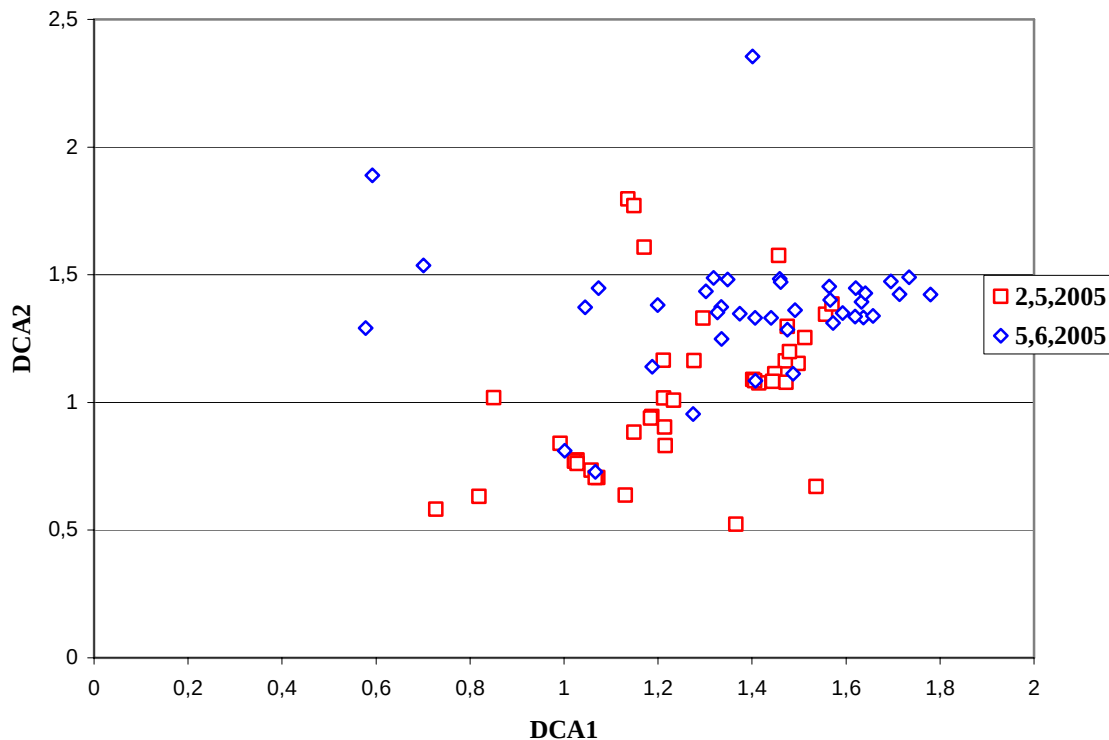
3. RESULTATER

3.1 Forskjeller i vegetasjon i forhold til behandling

Ruteordinasjonen fra 1986 viste at rutene behandlet med pH 2,5 var svært forskjellige fra rutene behandlet med pH 5,6 (Figur 10a). I 1986 var det ingen overlapping mellom de forsurede rutene og kontrollrutene. Ordinasjonen av de samme rutene fra 2005 (Figur 10b) viste ingen klar todeling, men snarere tvert imot at det var stor overlapping mellom rutene for de to behandlingene. Resultatene viser at rutene som ble behandlet med pH 2,5 i ettertid har normalisert seg, og er nå tilnærmet lik rutene som ble behandlet med pH 5,6.



Figur 10a. Ordinasjonsdiagram for verdiene til vegetasjonen i 1986 (Modifisert etter Nygaard & Abrahamsen 1991).



Figur 10b. Ordinasijonsdiagrammet for verdiene til vegetasjonen i 2005.

Tabell 4 viser at artene i forsøksfeltet viste ulik respons på kunstig forsuring. Mens arter som *Melampyrum pratense*, *Dicranum polysetum* og *Pleurozium schreberi* gikk tilbake på forsurede ruter, økte forekomsten av *Cladina rangiferina* (grå reinlav) og *Cladonia macilenta* (melrødtopp) i 1986.

Det var også forskjeller i artenes prosentvise dekning mellom behandlingene etter at forsuringen opphørte. *Vaccinium vitis-idaea* ble observert i alle rutene både i 1986 og 2005, men det var signifikant økning uavhengig av behandlingene fra 1986 til 2005. *Melampyrum pratense* ble ikke observert i rutene behandlet med nedbør med pH 2,5 i 1986, mens arten ble observert i 40 % av de samme rutene i 2005. *Dicranum polysetum* ble påvist i alle rutene både i 1986 og 2005. Mens den mediane dekningen til denne arten har gått opp i rutene de forsurede rutene fra 1986 til 2005, har den mediane dekningen gått ned i kontrollrutene. *Pleurozium schreberi* ble ikke observert i rutene behandlet med pH 2,5 i 1986, men ble observert i samtlige av rutene i 2005. Derimot har den mediane dekningen for denne arten avtatt i kontrollrutene fra 1986 til 2005. Lavartene *Cladina rangiferina*, *Cladonia arbuscula* (lys reinlav), *Cladonia merochlorophaea* (brunbeger) og *Cladonia macilenta* ble alle

observert i 1986 med høyeste frekvens i rutene behandlet med pH 2,5. I 2005 hadde alle disse artene lavere forekomst.

Det ble undersøkt for statistiske forskjeller mellom behandling og/eller år for de artene som var representert i minst 15 av de 100 ruteanalysene. *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum pratense*, *Dicranum polysetum* og *Pleurozium schreberi* viste alle statistisk signifikante forskjeller mellom behandling og/eller år ($P = 0,05$).

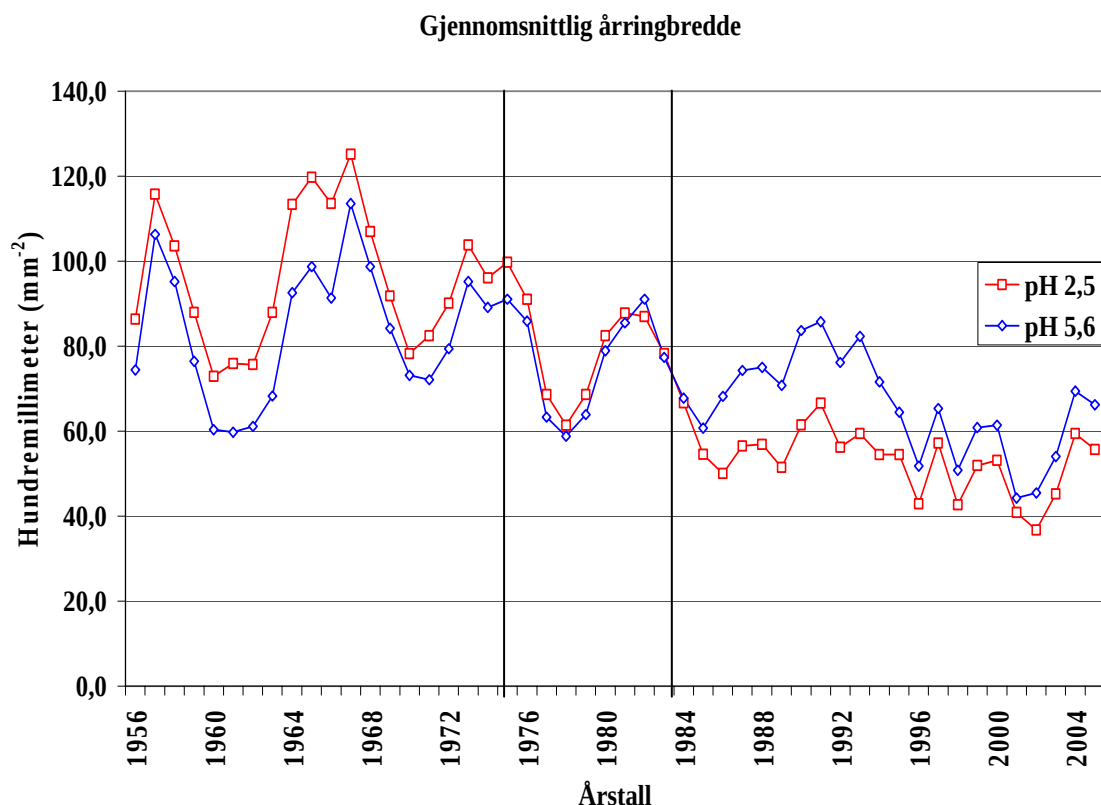
Tabell 4. Artenes mediane dekning (D) og forekomst (F) innen analyseruter fra de ulike behandlinger. i.s.= ikke signifikante forskjeller mellom analysene ($p = 0,05$) og i.t. = ikke testet. + = arter som har økt sin mediane dekning, - = arter hvor den mediane dekningen har avtatt. For fullstendig artsnavn se vedlegg 1. Bokstavene a, b og c indikerer signifikante forskjeller mellom behandling og/eller år ($P = 0,05$) (Modifisert etter Nygaard & Abrahamsen 1991).

