

RAVINELANDSKAPET I RÆLINGEN OG SKEDSMO

- endringer i utbredelse, og vegetasjonsundersøkelse i
Farseggen-ravinen



Sammendrag

Ravinelandskapet i marin leire på Nedre Romerike har blitt utsatt for store endringer de siste femti årene gjennom planering til jordbruksformål. Vi har undersøkt i hvor stort omfang arealet med ravinelandskap har blitt redusert i Rælingen og Skedsmo kommuner i perioden fra 1955/1967 til 2009. I tillegg har vi undersøkt hva de tidligere arealene har blitt endret til. Vi gjennomførte en vegetasjonsøkologiskstudie av et av de største gjennværende ravinesystemene i Skedsmo, Farseggen-ravinen. For undersøkelsen av arealendringer valgte vi ut noen årstall basert på tilgjengelige flyfoto. For Rælingen var disse årstallene 1955, 1969, 1985 og 2009. For Skedsmo var årstallene 1967/68/69, 1985/86 og 2009. Vi georefererte de eldre flyfotoene med flyfoto fra "Norge i Bilder", dette gjorde vi i ArcGIS. Ravinene og endringene ble digitalisert over disse fotoene, ved hjelp av høydekurver. Vi kategoriserte endringene etter arealformål. Resultatet av digitaliseringen viste at i hele undersøkelsesperioden var 31 % av ravinearealet i Skedsmo endret og i Rælingen var 33 % endret. Fra 1955 – 1969 i Rælingen var størst andel ravineareal endret til kategorien "boligbebyggelse" (67 %). Den største endringen for begge kommunene fra 1967/68/69 – 1985/86 var til kategorien "jordbruk", 75 % i Rælingen og 66 % i Skedsmo. Dette var også største kategori fra 1985 – 2009 i Rælingen (53 %). I tilsvarende periode i Skedsmo var største kategori "industri" (35 %). Endringene i ravinelandskapet hang sammen med jordbrukspolitikk og samfunnsutvikling i kommunene.

Tidlig i august 2012 gjennomførte vi den vegetasjonsøkologiske undersøkelsen av Farseggen-ravinen. Vi valgte subjektivt ut 10 blokker (5×10 m) som best mulig dekket opp vegetasjonsvariasjonen i ravinen. Innenfor hver blokk trakk vi fire tilfeldige ruter ($0,5 \times 0,5$ m). I tilknytning til hver rute registrerte vi økologiske variabler (lys, helning, varmeindeks, jordfuktighet, pH og glødetap). Dataene analyserte vi statistisk med DCA ordinasjon ("Detrended Correspondence Analysis") og LME modeller ("Linear Mixed Models"). Analysene viste at vegetasjonsvariasjonen langs DCA akse 1 (hovedgradienten) var betinget av pH, helning, lys og jordfuktighet. Variasjonen langs DCA akse 2 var betinget av pH (sterkere signifikant enn på DCA akse 1) og varmeindeks.

Forord

Denne bacheloroppgaven er avsluttende del av studiet Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur ved Høgskulen i Sogn og Fjordane. Oppgaven teller 20 studiepoeng. Vi bestemte oss for tema i juni 2012 og valgte både en landskapsøkologisk og vegetasjonsøkologisk vinkling. I august 2012 gjennomførte vi feltarbeid på fem dager. Feltarbeidet var veldig lærerikt og vi fikk prøvd ut mye av våre kunnskaper fra fag vi har hatt i løpet av bachelorstudiet. At vi samlet inn og analyserte dataene selv, gjorde oppgaven intressant og inspirerende å arbeide med fra start til slutt. Utover høsten 2012 analyserte vi jordprøver og leste inn datasettene fra feltarbeidet i Excel. Fra mars til juni 2013 var alle ordinære fag gjennomført og all tid på timeplanen var satt av til å arbeide med oppgaven. I denne perioden gjorde vi alt digitaliseringsarbeidet i GIS og alle de statistiske analysene av datasettene. Digitaliseringsdelen var også lærerik, men mer tidkrevende enn vi hadde forutsett. Det var likevel en nyttig erfaring, som vi regner med å få bruk for i videre studier eller arbeidslivet. Alle fotografier der ikke annet er oppgitt, er tatt av undertegnede.

Vi vil rette en stor takk til hver av veilederene våre, Knut Rydgren og Liv Norunn Hamre. Dere har i utgangspunktet veiledet på hver deres del av oppgaven, men begge har vært inspirerende engasjerte i hele oppgaven vår. Vi har satt stor pris på at dere har tatt dere tid til oss uansett når vi har kommet med spørsmål. Spesielt vil vi takke Knut for å bruke to dager på å sette oss i gang med, og veilede feltarbeidet vårt.

Sogndal 10. juni 2013

Ida Dihle og Ingrid Hjorth-Johansen

Innhold

Sammendrag	2
Forord	3
INNLEDNING	5
MATRIALE OG METODER	8
Studieområde.....	8
Identifisering av raviner og arealendringer	9
Vegetasjonsanalyse av Farseggen-ravinen.....	11
Statistisk analyse	13
RESULTATER	14
Ravinenes utbredelse og arealendringer.....	14
Vegetasjonsanalyse	24
Økologiske variable.....	24
Sammenhengen mellom de økologiske variablene	25
Vegetasjonssammensetningen og tolkning av vegetasjonsgradientene	26
DISKUSJON	33
Endringer i ravinelandskapet.....	33
Kompleksgradienter som betinger vegetasjonsvariasjonen	35
Fokus på ravinelandskapet	38
KONKLUSJON	40
LITTERATUR	41
VEDLEGG	44
Vedlegg 1	44
Vedlegg 2	46
Vedlegg 3	47
Vedlegg 4	47

INNLEDNING

En ravine er en "mindre dal med bratte sider, dannet i løsavsetninger eller fjell ved elveerosjon" (Store Norske Leksikon 2009a). Dette er V-formede daler med bekker i dalbunnen (Store Norske Leksikon 2009a), derfor kalles raviner i noen sammenhenger "bekkedaler" (Erikstad 1991). Det finnes raviner i tre typer løsmasser i Norge: marin leire, bresjøsedimenter og morenematriale (Artsportalen 2011). Vi fokuserer på raviner i marin leire, fordi dette er den mest utbredte typen (Artsportalen 2011). Disse ravinene ble dannet i sluttfasen av siste istid, for mellom 10 000 - 12 000 år siden (Skedsmo kommune 2005). Når innlandsisen smeltet, avsatte breelver leire og silt på nedsiden av isen (Skedsmo kommune 1995; 1997). Avsetningene ble liggende på havbunnen når innlandsisen hadde smeltet og havnivået steget som følge av smeltingen (Erikstad 1991). Marine leirsedimenter ble avsatt over breelvvavsetningen på havbunnen (Skedsmo kommune 1995). Landområdene var kraftig nedpresset under isen og begynte å heve seg så snart isen smeltet (Erikstad 1991; Skedsmo kommune 1995). Dette førte til at den marine grense ble liggende høyere enn dagens havnivå, og man fikk store marine leirsletter under denne grensen (Erikstad 1991). Leirslettene ble erodert av elver og bekker straks landhevingen begynte, det var slik ravinene ble dannet (Erikstad 1991). Ravinene kan ses på som en naturarv fra siste istid (Skedsmo kommune 2005).

Ravinesystemer i marin leire er sjeldent på verdensbasis, fordi dannelsen er knyttet til landheving i sluttfasen av en istid, marine avsetninger og topografi (Skedsmo kommune 1995; Rælingen kommune 1997). Vi finner derfor bare slike ravinesystemer på den nordlige halvkule (Skedsmo kommune 1995). Det er ikke gjort noen internasjonale registreringer av denne naturtypen som vi kjenner til. Det virker som at det ikke alltid er konsekvent bruk av begreper når raviner omtales. På engelsk brukes "ravine", "canyon" og "gully" om liknende landformer. En "ravine" defineres av Oxford Dictionaries (2013a) som "et dypt, smalt gjel med bratte sider". En "canyon" er også et dypt gjel med bratte sider, men er større enn en "ravine" og det renner en elv i bunnen (Store Norske Leksikon 2009b; Oxford Dictionaries 2013b). "Gully" er en ravine formet av vann og kalles i Australia og New Zealand for "river valley", bekkedal (Oxford Dictionaries 2013c). Når definisjoner ikke er like på forskjellige språk, er det vanskelig å registrere raviner på verdensbasis.