Behandling											
Art	pH 2,5 1986		pH 2,5 2005		+/-	pH 5,6 1986		pH 5,6 2005		+/-	Signifikans
	D	F	D	F		D	F	D	F		Nivå
Vacc.myr	70 _a	100	45 _{bc}	100	-	55 _{ab}	100	30 _{bc}	100	-	0,01
Vacc.vit	2 _a	100	15 _b	100	+	4 _a	100	17,5 _b	100	+	0,00
Vacc.uli	0	30	0	40		2	60	0	40	-	i.s.
Call.vul	1	60	0	20	-	0	40	0,5	50	+	i.s.
Emp.spp.	1	50	0	10	-	0	10	0	30		i.s.
Mel.pra	0 _a	0	0 _{ab}	40		3 _c	100	1 _b	80	-	0,00
Dic.pol	3 _a	100	50 _b	100	+	35 _b	100	17,5 _a	100	-	0,00
Dir.sco	0	0	0	10		0	0	0	0		i.t.
Poh.nut	0	10	0	0		0	20	0	0		i.t.
Ple.sch	0 _a	0	11 _{ab}	80	+	65 _c	100	35 _{bc}	100	-	0,00
Pti.cil	1	70	0	10	-	0	0	0	20		i.s.
Cal.nee	0	10	0	0		0	30	0	0		i.t.
Cla.ran	1	60	0	20	-	0	10	0	20		i.s.
Cla.arb	0	20	0	20		0	10	0	10		i.s.
Cla.mer	0	20	0	0		0	0	0	0		i.t
Cla.mac	1	60	0	0	-	0	0	0	0		i.t
Antall arter i bunnsjiktet		6		6			7		6	-	
Antall arter i feltsjiktet		9		6	-		6		5	-	

3.2 Tremålinger

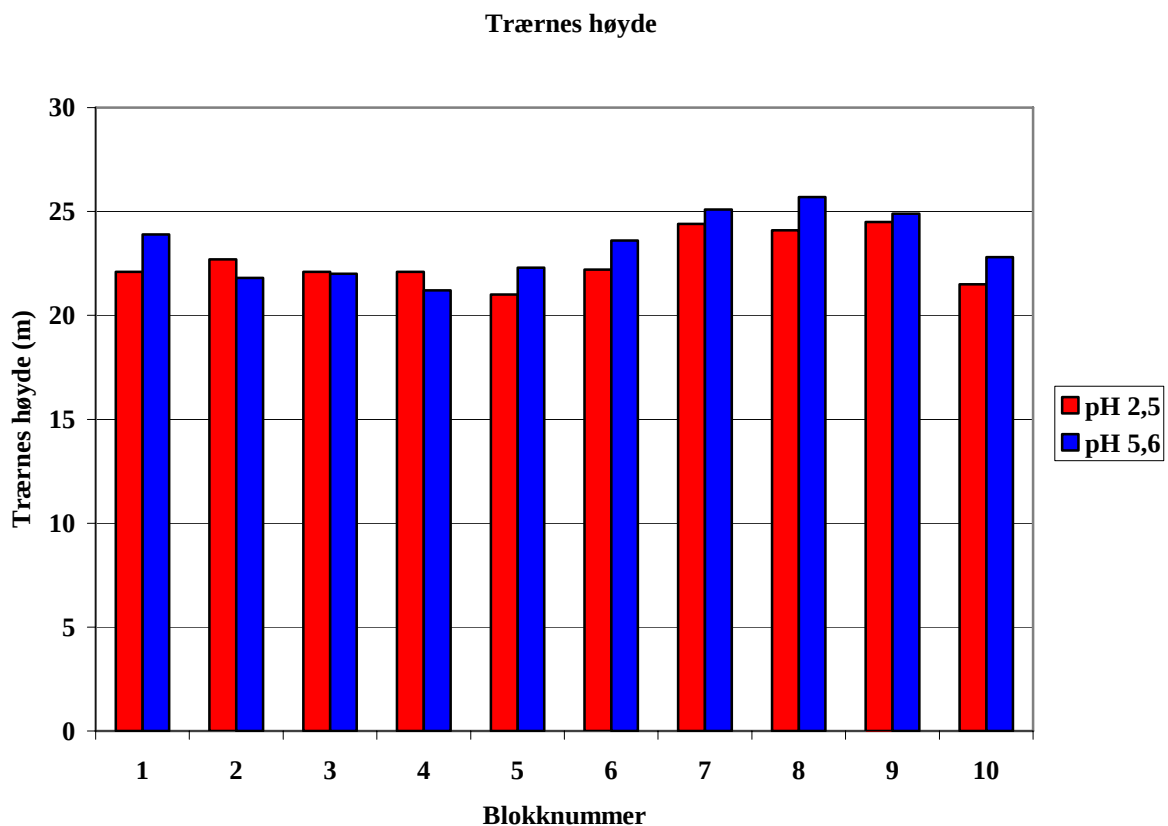
3.2.1 Årringanalyser

Årringanalysen viste at bestandets brysthøydealder var ca. 120 år. Veksten målt som årringbredde fra 1955 fram til 2005 er vist i figur 11. Den blå kurven viser årringserie for kontrollrutene og rød kurve viser årringserie for forsurede rutene. I perioden før eksperimentet og under behandlingen følger vekstutviklingen på kontroll og forsurede ruter hverandre, men det er en tendens til at forsurede ruter har noe større årringbredde. Det var signifikante forskjeller i årringbredde mellom behandlingene i 1986, 1987, 1989, 1992 og i 1993 ($P = 0,05$). Figuren viser at responsen på trærne, målt som redusert årringbredde inntraff først 11 år etter behandlingens start, og varte i sju år. Etter 1993 er det ikke påvist signifikante forskjeller i gjennomsnittlig årringbredde mellom de to behandlingene, selv om det fortsatt kan se ut som at kontrollrutene ligger over kurven for de forsurede rutene.



Figur 11. Gjennomsnittlig årringbredde hos trærne i rutene som ble behandlet med pH 2,5 og 5,6. De lodrette strekene viser behandlingens start i 1975 og slutt i 1983.