I Norge finner vi hovedutbredelsen av raviner i marin leire i Trøndelag og på Østlandet, men man finner enkelt lokaliteter langs hele kysten (Erikstad & Bakkestuen 2011). På Østlandet er ravinetypen spesielt utbredt i Østfold og på Romerike (Erikstad 1992;

Skedsmo kommune 2005). Naturtypen "ravinedal" er kategorisert som sårbar (VU) i gjeldende utgave av "Norsk rødliste for naturtyper" (Erikstad & Bakkestuen 2011). Hovedgrunnen til dette er at marin leire er næringsrik (Skedsmo kommune 2005) og derfor ettertraktet til jordbruk. Fram til starten av 1900-tallet benyttet man ravinene til beite, slått og vedsanking (Skedsmo kommune 1995). Spesielt i tiden etter andre verdenskrig fant en mekanisering og intensivering av jordbruket sted (Skedsmo kommune 2005). Fra 1950 - tallet begynte man derfor å planere ut ravinedalene for å kunne utnytte jorden lettere med maskiner (Skedsmo kommune 1995). Dette innebar ofte at man la bekkene i rør og fylte igjen ravinedalen. Planering ble drevet i stor stil fra 1960 til midten av 1980-tallet med tilskudd fra staten (Njøs 2005; Erikstad & Bakkestuen 2011). Det ble likevel gjennomført planering, uten tilskudd, helt til år 2000 (Artsportalen 2011). Selv om planering til jordbruksformål ikke lenger er noen trussel mot ravinene, er det i senere tid andre arealinngrep som er grunnen til at ravinene minsker i utbredelse (Artsportalen 2011). Disse inngrepene er først og fremst knyttet til bolig- og næringsutbygging, veianlegg, flyplasser og ras- og skredsikring (Skedsmo kommune 1995; Artsportalen 2011). Det er gjort enkelte beregninger for hvor stor arealreduksjonen av raviner i Norge er (Erikstad 1992), men det er ikke gjort noen samlet nasjonal beregning. For ravinelandskapet i Østfold er det gjort detaljerte beregninger basert på ravinenes lengde og det ble beregnet at reduksjonen er på 60 – 80 % (Erikstad 1992). Det antas at reduksjonen er representativ for ravinelandskapet på Østlandet, men at reduksjonen i Trøndelag er mindre. Den samlede reduksjonen i Norge anslås til 30 – 50 % (Artsportalen 2011), dette anslaget er gjort med bakgrunn i beregningene i Østfold og antagelsene nevnt over.

Den naturlige vegetasjonen under marin grense på Nedre Romerike finner man stort sett bare igjen i ravinene. Vegetasjonen i områdene rundt ravinene er endret på grunn av oppdyrking, planering og andre inngrep (Rælingen kommune 1997). Jordsmonnet og terrengformen gjør at ravinedalene har frodig og variert vegetasjon, noe som har ført til at de inneholder et stort biologisk mangfold (Skedsmo kommune 1995; Rælingen kommune 1997). Det er registrert rødlistede sopp, moser og lav i raviner (Kålås et al. 2010). Mange av disse artene er knyttet til gamle trær og død ved, noe det er mye av i ravinene. Vegetasjonen i ravinene på Romerike er karakterisert av et feltsjikt bestående av urter, bregner og høystauder (Heggland 2002). De vanligste skogtypene er gråor-heggeskog, granskog og edelløvsog (Skedsmo kommune 1995; Heggland 2002). Det vanligste er en blanding med innslag av alle tre skogtypene. Flere raviner er tidligere benyttet til beite og slått (Skedsmo kommune 1995),

men i dag er de fleste igjen inntatt av skog. Flere kommuner på Romerike med raviner har foretatt eller bestilt registreringer av disse, inkludert vegetasjonsregistreringer. Samtidig med registreringene har de gjort noen antagelser om hvilke økologiske forhold som har størst betydning for vegetasjonsvariasjonen. Disse antagelsene er ikke blitt videre undersøkt gjennom studier av hva som betinger vegetasjonsvariasjonen i raviner i Norge. Av de antatt viktigste økologiske forholdene, er det jordfuktighet og lokalklimatiske forhold, spesielt lysforhold, som antas å ha stor betydning (Skedsmo kommune 1995). Det antas også at den næringsrike leirjorden, med høyere pH enn berggrunnen, har betydning for vegetasjonsvariasjonen (Heggland 2002). I USA har studier fra tilsvarende områder som det østnorske ravinelandskapet fokusert på topografiens påvirkning på vegetasjonsgradienten (Lewin 1974; Thomas & Anderson 1993). Selv om det i Norge ikke er gjort vegetasjonsøkologiske studier av vegetasjonsvariasjonen i raviner, er det gjort studier der raviner er en del av studieområdet. Økland (1988) undersøkte bøkeskog i Vestfold, der deler av studieområdet lå i en ravine. Hun registrerte at det var høyere jordfuktighet i dalsiden enn på ravineryggen og enda høyere jordfuktighet i dalbunnen, og knyttet dette til en jordfuktighetsgradient. Det er utført mange vegetasjonsøkologiske studier av skog, spesielt granskog, i Skandinavia og flere av skogtypene tilsvarer de vi finner i raviner. Næringsgradienten, der pH spiller en stor rolle for løsligheten av næringsstoffene (Krogstad 1992), blir av flere regnet som en av de viktigste økologiske gradientene i skog (Rydgren 1993; Grandin 2011). Vegetasjonsvariasjon i skog kan også være betinget av lokalklimatiske forhold, dette ble av Økland (1996) betegnet som en variabel med betydelig påvirkning. Faktabasert kunnskap om ravinenes vegetasjonsvariasjon er mangelfull, og denne oppgaven er vårt bidrag til å fylle dette kunnskapshullet.

I denne oppgaven har vi konsentrert oss om raviner i Rælingen og Skedsmo kommuner på Nedre Romerike. Vi har undersøkt hvordan ravinelandskapet har endret seg i utbredelse over tid og hva arealene der ravinene er redusert, er benyttet til.

Vi har også gjennomført en vegetasjonsøkologisk undersøkelse av Farseggen-ravinen i Skedsmo kommune. Formålet med undersøkelsen har vært å identifisere hvilke økologiske kompleksgradienter som best forklarer vegetasjonsgradientene i en skogkledd ravine.

MATRIALE OG METODER

Studieområde

Studieområdet er Skedsmo og Rælingen kommuner på Nedre Romerike (Fig. 1). Dette er to kommuner med flere raviner i marin leire (Skedsmo kommune 1995; Hegglund 2002). Det ligger ofte elveavsetninger over den marine leiren på elveslettene i kommunene (Skedsmo kommune 1997). Over marin grense består berggrunnen i stor grad av gneiser og granittbergarter (Skedsmo kommune 1997), mindre løsmasser og tynne lag morenematriale (Hegglund 2002). Berggrunnen er av proterozoisk alder (Sigmond et al. 1984). Den består av gneiser, amfibolitt, migmatitt m.m. Den marine grense på Nedre Romerike ligger opptil 220 meter over dagens havnivå (Rælingen kommune 1997). Kommunene ligger i boreonemoral vegetasjonssone, en sone som er gunstig både for løv og barskog (Moen 1998). Områdene over marin grense i Rælingen ligger i sørboreal sone, "det sørlige barskogsbeltet" (Moen 1998; Hegglund 2002). Kommunene tilhører vegetasjonsseksjonene overgangsseksjon (OC) og svakt oseanisk seksjon (O1; Moen 1998). Klimaet er en overgang mellom oseanisk og kontinentalt (Skedsmo kommune 1997), med svakt oseaniske trekk i Rælingen (Hegglund 2002).

Nedbørnormalen for perioden 1961-90 (Førland 1993) er for målestasjonen Skedsmo – Hellerud 830 mm pr år. Gjennomsnitts nedbøren i vekstsesongen (mai – august) beregnet vi til 74 mm (etter Førland 1993). Temperaturnormalen (Aune 1993) for samme periode, er for målestasjonen på Lillestrøm beregnet til 4,1° C. Gjennomsnitts temperaturen er lavest i januar (– 7,5° C) og høyest i juli (16,5° C). Gjennomsnitts temperaturen i vekstsesongen beregnet vi til 13,9° C (etter Aune 1993).



Fig. 1 Skedsmo og Rælingen kommune ligger i Akershus på Østlandet. Farseggen-ravinen ligger i Skedsmo.

Farseggen-ravinen er lokalisert 5 km nord for Lillestrøm i Skedsmo kommune (Fig. 2). Farseggen ligger vest for boligområdet Skedsmokorset, innklemmt mellom E6 og elven Leira (Fig. 3). Dette er et av de mest intakte ravinesystemene i kommunen (Skedsmo kommune 1995), med en utstrekning på 733 m². Ravinen ligger inntil israndtrinet ved Berger (Skedsmo kommune 1997), som består av grus og sand. Selve ravinen ligger i de karakteristiske marine leirsedimentene fra siste istid (Skedsmo kommune 1995).



Fig. 2 Farseggens dalbunn med frodig og variert vegetasjon.



Fig. 3 Farseggens lokalisering i Skedsmo.

Identifisering av raviner og arealendringer

Vi identifiserte raviner i Skedsmo og Rælingen (Nedre Romerike) ved hjelp av rapporter, kart og flyfoto. Vi benyttet tilgjengelige flyfotoer fra forskjellige tiår for å registrere endringer i ravinenes utbredelse. For Skedsmo benyttet vi flyfoto fra 1967/68/69, 1985/86 og 2009. For Rælingen benyttet vi flyfoto fra 1955, 1969, 1985 og 2009. Tilgang på flyfoto fikk vi fra kommunene for alle årstallene, bortsett fra for 2009 hvor bildene er hentet fra databasen "Norge i bilder" (2013). Vi har benyttet kartprogrammet ArcGIS 10.1 (ESRI 2011) til å digitalisere raviner og endringene i ravinelandskapet over tid.

For å identifisere dagens raviner tok vi utgangspunkt i oversiktskartene i "Ravinene i Skedsmo – en naturfaglig undersøkelse" (Skedsmo kommune 1995) og "Kartlegging av verneverdige landskapsområder" (Rælingen kommune 1997). Begge disse rapportene har både beskrevet og kartfestet ravinene som eksisterte i henholdsvis 1995 og 1997. "Ravinene i

Skedsmo – en naturfaglig undersøkelse" hadde også kart over planerte ravineområder, som er en god indikator på hvor de største endringene har funnet sted. Vi importerte flyfoto fra "Norge i bilder" (2013) og la inn 5 meters høydekurver (fra digitale ØK (Økonomisk Kartverk) kart over kommunene) over bildene. Vi brukte også høydekurver for Nittedal og Sørum, fordi noen raviner i Skedsmo strakte seg inn i disse kommunene. De ligger henholdsvis vest og nord for Skedsmo. Som en hovedregel for avgrensning tok vi utgangspunkt i at en ravine skal ha minst 10° helning, områder med mindre helning enn dette ble derfor utelatt. En helning på 10° mellom 5 meters høydekurver i målestokk 1 : 1000, tilsvarer 2,8 cm på kartet. Vi utelot også områder som ut fra bildematerialet så opparbeidet ut, for eksempel dyrket mark eller hager. Områder som var under 20 m², ble kategorisert som "restareal". Vi definerte kategorien "restareal" som arealer vi mener ikke lenger kan karakteriseres som ravine pga fragmentering, men som ikke er tatt i bruk til noe nytt og derfor ikke kan kategoriseres som endret areal. Først og fremst gjaldt dette områder som var kategorisert som ravine på et tidligere tidspunkt.

Eldre flyfoto, fra 1955, 1967/68/69 og 1985/86, ble georeferert i Arc GIS etter bildene fra "Norge i Bilder". Vinkelen og målestokken på fotoene varierte mellom årstallene. Det ble derfor noen unøyaktigheter mellom bildene fra 2009 og flyfotoene. I disse tilfellene tok vi utgangspunkt i at bildet fra "Norge i bilder" lå riktig. For digitaliseringen betydde det at områder vi registrerte som ravine i 2009 også var det i de tidligere tidsperiodene, selv om digitaliseringen blir liggende skeivt i forhold til flyfotoet. For noen raviner har vi måttet benytte fotoer fra ulike årstall for å dekke hele området for en periode, for eksempel for Farseggen-ravinen i Skedsmo benyttet vi et foto fra 1968 i vest og et fra 1967 i øst. Vi regner likevel dette som samme periode da det er rimelig å anta at det ikke er noen vesentlige endringer i året mellom bildene er fotografert. I Rælingen er det meste av ravinelandskapet dekket av flyfoto fra alle årstall, med unntak av noen lokaliteter i 1985. I Skedsmo var det noen lokaliteter på 1960 - og 1980 - tallet som ikke var dekket av flyfoto. Resultatene for endringer mellom hver periode inneholder derfor en feilmargin der vi mangler flyfoto. For digitaliseringen innebærer det at noe areal som er registrert endret i en periode, egentlig er endret på et tidligere eller senere tidspunkt og derfor skulle vært registrert i en annen periode. Denne feilmarginen har ikke noe å si for total mengde endret areal, fordi vi med sikkerhet kan si at endringene har funnet sted.

Fordi vi bare hadde høydekurver fra i dag, ble avgrensningen av raviner gjort mer på skjønn og tolkning av flyfotoene for de tidligere tidspunktene. Dagens høydekurver ga likevel

stedvis en god indikasjon på om det har vært raviner i området og hvor eksisterende raviner kan ha strukket seg. Her ble planeringskartene (Skedsmo kommune 1995) benyttet i avgrensingsarbeidet. I tillegg tok vi utgangspunkt i at noe som var ravine på et tidspunkt, også må ha vært ravine på et tidligere tidspunkt. Dette tok vi også utgangspunkt i for lokaliteter som ikke var dekket av eldre flyfoto.

Ved å sammenligne en digitalisert ravine på et tidspunkt med neste tidspunkt, kunne vi registrere endringer i areal. Dette gjorde vi for alle ravinene. Der ravinene var blitt mindre kunne vi se på flyfoto hvilke formål dette arealet var blitt beyttet til. Disse områdene ble også digitalisert og kategorisert. Kategoriene ble valgt etter hvilke arealformål vi observerte og var dermed ikke like i alle periodene. For begge kommunene registrerte vi kategoriene "infrastruktur", "boligbebyggelse", "jordbruk" og "restareal". I Rælingen registrerte vi også en kategori vi kalte "massetak" og i Skedsmo to kategorier som vi kalte "industri" og "anleggsområde". Vi digitaliserte alle de synlige arealendringene fra en tidsperiode til neste. Når et ravineareal var kategorisert som endret, så vi ikke på dette arealets utvikling på senere tidspunkt. Periodene for Rælingen ble fra 1955 til 1969, fra 1969 til 1985 og fra 1985 til 2009. I Skedsmo ble periodene fra 1967/68/69 til 1985/86 og fra 1985/86 til 2009.

Vegetasjonsanalyse av Farseggen-ravinen

Feltarbeidet i Farseggen-ravinen ble gjennomført i løpet av fem dager i starten av august 2012. Vi la ut blokker og ruter i blokker ved en begrenset tilfeldig metode (Økland 1990).

Det vil si at vi under befaring valgte blokker med sikte på å fange opp vegetasjonsvariasjonen i området, deretter trakk vi tilfeldige ruter innenfor hver blokk. Det ble lagt ut 10 blokker på 5 × 10 m (Fig. 4). Hver blokk hadde da 200 mulige ruteposisjoner (0,5 × 0,5 m). I hver blokk trakk vi tilfeldig ut fire ruter. Hvis mer enn halve ruten var dekket av en trestamme (stående eller liggende), ble nærmeste egnede rute valgt isteden (etter et fast mønster). Mellom analyserutene måtte det være minst en urørt rute (dvs 0,5 m). Hver rute ble delt inn i 16 like småruter (Fig. 5) og artene ble registrert som tilstede eller fraværende i hver smårute. Vi registrerte både karplanter og moser, til sammen 59 arter (Vedlegg 1). De artene som ikke ble bestemt i felt, fortrinnsvis noen moser, ble samlet inn og bestemt senere av Knut Rydgren og Liv Norunn Hamre. Nomenklatur for alle artene, både karplanter og moser, følger Artsnavnebasen (2013) i Artsdatabanken. Denne databasen følger internasjonal standard for vitenskapelige navn, "International Code of Botanical Nomenclature".



Fig. 4 En av de oppmålte blokkene.



Fig. 5 Rammen vi brukte til å analysere vegetasjon.

Foto: Knut Rydgren.

I tilknytning til hver rute målte vi en del økologiske variabler (Vedlegg 2), i tillegg til at vi samlet inn jordprøver til kjemisk og fysisk analyse. Lysforhold ble målt med et densiometer, et halvkuleformet speil delt i 24 ruter. Densiometeret ble holdt i vater rett over analyseruten og antall ruter i speilet som var dekket av trekroner ble registrert. Høye verdier indikerer lite lys og lave verdier indikerer mye lys. Videre ble helningsgrad og eksposisjon målt med et kilometerkompass. For helning ble kompasset lagt sidelengs langs rammen, som var plassert i flukt med terrenget, på ruten og helningsgraden registrert. Eksposisjonen ble målt ved å registrere kompasskursen mot den himmelretningen ruta helte. Etter feltarbeidet ble varmeindeks (Parker 1988; Heikkinen 1991) regnet ut på bakgrunn av helningsgrad og eksposisjonsverdiene. Den antatt gunstigste posisjonen er 202,5° når et 360° kompass benyttes. Vi brukte formelen:

$$\text{varmeindeks} = \cos(202,5 - \text{eksposisjon}) \times \tan(\text{helningsgrad})$$

De rutene med brattest helningsgrad og gunstigst eksposisjon, får høyest varmeindeks verdi.