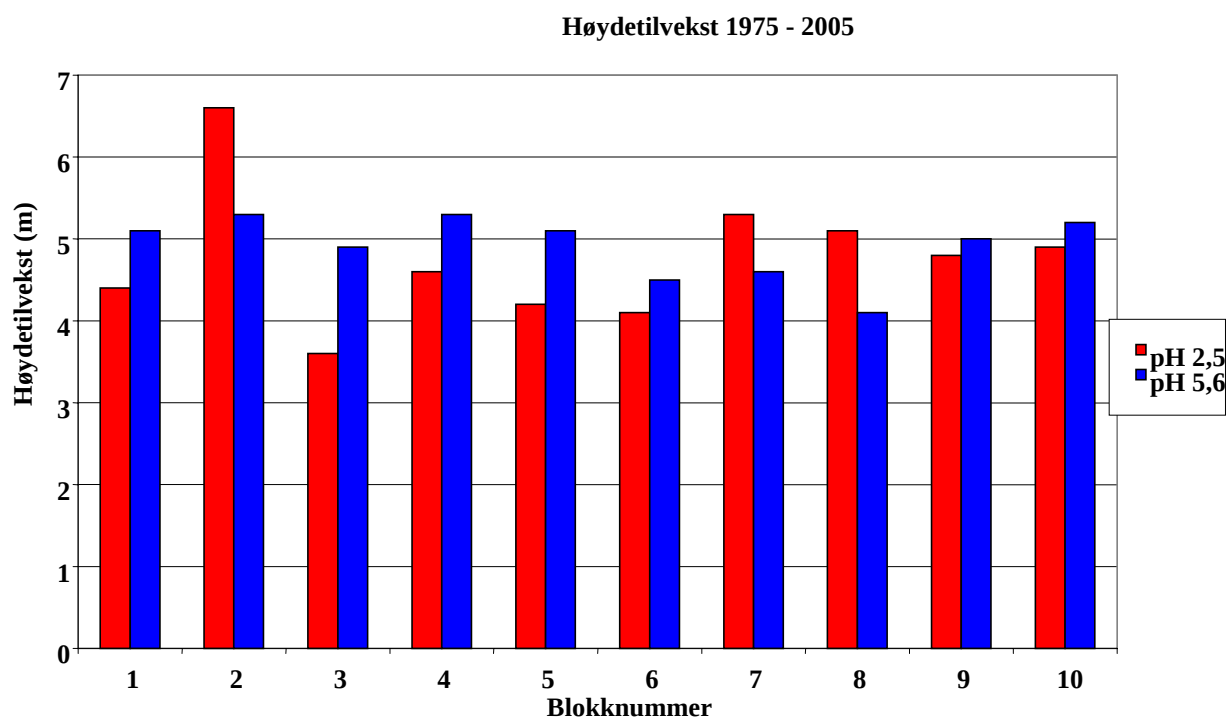
3.2.2 Trærnes høyde



Figur 12a. Trærnes gjennomsnittlige høyde innenfor hver blokk i 2005.

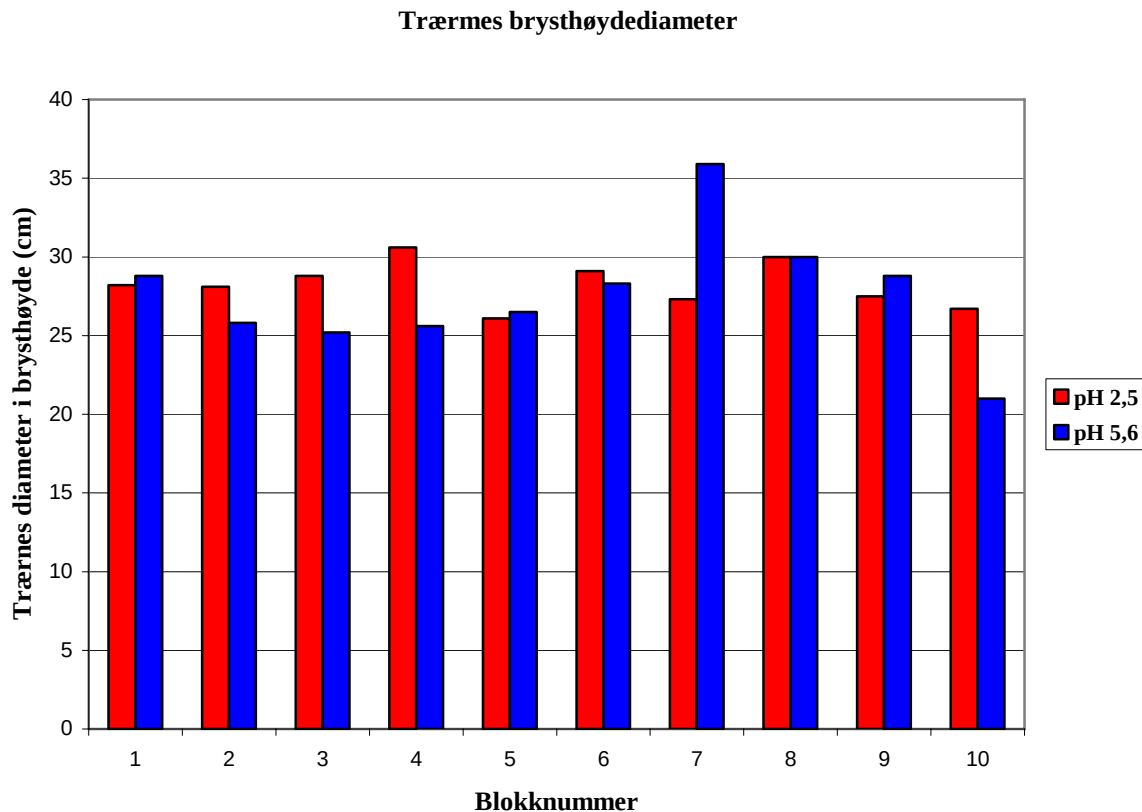
De røde stolpene i figur 12a viser den aritmetiske middelhøyden på trærne i de forsurede rutene i hver av blokkene, mens de blå stolpene viser tilsvarende for kontrollrutene. Det var statistisk signifikante forskjeller mellom blokkene ($P = 0,004$), mens det ikke var signifikante forskjeller mellom behandlingene.

Trehøydene ble målt ved forsøksstart i 1975 (Tveite upublisert). Høydetilveksten til trærne i perioden 1975 til 2005 viste ingen signifikante forskjeller verken mellom blokkene eller behandlingene (Figur 12b). Gjennomsnittet av alle tremålingene viste kun en reduksjon i høydetilvekst på ca 3 % hos trærne som stod i de forsurede rutene i forhold til trærne i kontrollrutene.



Figur 12b. Trærnes gjennomsnittlige høydetilvekst i perioden fra 1975 til 2005.

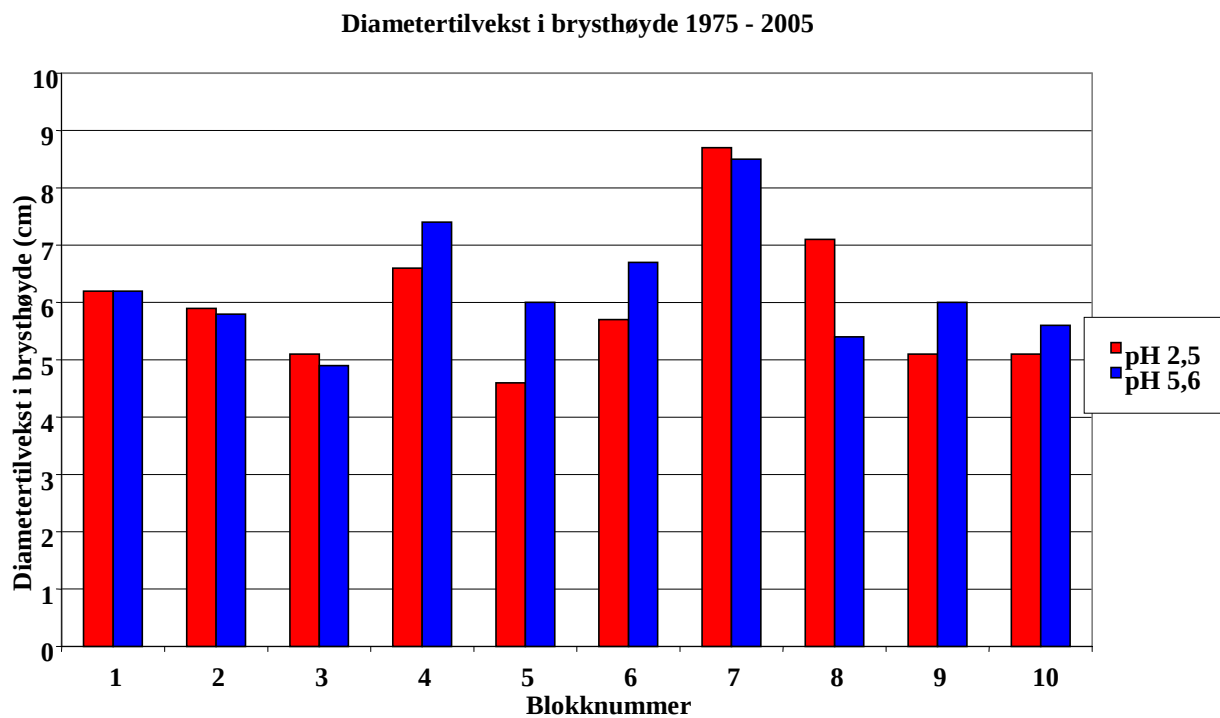
3.2.3 Trærnes brysthøydiameter



Figur 13a. Trærnes gjennomsnittlige brysthøydiameter innenfor hver blokk i 2005.

Det ble ikke påvist noen statistisk signifikante forskjeller i gjennomsnittlig brysthøydiameter verken mellom blokkene eller behandlingene (Figur 13a).

Trærnes brysthøydiameter er målt ved forsøksstart i 1975 (Tveite upublisert). Diametertilvekst i brysthøyde fra 1975 til 2005 (Figur 13b) viste signifikante forskjeller mellom blokkene ($P = 0,009$), men ikke mellom behandlingene. Gjennomsnittet av alle tremålingene viste en reduksjon i diametertilvekst på ca. 4 % hos trærne som stod i de forsurede rutene i forhold til trærne i kontrollrutene. Det er altså ingen sikker behandlingseffekt samlet for hele perioden fra 1975 til 2005, selv om enkelte år viser sikre forskjeller (Figur 11).



Figur 13b. Trærnes gjennomsnittlig diametertilvekst i brysthøyde perioden 1975 til 2005.

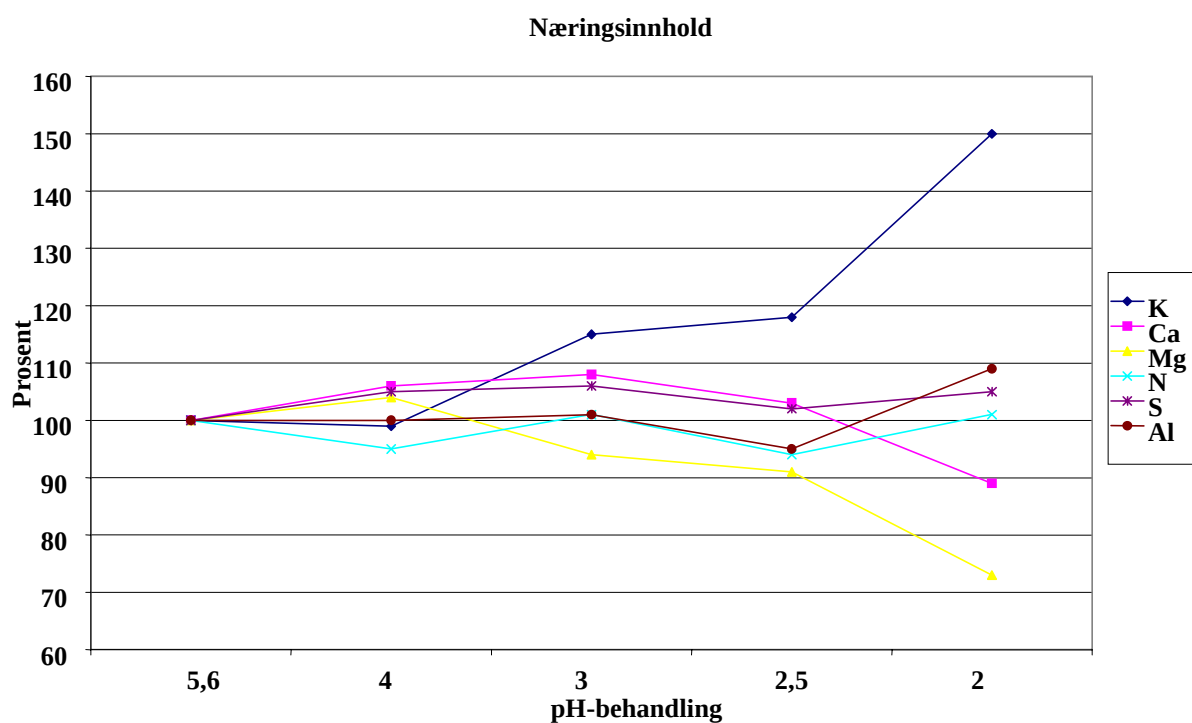
3.3 Langtidseffekter av jordforsuring

For å sette det observerte datamaterialet i sammenheng med næringssirkulasjonen, er resultater fra jord- og nåleanalyser inkludert. Jordprøver i forsøksfeltet viste klare effekter av behandlingene både i 1984 og 1988 (Tabell 5). Jordas pH, basemetning (CEC bestemt av NH_4OAc ved pH 7,0), og mengde utbyttbart Mg^{2+} og Ca^{2+} er alle blitt signifikant påvirket av syrebehandlingene. Generelt var behandlingene uvannet, pH 5,6 og pH 4 ikke signifikant forskjellig seg imellom, men denne gruppen var signifikant forskjellig fra pH 3- og pH 2,5-behandlingene. Forskjellen mellom pH 3- og pH 2,5-behandlingene var også vanligvis signifikant. I de fleste tilfellene var reduksjonen av Mg^{2+} i de forsurede rutene sammenlignet med kontrollrutene signifikant større enn reduksjonen i utbyttbart Ca^{2+} (Nygaard & Abrahamsen 1991).

Tabell 5. Effekt av behandlinger på pH i jord, basemetning og utbyttbart Ca^{2+} og Mg^{2+} i O- og E-sjiktet. Kationbyttekapasiteten ble bestemt av NH_4OAc ved pH 7,0. i.s.= ikke signifikant. Bokstavene a, b c og d indikerer signifikante forskjeller mellom behandlingene ($P = 0,05$) (Nygaard & Abrahamsen 1991).