Totaldekning i prosent for feltsjikt og bunnsjikt ble registrert visuelt. En jordfuktighetsmåler (av merket Moisture Meter, type HH2, versjon 4.0) ble brukt for å måle jordfuktigheten. Dette ble gjort rett på utsiden av rutene, på alle fire sider. Deretter regnet vi ut

gjennomsnittsfuktighet for ruten. På grunn av kraftig regnvær mot slutten av den siste dagen, da disse målingene ble utført, ble ikke jordfuktighet målt for rutene i blokk 4, 5 og 6.

Jordprøvene til kjemisk og fysisk analyse ble også tatt på de fire sidene av hver rute, og samlet i en pose slik at hver rute hadde en jordprøve. Jorden ble oppbevart kaldt og tørt, inntil de ble tørket i et tørkeskap på 30° C. Prøvene som etterhvert var tørket inn til harde klumper, måtte knuses og siktes til kornstørrelse 500 µm. Deretter ble jordprøvene brent i glødeovn for

å beregne glødetap, jordens innhold av organisk materiale. Dette ble gjort etter "Metoder for jordanalyser" (Krogstad 1992). Vi målte opp 3 gram av hver jordprøve og satte de i tørkeskap på 105° C. Fordi glødeovnen bare hadde plass til 20 prøver om gangen, ble prøvene behandlet i to omganger. Derfor stod halvparten i tørkeskapet i 19 timer (rute 22 - 40) og resten i 23 timer (rute 1 - 21). Etter å ha vært i tørkeskap, ble prøvene satt i en eksikator i 30 minutter. Deretter ble de veid og satt i glødeovn på 540° C, der de stod i 3,5 timer. Etter å ha stått i glødeovnen ble prøvene satt i eksikatoren i en time for så å bli veid. Alle veiningene ble registrert og glødetapet beregnet på bakgrunn av disse verdiene. Senere målte vi pH i hver jordprøve, også etter "Metoder for jordanalyser" (Krogstad 1992). Det ble målt opp 20 ml jord fra hver prøve som ble blandet med 50 ml destillert vann. Prøvene fra rute 8 og 16 hadde bare nok jord til 15 ml og ble derfor blandet med 37,5 ml destillert vann. Hver prøve ble ristet og løst opp i vannet, deretter ble de stående over natten. Dagen etter ble prøvene ristet på nytt, 15 minutter før målingene ble gjort. pH-måleren ble kalibrert med væske på henholdsvis pH 4 og pH 7 som buffere. Deretter ble pH-verdien målt i alle prøvene.

Statistisk analyse

Vi brukte statistikkprogrammet R, versjon 2.15.3 (R Development Core Team 2012), for alle de statistiske analysene. Ordinasjonsmodeller ordner de analyserte rutene langs akser hvor de rutene med likest artssammenstning plasseres nært hverandre og de mest ulike rutene plasseres langt fra hverandre. Vi benyttet DCA ("Detrended correspondence analysis"; Hill 1979) til å trekke ut vegetasjonsgradienter i datasettet (gradientstruktur i art × rute matrisen). Ordinasjonsaksene representerer vegetasjonsgradienter, disse analyserte vi med LME-modeller ("Linear Mixed Models"; Crawley 2007) som tar høyde for at ruter i blokk ikke er uavhengige av hverandre. For å illustrere grad av samvariasjon mellom de økologiske variablene, utførte vi en Kendall korrelasjonsanalyse mellom variablene (Crawley 2007). Dette er en ikke-parametrisk metode.

RESULTATER

Ravinenes utbredelse og arealendringer

Av Rælingens opprinnelige ravinearealet i 1955 var 33 % endret i 2009 (Fig. 6). Av det opprinnelige ravinearealet i 1969 i Skedsmo var 31 % endret i 2009 (Fig. 6).

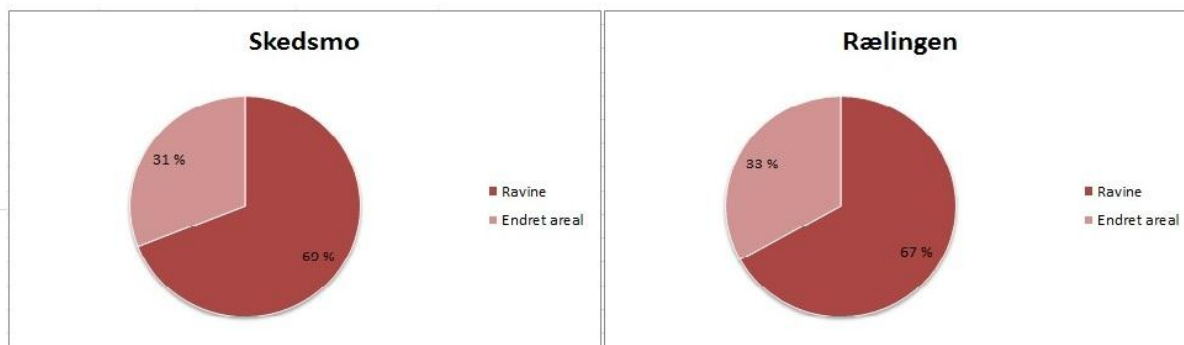


Fig. 6 Oversikt andel raviner og endret areal i Skedsmo (1967-2009) og Rælingen (1955-2009).

I Rælingen ble 3 % av ravinearealet endret mellom 1955 og 1969 (Tabell 1). Det var størst endring i ravinearealet mellom 1969 og 1985. Hele 20 % av arealet i 1969 var berørt av endringer i 1985. Endringene avtar mellom 1985 og 2009, hvor 14 % av ravinearealet var endret. Endringene har funnet sted jevnt over hele kommunen, vi ser ingen geografisk trend (Fig. 7).

Tabell 1. Areal ravine og endret areal i Rælingen mellom hvert årstall i m² og prosent av sum areal.

	Areal ravine	Prosent ravine	Areal endret	Prosent endring	Sum areal
1955	1982	100 %	-	-	1982
1969	1922	97 %	67	3 %	1989
1985	1533	80 %	392	20 %	1925
2009	1322	86 %	213	14 %	1535

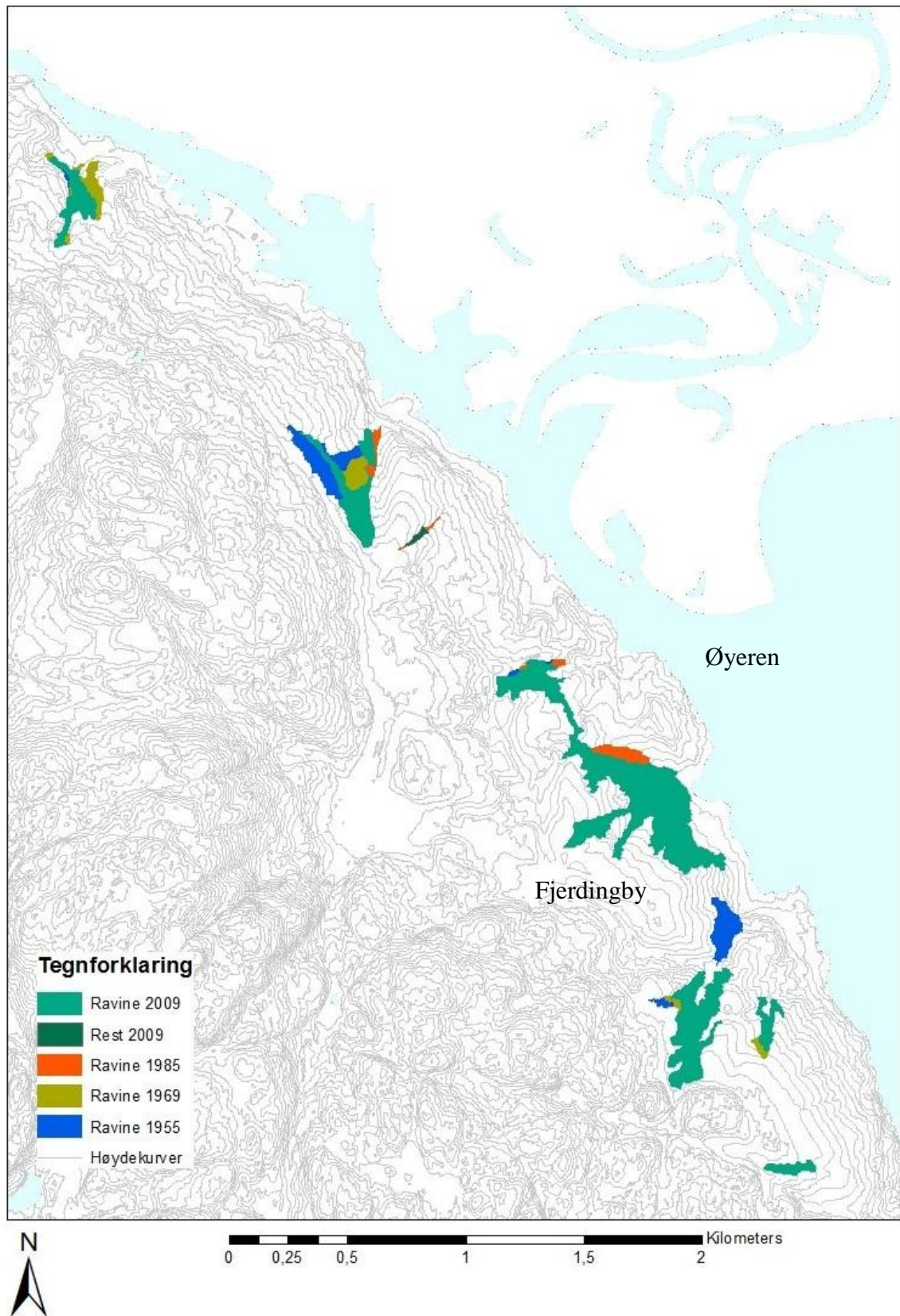


Fig. 7A Nordlige del av Rælingen. Hvordan ravinearealet har minsket i utbredelse mellom undersøkelsesperiodene.