Sjikt	År	Behandling					Signifikans nivå %
		Uvannet	pH 5,6	pH 4	pH 3	pH 2,5	
pH i jord (H ₂ O)							
O	1984	3,40 _b	3,44 _a	3,42 _{ab}	3,34 _c	3,26 _b	0,01
	1988	3,42 _a	3,41 _a	3,40 _a	3,36 _b	3,30 _c	0,01
E	1984	3,74 _a	3,77 _a	3,75 _a	3,69 _b	3,62 _c	0,01
	1988	3,76 _a	3,78 _a	3,76 _a	3,73 _b	3,71 _b	0,01
Basemetning (%)							
O	1984	7,83 _b	8,90 _a	8,96 _a	7,07 _c	4,58 _d	0,01
	1988	9,14 _a	9,30 _a	9,72 _a	7,65 _b	5,75 _c	0,01
E	1984	3,18 _b	3,79 _a	3,81 _a	3,54 _{ab}	3,18 _b	0,20
	1988	3,28 _{ac}	3,45 _c	3,99 _b	2,98 _{bc}	2,83 _c	0,09
Utbyttbart Mg ²⁺ (mmol kg ⁻¹)							
O	1984	11,38 _b	13,50 _a	13,01 _{ab}	9,17 _c	4,78 _d	0,01
	1988	14,40 _a	14,88 _a	14,99 _a	10,45 _b	7,68 _c	0,01
E	1984	0,36 _a	0,37 _a	0,38 _a	0,30 _b	0,23 _c	0,01
	1988	0,32 _b	0,37 _{ab}	0,39 _a	0,26 _c	0,20 _d	0,01
Utbyttbart Ca ²⁺ (mmol kg ⁻¹)							
O	1984	25,03 _b	28,72 _{ab}	31,30 _a	26,71 _{ab}	15,50 _c	0,01
	1988	34,03 _a	32,64 _{ab}	36,28 _a	28,92 _b	19,78 _c	0,01
E	1984	0,51	0,53	0,59	0,56	0,46	i.s.
	1988	0,52 _{ab}	0,57 _{ab}	0,64 _a	0,46 _{bc}	0,35 _c	0,50

Figur 14 viser resultatene av tidligere utførte analyser av årets nåler i naboforsøket (B1) til forsøksfeltet i 1996. I dette undersøkelsesfeltet ble et yngre furubestand behandlet med sur nedbør fra stativ som var høyere enn trærne. Sprøytingen foregikk fra 1975 til 1981. Mengden av kalium (K) i nålene økte kraftig med økende surhet i behandlingen, mens for kalsium (Ca) og magnesium (Mg) avtok mengden med økende surhet i behandlingen.



Figur 14. Næringsinnhold i nåler dannet samme år som de ble innsamlet (Upubliserte data Tveite).

4. DISKUSJON

4.1 Vegetasjon

Ruteordinasjonen (Figur 10a og 10b) viste tydelig at vegetasjonen i rutene behandlet med pH 2,5 i løpet av perioden 1986 til 2005 var blitt mer lik vegetasjonen i rutene behandlet med pH 5,6. Dette kan tolkes som en reversering av forsuringseffekten, og indikerer at vegetasjonen i ruter behandlet med pH 2,5 i løpet av en 20 års periode har reetablert seg. Forskjellene i vegetasjonen mellom kontrollrutene og de forsurede rutene i 1986 bestod av omfattende skader på mosedekket spesielt på *Pleurozium schreberi* og *Dicranum polysetum*, samt at arten *Melampyrum pratense* forsvant helt fra de forsurede rutene. Skader på mosedekket er også kjent fra andre liknende forsøk. Hutchinson *et al.* (1986) viste at *Pleurozium schreberi* hadde redusert dekning ved pH 3,5 i forhold til rutene med høyere pH, som er i samsvar med observasjonene i Åmli. Det ble også påvist at denne arten hadde redusert fotosyntese, høydevekst, tørrvekt og sideforgrening ved pH 3,5. Ved pH 4,0 ble ingen negative effekter observert (Hutchinson & Scott 1988). *Pleurozium schreberi* var ikke tilstede i rutene behandlet med pH 2,5 i 1986, mens den var å finne i 80 % av rutene i 2005. *Dicranum polysetum* økte sin dekning i 2,5-rutene fra 3 % i 1986 til 50 % i 2005. Resultatene fra 1986 tyder på at *Dicranum polysetum* er mer resistent mot forsuring enn *Pleurozium schreberi*. Årsaken til at *Dicranum polysetum* er mer tolerant kan skyldes forskjeller i voksemåte og morfologi.

I de forsurede rutene hvor mosedekket ble drept, koloniserte små pionerarter seg slik som *Ptilidium ciliare* og en rekke lavarter, og bidro til at forskjellen mellom kontrollrutene og de forsurede rutene ble forsterket. Lavartene *Cladina rangiferina*, *Cladina arbuscula*, *Cladonia merochlorophaea* og *Cladonia macilenta* ble alle observert med størst forekomst i 2,5-rutene i 1986, mens kun en liten forekomst av artene i *Cladina*-slekten ble funnet i 2005. *Ptilidium ciliare* fantes i 70 % av de forsurede rutene i 1986, mens kun i 10 % i 2005. Dette kan tyde på at disse pionerartene igjen utkonkurreres over tid når store mattedannende skogsmoser slik som *Pleurozium schreberi* og *Dicranum polysetum* reetablerer seg. Ser man på utviklingen av mosedekket innen kontrollrutene fra 1986 til 2005, har utviklingen vært motsatt, med redusert dekning for både *Pleurozium schreberi* (fra 65 % til 35 %) og *Dicranum polysetum* (fra 35 % til 17,5 %).

Blant arter som ikke viste endret dekningsgrad av forsuringen, ble det også observert endringer i dekning mellom de to undersøkelsesårene. *Vaccinium vitis-idaea* ble sammen med *Vaccinium myrtillus* observert i alle rutene, både i 1986 og 2005. Mens *Vaccinium vitis-idaea*s dekningsprosent har økt i tiden etter vanningen (for forsurede ruter fra 2 % til 15 %, og for kontrollruter fra 4 % til 17,5 %), har dekningsprosenten til *Vaccinium myrtillus* gått ned (for forsurede ruter fra 70 % til 45 %, og for kontrollruter fra 55 % til 30 %). Endringene til disse artene kan forklares ut i fra senere forstyrrelser i forsøksfeltet slik som gjennomhogsten som ble utført i forsøksfeltet i 2003-2004. *Vaccinium vitis-idaea* er en mer lyselskende art, og har sannsynligvis økt i dekning etter hogsten. Den generelle tilbakegangen for *Vaccinium myrtillus* kan bero på kjøreskader i rotstengelen under inngrepet. Det er kjent fra andre undersøkelser at *Vaccinium myrtillus*' dekningsprosent går tilbake etter hogst (Atlegrim & Sjöberg 1996). Reduksjonen i mosedekket på kontrollrutene kan til dels også forklares ved at mosene har blitt noe negativt påvirket av driften, men også fordi lys- og fuktighetsforholdene muligens kan ha blitt mer ugunstige.