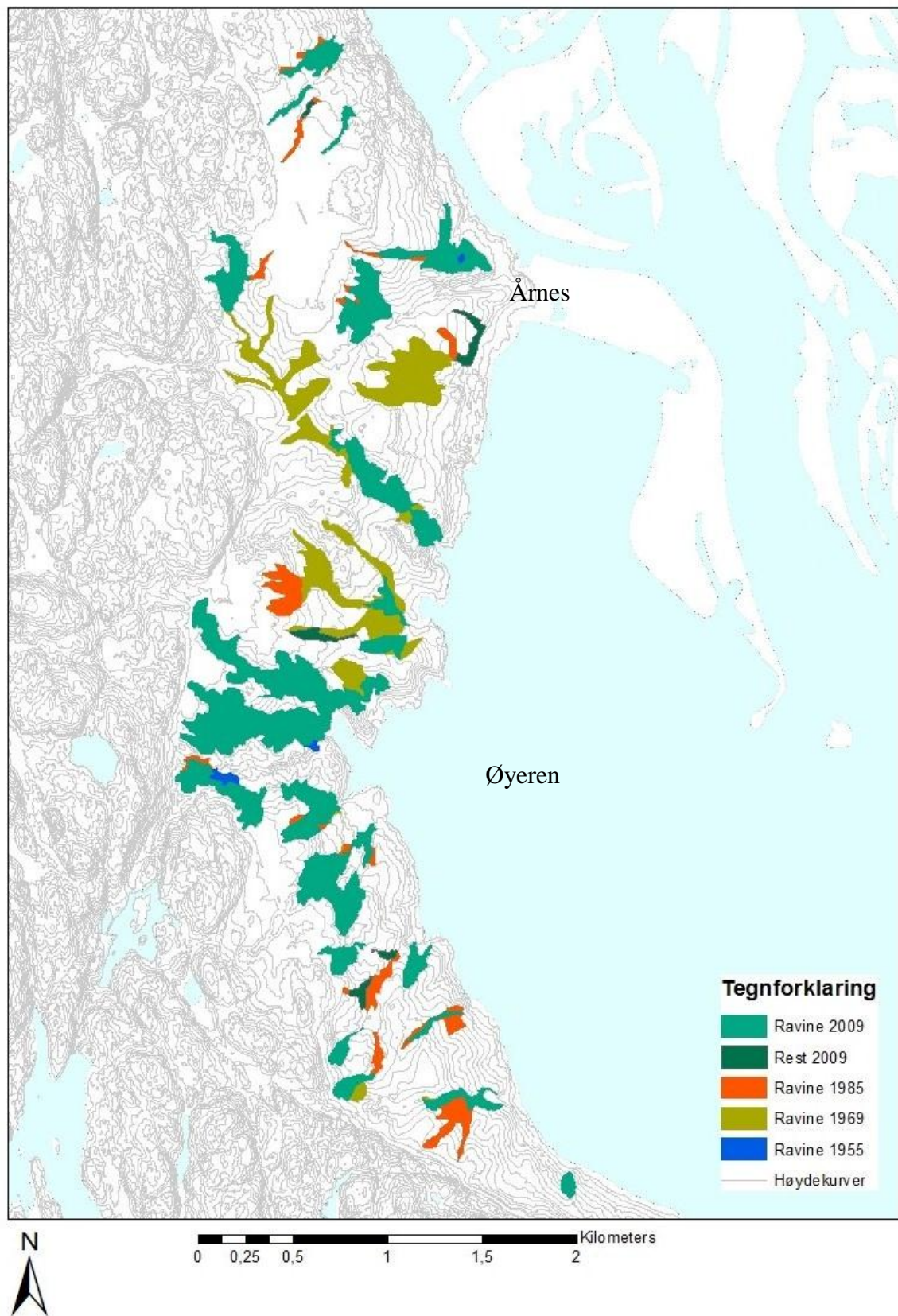


Fig. 7B Sørlige del av Rælingen. Hvordan ravinearealet har minsket i utbredelse mellom undersøkelsesperiodene.

I perioden 1955 – 1969 var "boligbebyggelse" største kategori med 67 % av det endrede arealet i Rælingen (Tabell 2). Den nest største kategorien i denne perioden er "restareal" med 24 % av det endrede arealet. I neste periode, mellom 1969 og 1985, stod "jordbruk" for hele 75 % av endringene. "Jordbruk" var også den største kategorien mellom 1985 og 2009 med 53 % av endringene. "Restareal" var den nest største kategorien i siste periode, med 20 %. Den nest største kategorien i 1969 – 1985 var "massetak" (16 %), dette var også den tredje største kategorien i siste periode (17 %). Endringene til boligbebyggelse har i hovedsak funnet sted nord i kommunen, mens jordbruk står for størst del av arealendringene sør for Årnes (Fig. 8).

Tabell 2. Kategorier endret areal i Rælingen fordelt på periodene. Andel areal pr. kategori vist i m² og prosent av sum areal.

	1955 - 1969	Prosent	1969 - 1985	Prosent	1985 - 2009	Prosent
Infrastruktur	6	9 %	7	2 %	8	4 %
Boligbebyggelse	45	67 %	27	7 %	12	6 %
Jordbruk	-	-	294	75 %	113	53 %
Masseuttak	-	-	64	16 %	37	17 %
Restareal	16	24 %	-	-	43	20 %
Sum areal	67	100 %	392	100 %	213	100 %