Vaccinium myrtillus, *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum pratense*, *Dicranum polysetum* og *Pleurozium schreberi* viste alle statistisk signifikante forskjeller mellom behandlingene og/eller år ($P = 0,05$). Selv om beregningene viste at det var signifikante forskjeller, må ikke resultatene tolkes ukritisk. Vegetasjonsanalysen har blitt utført av to forskjellige personer som etter all sannsynlighet har vurdert dekningen til artene noe forskjellig. Skalaen som er benyttet (prosentvis dekning) har sin svakhet i presisjon for midtre del av skalaen (30 % til 70 %). Dette henger sammen med det menneskelige øyets evne til å oppfatte forskjeller innenfor dette intervallet.

Blant karplantene viste *Melampyrum pratense* seg for å være den arten som responderte sterkest på den sure nedbøren. Denne arten ble ikke observert i noen av rutene behandlet med pH 2,5, mens den var i alle rutene behandlet med pH 5,6 i 1986. I 2005 var arten å finne i 40 % av rutene behandlet med pH 2,5 og i 80 % av kontrollrutene. Arten som er therofytt må ha etablert seg ved frøspredning fra nærliggende områder. Frøene av *Melampyrum pratense* er ettertraktet av blant annet maur fordi frøene inneholder et stoff maur liker. Maur frakter med seg frø av denne arten til tuene sine, og frøene blir på denne måten spredd (Masselink 1980).

Syretilførselen med behandling pH 2,5 tilsvarte 69 år med daværende nedbørkvalitet i Sør-Norge mens behandling pH 2,0 tilsvarte hele 210 år (Stuanes 1998). I dette forsøket viser utviklingen av vegetasjonsdekket i forsøksfeltet 20 år etter behandlingens slutt at slike økosystemer er robuste og klarer å innhente, seg selv etter ekstrembehandling med kunstig forsuring.

4.2 Trærnes vekst

Tidligere undersøkelser i forsøksfeltet påviste at grunnflatetilveksten i de forsurede rutene fra 1986 til 1991 avtok med 14 % i forhold til kontrollrutene. For perioden 1976 til 1991 avtok tilveksten kun med 2 % i forhold til kontrollrutene (Abrahamsen *et al.* 1994). Mine målinger av diameter i brysthøyde viste ingen signifikante forskjeller mellom behandlingene. Dette kan skyldes et lavere treantall etter gjennomhogsten og dermed et mindre datamateriale (Se vedlegg 3). Høydemålingene viste heller ingen signifikante forskjeller mellom behandlingene. Dette kan sannsynligvis forklares ved trærnes høye alder, hvor *Pinus sylvestris* utvikler ”flat topp” og lite av tilveksten gjenspeiles som høydevekst.

Tidligere målinger i forsøksfeltet på vekst er kun utført som målinger av diameter i brysthøyde. I forbindelse med denne oppgaven ble trærne i forsøksfeltet for første gang borret, og en årringserie for trærne ble laget for de ulike behandlingene. Årringanalyser er et uvurderlig verktøy for å studere og bedømme ulike inngrep i skogen som antas å ha en positiv eller negativ effekt på trærnes vekst. Eller som i dette tilfellet bedømme effekter av planlagte handlinger, slik som forsuring. Resultatene i denne oppgaven viste negative effekter av den kunstige forsuringen først etter at handlingen var avsluttet (Figur 11). Først i 1986, 11 år etter forsøkets start, ble det påvist signifikante forskjeller i årringbredde mellom de to handlingene ($P = 0,05$). 1993 var siste året det ble påvist signifikante forskjeller mellom handlingene. I ettertid ser det ut til at trærne i de forsurede rutene fremdeles har en noe lavere årringbredde enn trærne i kontrollrutene. Den forsinkede effekten av handlingen kan skyldes bestandets høye alder og endret internsyklus av næringsstoffer slik som for magnesium. I naboforsøket (B1) til forsøksfeltet hvor det står ung furuskog ble det også påvist en reduksjon i vekst for ruter behandlet med lav pH. I rutene behandlet med pH 2, ble det 11 år etter handlingens start påvist en vekstreduksjon målt i grunnflate på hele 50 % i forhold til rutene behandlet med pH 6. Volumet i rutene behandlet med pH 2,5 ble målt til 71 % av volumet i kontrollrutene. Konklusjonen fra dette forsøksfeltet var at redusert grunnflatetilvekst over

lang tid skyldes økt surhet i jorda, og det var ingen klare tegn til reversering 10 år etter at vanningen ble avsluttet (Abrahamsen *et al.* 1994).

En mulig årsak til den negative responsen av forsuringen hos trær og vegetasjon kan skyldes mangel på enkelte næringsstoffer, da spesielt magnesium. Analyser av jordsmonnet i de forsurenede rutene viste redusert basemetning. Spesielt var verdiene av magnesium lave i de forsurenede rutene sammenlignet med kontrollrutene (Tabell 5). Kjemiske analyser av årets nåler viste også redusert magnesiuminnhold etter forsuring med pH 2,5 (Figur 14).

Tilsvarende resultat ble påvist hos *Vaccinium myrtillus* i mitt forsøksfelt (Nygaard & Abrahamsen 1991). Magnesium er essensielt for alle fotosyntetiserende planter, fordi det utgjør sentralatomet i klorofyll, og i stor grad regulerer pH cellulært i plantene. Biokjemisk spiller magnesium en nøkkelrolle i en rekke enzymatiske reaksjoner som inngår i proteinsyntesen, fosforylering og karboksylering.

En annen mulig årsak til redusert vekst kan være sur nedbørs virkning på mykorrhizasoppene. Høiland (1986) fant, i det samme forsøksfeltet, en svak tilbakegang i artsantallet for mykorrhizasopper på ruter forsuret med pH 2,5 og 3,0. For saprofytiske sopper fant han signifikant tilbakegang på ruter forsuret med pH 2,5 og 3,0. Registreringene til Høiland ble bare foretatt gjennom en vekstsesong. Oppfølgingen av de samme feltene de to påfølgende årene viste noe avvikende resultater når det gjaldt dannelse av mykorrhiza innenfor det samme forsuringseksperimentet. Det ble påvist at en reduksjon i mykorrhizadannelsen ved pH 2,5 kunne settes i sammenheng med det reduserte Ca/Al-forholdet, som for pH 2,5 og 5,6 var henholdsvis 2 og 9 (Nygaard 1989). Abrahamsen *et al.* (1994) konkluderte her med at produksjonen av mykorrhiza sannsynligvis var noe redusert av den sterke forsuringen. Nyere forskning har imidlertid vist at både *Pinus sylvestris* og *Picea abies* (gran) er svært tolerante for aluminium, selv ved $\text{Ca/Al} < 1$ (Nygaard & de Wit 2004).

Så langt viser denne oppgaven at tidligere effekter på vegetasjon og trærns vekst er reversert i løpet av en 20 års periode. Dette viser at slike økosystemer er robuste og har evnen til å innhente seg selv etter ekstreme påvirkninger.

I arbeidet med reduksjon av utslipp er kunnskap om økosystemers reversibilitet blitt etterspurt. Spesielt er det knyttet stor interesse til hvor lang tid økosystemer trenger for å reversere seg. Hultberg og Skeffington (1998) hevder at reduksjon i syredeponier burde gi

biologiske fordeler, men at det er mange vitenskaplige spørsmål som må besvares: (I) hvor raskt vil flora og fauna reversere seg, (II) i hvilken tilstand bør økosystemene være i når det kan sies at reduksjonen av utlippene er tilstrekkelig, (III) hvor stor reduksjon av utlippene vil være nødvendige for å oppnå dette? Dette arbeidet indikerer at for bærlyngtypen vil tid for reversering ligge i størrelsen noen tiår. Det første spørsmålet er også veldig viktig for politisk kontroll av utslipp, fordi sannsynligheten for at utlippene blir redusert minker jo dyrere reduksjonstiltakene er. Om utførelsen og kontrollen av slike reduksjonstiltak blir utsatt, vil dette være med på å øke skadeomfanget på miljøet. De økende skadene på grunn av utsettelsen kan medføre at de forsured systemene vil gå saktere tilbake til det opprinnelige enn hva de vanligvis ville gjort. Eller, at utslippsreduksjonene ikke vil være tilstrekkelig nok til å reversere prosessene forsuren har medført i enkelte økosystemer. Videre kan dette føre til at prosessene intensiveres eller spres til områder i nærheten som tilsynelatende er utberørt. For å sørge for en basis for politiske diskusjoner og for å balansere kostnadene mot fordelene, er det derfor nødvendig å vite hvor raskt økosystemer vil gå tilbake for en gitt nedgang av utslipp.

5. KONKLUSJON

Resultatene fra 1986 viste tydelig at den kunstige forsuringen påvirket både felt- og spesielt bunnsjiktet. Trærnes årringbreddetilvekst viste ingen negativ signifikant effekt av forsuringen før 11 år etter behandlingen startet ($P = 0,05$). Den negative effekten av forsuringen ble påvist så sent som 10 år etter behandlingens slutt. Tremålinger av trærnes høyde og diameter viste ingen signifikante endring på grunn av forsuringen. Årsaken til den negative årringbreddetilveksten i etterkant skyldes i hovedsak jordforsuring og mangel på magnesium. Magnesium er det viktigste stoffet for planter vekst, og på grunn av forsuringen vaskes dette ut.

Ut i fra resultatene i 2005 kan man konkludere med at vegetasjonen i de forsurede rutene reverseres i løpet av en 20 års periode, og går tilnærmet tilbake til strukturen vegetasjonen hadde før den ble behandlet. Selv om det ikke er påvist signifikante forskjeller i årringbreddetilvekst etter 1993, ser det fortsatt ut til at det er en negativ trend blant trærne som står i de forsurede rutene i forhold til trærne i kontrollrutene. Hovedinntrykket er allikevel at slike økosystemer er robuste med henhold til påvirkninger.

Økosystemer er dynamiske og vil alltid endre seg over tid. Selv om ikke alle observasjonene var signifikant forskjellige kan man si at de to behandlingene var biologisk forskjellige. At forsøksfeltet har hele ti gjentak, forsterker sikkerheten for observasjonene som ble gjort.

LITTERATURLISTE

Abrahamsen, G. 1979. Impact of atmospheric sulphur deposition on forest ecosystems. SNSF-project, FA 51/79.

Abrahamsen, G. 1987. "Sur nedbørs virkning på skog/jord", (Prosjekt nr. 10.051.12), Sluttrapport, Ås.

Abrahamsen, G., Bjor, K. & Teigen, O. 1976. Field experiments with simulated acid rain in forest ecosystems. SNSF-Project, Norway FR 4/76.

Abrahamsen, G., Stuanes, A. O. & Tveite, B. (eds.) 1994. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems, Ecological Studies 104, Springer-Verlag, New York.

Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1996. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forest. *Forest Ecology and Management* 86: 39-50

Bjor, K. & Teigen, O. 1980. Lysimeter experiment in greenhouse. Drabløs, D., Tollan, A. (Eds.), Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project.

Brøgger, W. C. 1881. Mindre Meddelelser. (Støv falden ved Stavnæsset 26/27. Januar 1881) *Naturen* 5, 47.

Conover, W. J. 1980. Practical nonparametric statistics. Wiley New York.

Crowther, C. & Ruston, A. G. 1911. The nature distribution and effects upon vegetation of atmospheric impurities in and near an industrial town. *Journal of Agricultural Science* 4: 25-53.

Dahl, K. 1921. Undersøkelser over ørretens utdøen i det sydvestlige Norges fjellvand. *Norsk Jæger- og Fiskeforenings Tidsskrift* 50: 249-267.

Dahl, K. 1923. Massedød blant ørret ved forgiftning med avløpsvand fra myrer. *Norsk Jæger- og Fiskeforenings Tidsskrift* 52: 77-81.

Dahl, E. & Skre, O. 1972. Svenske og norske beregninger over virkningen av sur nedbør på skogproduksjon – samsvar og forskjeller. *Vann* 1: 53-58.

Dannevig, A. 1959. Nedbørens innflytelse på vassdragenes surhet, og på fiskebestanden. *Jeger og fisker* 3: 116-118.

Dannevig, G. 1966. Auren og det sure vann på Sørlandet. *Jakt, fiske og friluftsliv* 9: 388-393.

Eliassen, A. red. 2002. Sur nedbør-tilførsel og virkning, Landbruksforlaget, Oslo.

Engstrand, U. & Olsson, U. 2003. Variansanalys och försöksplanlegging. Studentlitteratur, Lund.

Evans, L. S. 1982. Effects of acidity in precipitation on terrestrial vegetation. *Water, Air and Soil Pollution* 18: 459-470.

Evans, L. S. 1984. Botanical Aspects of Acid precipitation. *The Botanical Review* 50: 450-490.

Halvorsen, R. 1983. Sleakter av norske levermoser. Kompendium til hovedfagskurs i mosesystematikk BB-313 ved Universitetet i Oslo.

Hultber, H. & Skeffington, R. 1998. Experimental reversal of acid rain effects. The Gårdsjön Roof Project.

Hutchinson, T. C., Dixon, M. & Scott, M. G. 1986. The effects of simulated acid rain on feather mosses and lichens of the boreal forest. *Water, Air and Soil Pollution*, 31: 409-416.

Hutchinson, T. C. & Scott, M. G. 1988. The response of the feather moss, *Pleurozium schreberi* to 5 years of simulated acid precipitation in the Canadian boreal forest. *Can. J. Bot.*, 66: 82-88.

Høiland, K. 1986. Storsoppfloraens reaksjon overfor forsuring, med spesiell vekt på mykorrhizasoppene. Undersøkelse foretatt i Norsk institutt for skogforsknings felter i Åmli, Aust-Agder. Miljøverndepartementet Rapport F 671.

Krogh, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1980. Lavflora. Universitetsforlaget, Oslo.

Lid, J. & Lid, D 1998. Norsk flora. 6. utg. Det Norske Samlaget, Oslo.

Masselink, A. K. 1980. Germination and seed population dynamics in *Melampyrum pratense* L. *Acta Botanica Neerlandica* 29: 451-468.

Morrison, I. K. 1984. Acid rain. A review of literature on acid deposition effects in forest ecosystems. *Forestry Abstracts*, 45: 483-506.

Norsk institutt for luftforskning. Hva er sur nedbør? Kan lastes ned fra www.nilu.no [20. april 2006].

Nygaard, P. H. 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Fagrapport nr. 1/89. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.

Nygaard, P. H. & Abrahamsen, G. 1991. Effects on long-term artificial acidification on the ground vegetation and soil in a 100 year-old stand of Scots pine (*Pinus sylvestris*), *Plant and Soil* 131: 151-160.

Nygaard, P. H. & de Wit, H. A. 2004. Effects of elevated soil solution Al concentrations on fine roots in a middle-aged Norway spruce. *Plant and Soil* 265: 131-140.

Odén, S. 1986. Nederbördens och luftens försurning – Dess orsakar, förlopp och verkan i olika miljöer. *Ekologikommitten Bulletin* nr. 1. Statens Naturvetenskapliga Forskningsråd. Stockholm.