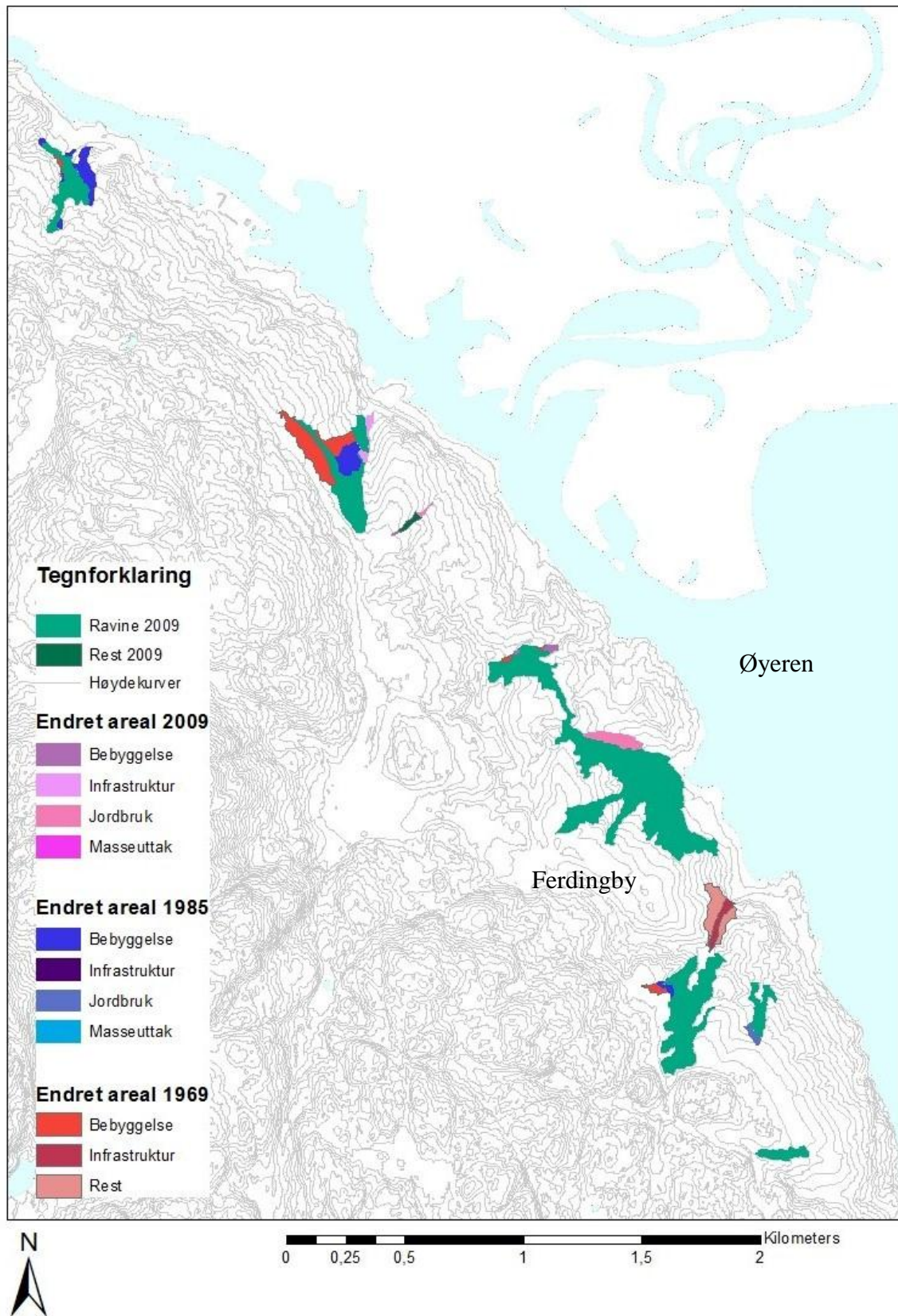


Fig. 8A Nordlige del av Rælingen. Ravinene i 2009 med kategorisert endret areal i alle perioder.

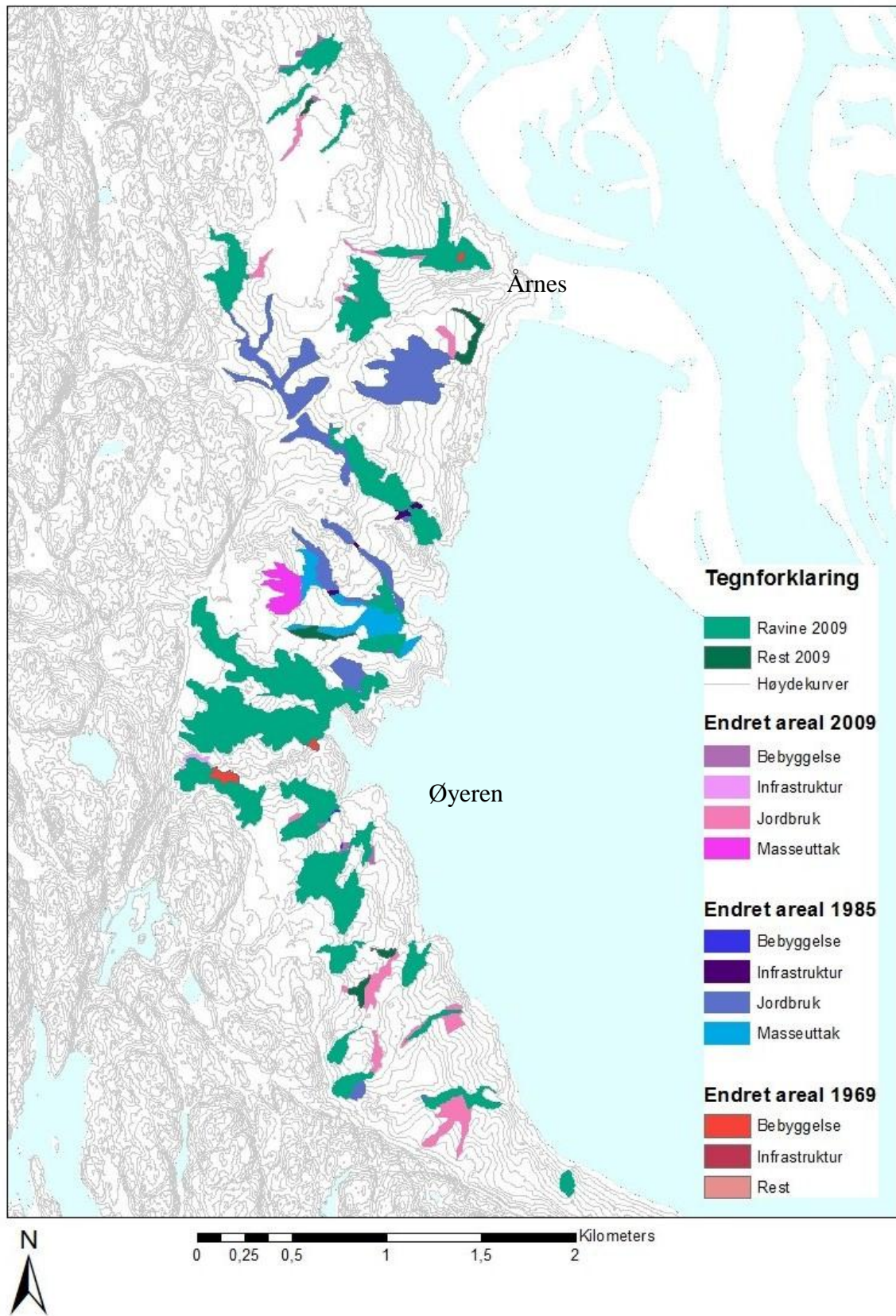
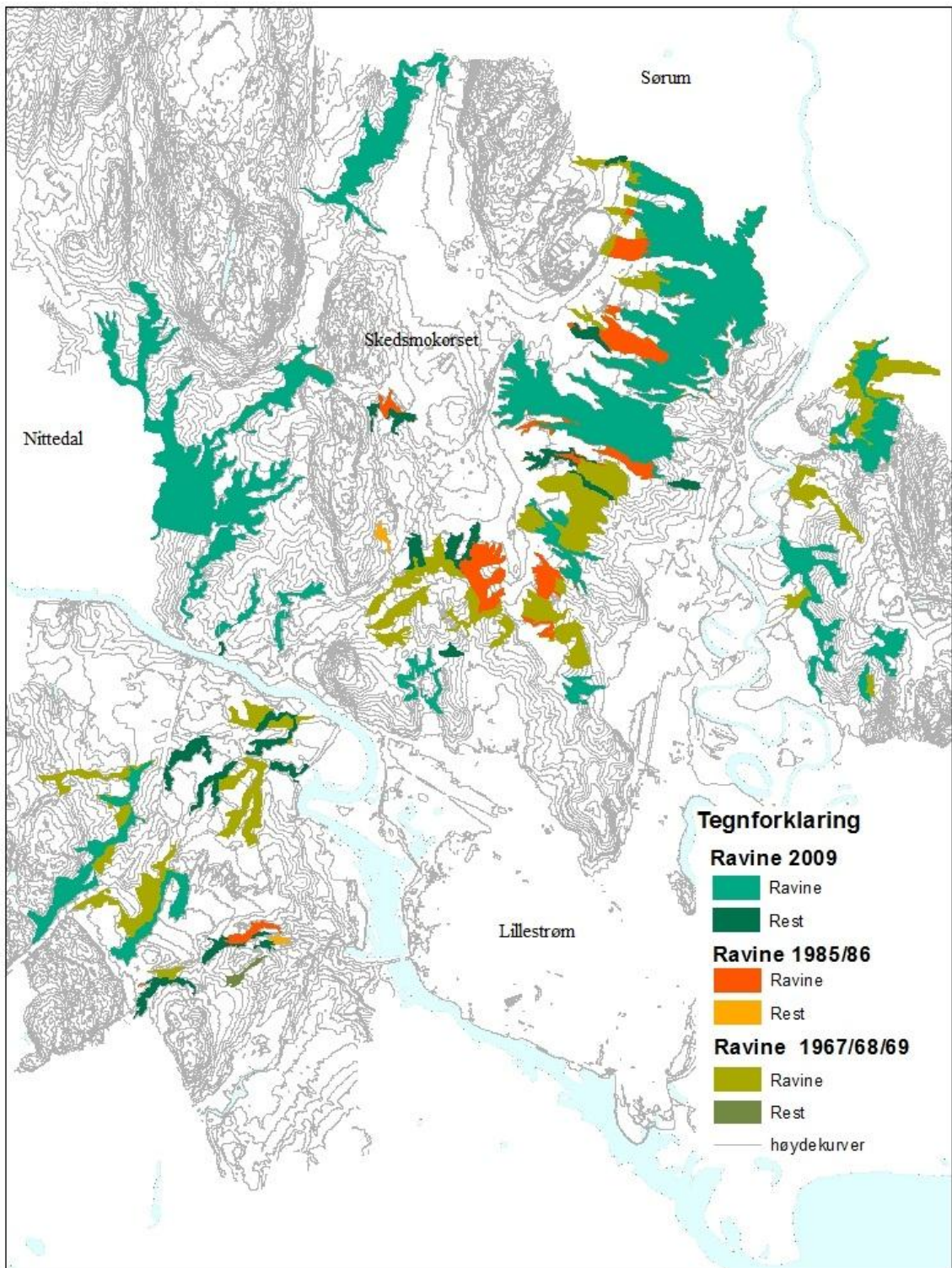


Fig. 8B Sørliche del av Rælingen. Ravinene i 2009 med kategorisert endret areal i alle perioder.

I Skedsmo kommune skjedde den største endringen i den første perioden fra 1967/86/69 til 1985/86, da ble 24% av ravinearealet endret (Tabell 3). Det var i neste periode en nedgang i inngrepene i ravinene i Skedsmo. Selv om denne perioden strakte seg over flere år enn den forrige, var kun 9 % av ravinearealet endret. I nordvest har svært få endringer funnet sted, mens hovedvekten av endringer har funnet sted sentralt i kommunen (Fig. 9).

Tabell 3. Areal ravine og endret areal i Skedsmo mellom hvert årstall i m² og prosent av sum areal.

	Areal ravine	Prosent ravine	Areal endret	Prosent endring	sum areal
1967/68/69	8017	100 %	-	-	8017
1985/86	6125	76 %	1893	24 %	8018
2009	5545	91 %	581	9 %	6126



0 0,250,5 1 1,5 2 Kilometers

Fig. 9 Hvordan Skedsmos ravineareal har minsket i utbredelse mellom undersøkelses periodene.

I perioden fra 1967/68/69 til 1985/86 var den største delen av endringene kategorisert som "jordbruk" (66 %), nest etter dette kommer "boligbebyggelse" som stod for 15 % av endringene i ravinearealet (Tabell 4). Mellom 1985/86 og 2009 ble 35 % ravinearealet endret til "industri" og 32 % ble endret til "boligbebyggelse". Endringer til "jordbruk" fortsatte også i denne perioden, nå med 22 %. I figur 10 viser at industriarealene i hovedsak er lokalisert nord i kommunen, sentralt og øst er mye areal endret til jordbruk, sentralt og sør i kommunen er mye areal endret til boligbebyggelse.

Tabell 4. Kategorier endret areal i Skedsmo fordelt på periodene. Andel areal pr. kategori i m² og prosent av sum areal.

	1967/68/69 - 1985/86	Prosent	1985/86 - 2009	Prosent
Anleggsområde	177	9 %	10	2 %
Boligbebyggelse	287	15 %	189	32 %
Industri	60	3 %	204	35 %
Infrastruktur	41	2 %	5	1 %
Jordbruk	1253	66 %	130	22 %
Restareal	75	4 %	44	8 %
sum areal	1893	100 %	582	100 %

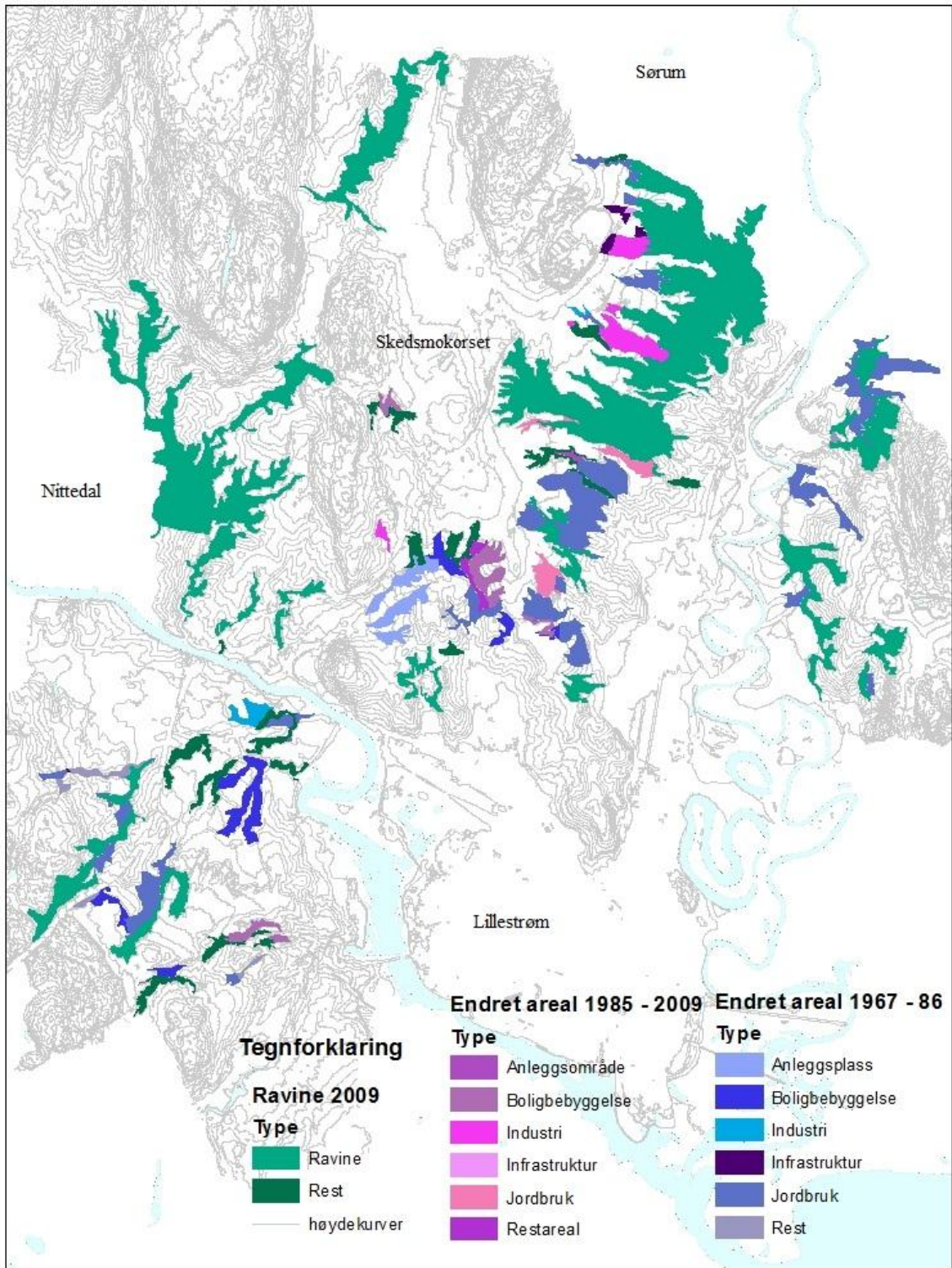


Fig. 10 Ravinenes utbredelse i Skedsmo i 2009 med kategorisert endret areal i alle perioder.

Vegetasjonsanalyse

Økologiske variable

De målte økologiske forholdene i Farseggen-ravinen viser stor variasjon. pH (Fig. 11A) i rutene lå mellom 4,6 og 5,9. Terrengets helning varierte mye fra helt flate partier nederst i ravinen til bratte skråninger i dalsidene med over 40° helning (Fig. 11B). Lysforholdene (Fig. 11C) målt i rutene var derimot i stor grad skyggefulle, utenom et par ruter som skillte seg ut med relativt mye lys.