Overrein, L. N., Seip, H. M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation – effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Norges landbruksvitenskaplige forskningsråd, Norges Teknisk-Naturvitenskaplige Forskningsråd, Miljøverndepartementet.

Sigmond, E. M. O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge M. 1:1 million. Norges geologiske undersøkelse.

Smith, A. J. E. 1978. The Moss Flora of Brittain and Irland, Cambridge University press, Cambridge.

Statens forurensingstilsyn. Historie. Kan lastes ned fra www.sft.no [9. mai 2006].

Stuanes, A. O. 1998. Jordforsuring - langtidseffekter. Sluttrapport fra prosjekt 112255/720. Institutt for jord- og vannfag, NLH.

Tamm, C. O. & Cowling, E. B. 1977. Acidic precipitation and forest vegetation. Water Air and Soil Pollution 7: 503-511.

ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen.

Thomsen, M. G., Nellemann, C., Frogner, T., Henriksen, A., Tomter, S.M. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forsuringsbelastning. (Increment and vitality in Norwegian spruce forests seen in relation to critical loads and pollution loadings). Rapport fra Skogforsk 22/95.

Torgersen, H. 1934. Forsøk med opparbeidelse av sure, fisketomme vann. Stangfiskeren: 38-46.

Tuovinen, J.-P., Barrett, K. & Styve, H. 1994. Transboundary Air Pollution in Europe: Calculated Fields and Budgets 1985-93. EMEP/MSC-W Report 1/94. Det Norske Metrologiske Institutt, Oslo.

Økland, R. H. 1998. Gradient analysis, Kompendium til kurs ved Universitetet i Oslo

Aamlid, D. 1992. Forurensinger i skog. Analyser av nedbør på intensivt overvåkede forskningsflater i 1991. (Pollution in forests. Analyses of precipitation at intensively monitored reseach plots in Norway in 1991). Rapport fra Skogforsk 25/92.

Vedlegg 1. Artsliste

Latinsk navn	Forkortelse	Norsk navn
<i>Calluna vulgaris</i>	Call.vul	Røsslyng
<i>Calypogeja neesiana</i>	Cal.nee	
<i>Chamaenerion angustifolium</i>		Geitrams
<i>Cladina arbuscula</i>	Cla.arb	Lys reinlav
<i>Cladina rangiferina</i>	Cla.ran	Grå reinlav
<i>Cladonia macilenta</i>	Cla.mac	Melrødtopp
<i>Cladonia merochlorophaea</i>	Cla.mer	Brunbeger
<i>Deschampsia flexuosa</i>		Smyle
<i>Dicranum fuscescens</i>	Dic.fus	Bergsigd
<i>Dicranum polysetum</i>	Dic.pol	Krussigd
<i>Dicranum scoparium</i>	Dir.sco	Ribbesigd
<i>Empetrum spp.</i>	Emp.spp.	Krekling
<i>Maianthemum bifolium</i>		Maiblomst
<i>Melampyrum pratense</i>	Mel.pra	Stormarimjelle
<i>Picea abies</i>		Gran
<i>Pinus contorta</i>		Kontortafuru
<i>Pinus sylvestris</i>	Pin.syl	Furu
<i>Pleurozium schreberi</i>	Ple.sch	Furumose
<i>Pohlia nutans</i>	Poh.nut	Vegnikke
<i>Ptilidium ciliare</i>	Pti.cil	Frynsemose
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Pti.cri	
<i>Trientalis europaea</i>		Skogstjerne
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Vacc.myr	Blåbær
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Vacc.vit	Tyttebær
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Vacc.uli	Bløkkebær

Vedlegg 2. Vegetasjonssammensetning for analyserutene

1986											
Behandling: pH 2,5											
Rute	10	11	15	16	22	29	32	36	46	47	Frekvens
<i>Vaccinium myrtillus</i>	70	50	80	40	80	70	70	20	70	70	100
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	5	2	2	5	1	2	1	5	2	2	100
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1	-	-	-	5	-	-	-	3	-	20
<i>Calluna vulgaris</i>	1	1	2	1	1	1	-	-	-	-	60
<i>Empetrum spp.</i>	-	-	1	1	-	1	1	-	1	-	50
<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	20
<i>Dicranum fuscescens</i>	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	20
<i>Dicranum polysetum</i>	3	5	5	3	5	5	3	3	2	2	100
<i>Pohlia nutans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10
<i>Ptilidium ciliare</i>	2	1	2	2	-	-	1	-	1	2	70
<i>Calypogeja neesiana</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	10
<i>Cladina rangiferina</i>	-	-	1	2	-	1	-	1	2	1	60
<i>Cladina arbuscula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	20
<i>Cladonia</i>											
<i>merochlorophaea</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	20
<i>Cladonia macilenta</i>	-	1	1	1	-	-	1	-	1	1	60

1986											
Behandling: pH 5,6											
Rute	2	5	7	18	21	31	37	38	41	45	Frekvens
<i>Vaccinium myrtillus</i>	60	30	70	40	80	80	40	60	20	50	100
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	5	5	5	2	2	1	5	2	30	2	100
<i>Vaccinium uliginosum</i>	5	-	1	7	-	-	5	3	-	2	60
<i>Calluna vulgaris</i>	-	1	-	-	-	-	2	1	-	1	40
<i>Empetrum spp.</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Melampyrum pratense</i>	5	2	1	3	1	2	3	3	3	5	100
<i>Pinus sylvestris</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Dicranum polysetum</i>	40	10	10	20	10	80	20	70	70	90	100
<i>Pohlia nutans</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	20
<i>Pleurozium schreberi</i>	60	80	70	70	80	20	80	30	20	10	100
<i>Calypogeja neesiana</i>	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-	30
<i>Cladina rangiferina</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Cladina arbuscula</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Ptilium</i>											
<i>crista-castrensis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	10

Behandling: pH 2,5

Rute	10	11	15	16	22	29	32	36	46	47	Frekvens
<i>Vaccinium myrtillus</i>	45	45	30	45	35	45	50	35	45	55	100
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	15	7	35	20	7	25	15	10	35	15	100
<i>Vaccinium uliginosum</i>	-	1	-	-	7	1	1	-	-	-	40
<i>Calluna vulgaris</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	20
<i>Empetrum spp.</i>	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Melampyrum pratense</i>	3	1	-	-	-	-	1	-	-	1	40
<i>Dicranum polysetum</i>	50	5	50	75	35	35	55	60	40	90	100
<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	10
<i>Pleurozium schreberi</i>	25	55	-	-	15	30	7	1	50	1	80
<i>Ptilidium ciliare</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Cladina rangiferina</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	20
<i>Cladina arbuscula</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	20

Behandling: pH 5,6

[illegible]

Vedlegg 3. Gjennomhogst

Tabellen viser antall trær før og etter gjennomhogsten som ble gjennomført 2003-2004, samt prosentvis andel som står igjen etter hogsten. Den nederste raden er summen for alle trærne i bestandet før og etter slutthogsten, samt prosent gjenværende trær totalt i bestandet (Tveite upublisert).

Antall trær før gjennomhogsten	Antall trær etter gjennomhogsten	Prosent igjen etter hogsten
18	11	61,1
7	5	71,4
20	7	35,0
15	7	46,7
18	2	11,1
16	10	62,5
18	6	33,3
15	4	26,7
14	8	57,1
18	11	61,1
14	8	57,1
15	7	46,7
13	6	46,2
20	6	30,0
24	7	29,2
15	7	46,7
20	8	40,0
22	9	40,9
16	8	50,0
14	5	35,7
332	142	42,8