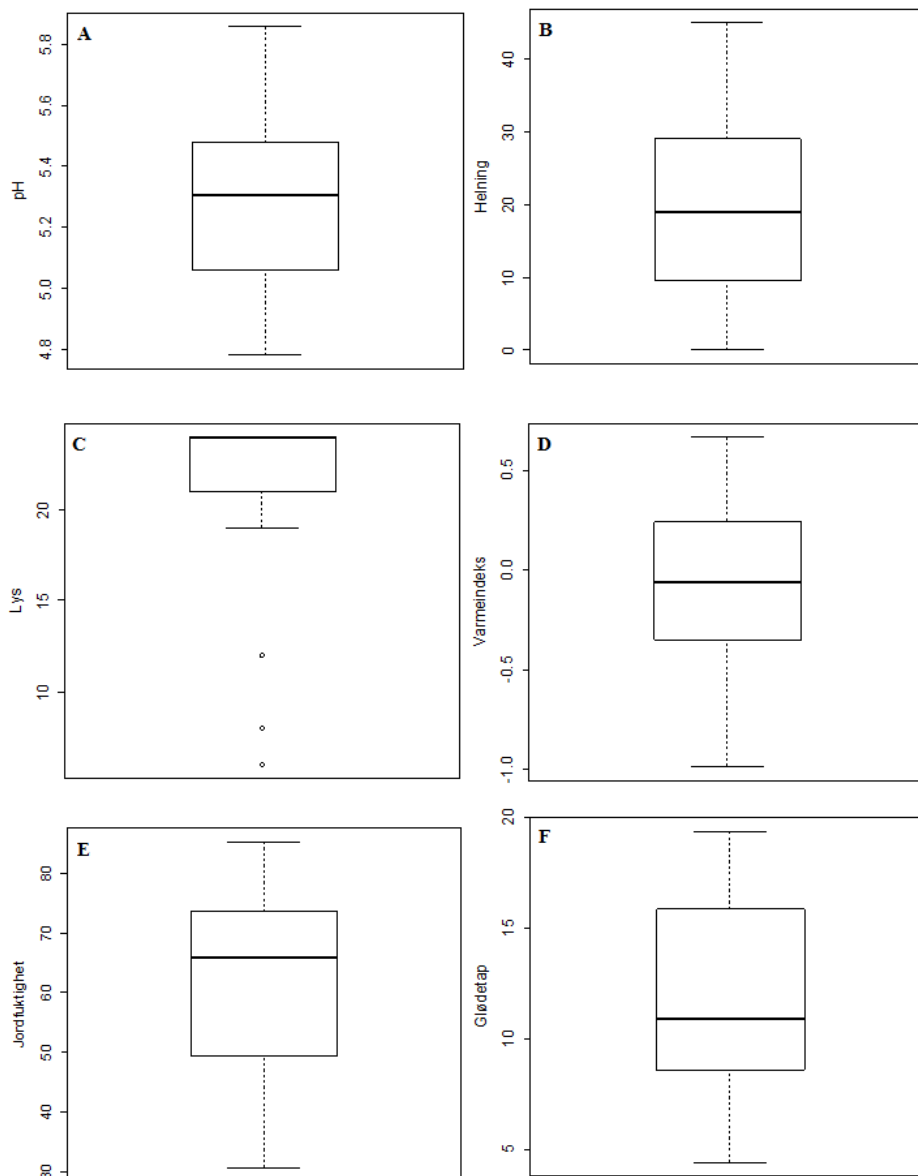


Fig. 11A-F Boxplott av økologiske variable. Den uthevede streken viser medianen. 50 % av verdiene ligger innen for boksen, og de stiplede linjene ut fra boksen representerer 25 % av de høyeste og laveste verdiene, over og under boksen. Prikkene viser «outlayers». Alle variablene er registrert i alle 40 rutene, unntatt jordfuktighet som kun ble registrert i 28 ruter.

Varmeindeksen (Fig. 11D) lå jevnt fordelt mellom verdiene -0,1 til 0,7. Rutene var generelt sett fuktige. Hovedtyngden av variasjonen lå mellom 50 og 70 % jordfuktighet, men like fullt viste de stor variasjon mellom 30 og 85 %. (Fig. 11E). Glødetapet (Fig. 11F) var relativt lavt, med en medianverdi på 10,7. Det tyder på et mineralrikt jordsmonn med lite organisk materiale.

Sammenhengen mellom de økologiske variablene

Det var sterk korrelasjon mellom mange av de økologiske variablene (Vedlegg 3), noe pleksusdiagrammet illustrerer (Fig 12). Vi ser at helning er korrelert med alle de økologiske faktorene, bortsett fra pH. Helning er positivt korrelert med lys og glødetap, og negativt korrelert med varmeindeks og jordfuktighet. Altså med større helning øker lysforhold og glødetap, mens varmeindeksen og jordfuktighet reduseres. Jordfuktighet er, negativt korrelert med lys. Dette innebærer at de mest lysåpne rutene, også er de tørreste.

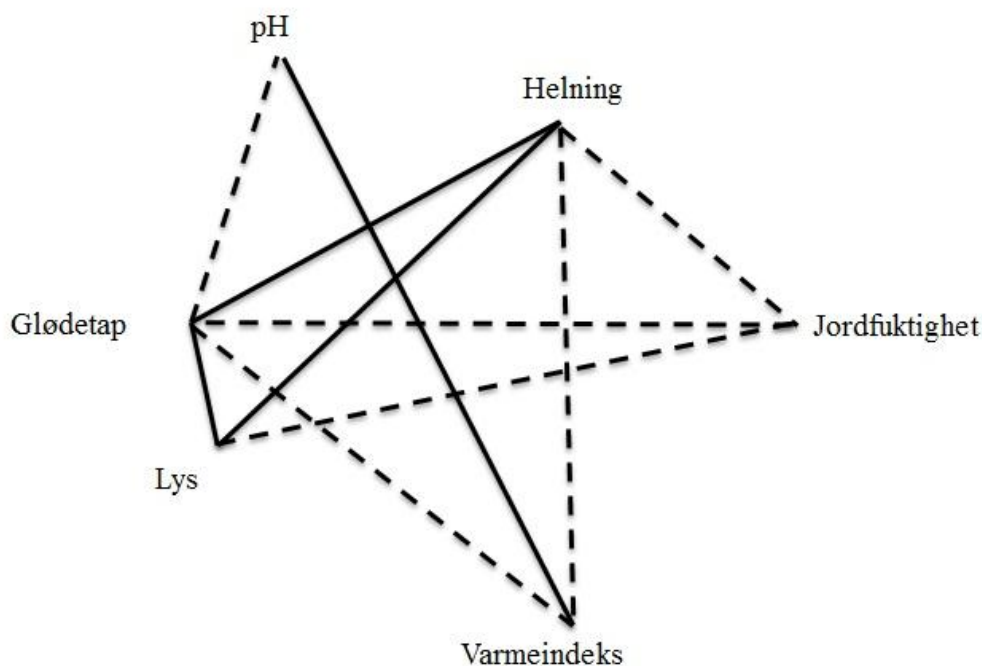


Fig. 12. Pleksusdiagrammet viser sammenhengene mellom de økologiske variablene. De heltrukket linjene viser en positiv korrelasjon og de stiplede linjene viser en negativ korrelasjon. Kun de signifikante korrelasjonene er vist i diagrammet.

Varmeindeks er korrelert med glødetap og pH, henholdsvis negativt og positivt. Når verdiene for varmeindeks øker får man høyere pH, og det organiske materialet i jordsmonnet reduseres. Glødetap er positivt korrelert med lys. Glødetap er også signifikant, negativt korrelert med pH og jordfuktighet. Disse faktorene sier noe om jordens egenskaper og kan relateres til en mulig næringsgradient.

Vegetasjonssammensetningen og tolkning av vegetasjonsgradientene

Den totale dekingen av vegetasjon var størst i bunnsjiktet (Fig. 13A), der store deler av rutene hadde en dekningsprosent fra 50 – 100 % med en median som lå på 80 %. Rutenes totale deking i feltsjiktet hadde en median på 60 % , ellers var dekingen jevnt fordelt fra 15 – 100 %.

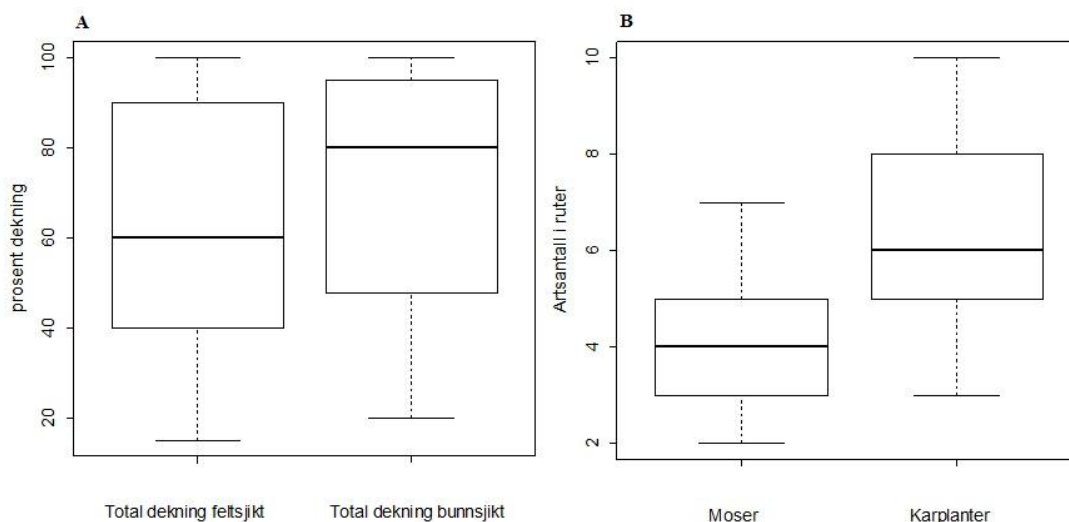


Fig. 13A Totaldeking i felt- og bunnsjikt i rutene (n=40). Fig. 13B Antall ulike arter av moser og karplanter registrert i rutene (n=40). Den uthevede streken viser medianen. 50 % av verdiene ligger innen for boksen, og de stiplede linjene ut fra boksen representerer 25 % av de høyeste og laveste verdiene, over og under boksen.

Igjennomsnitt hadde rutene flere karplanter enn mosearter (Fig. 13B), selv om den totale dekingen av bunnsjiktet i gjennomsnitt var høyere enn den totale dekingen av feltsjiktet. På det meste registrerte vi 15 arter i ei rute og på det minste 5 arter. Vi registrerte på det meste 10 arter av karplanter og 3 arter på det minste. For mosene registrerte vi 7 arter i ei rute på det meste og på det minste 2 arter.

Artsfrekvensberegningen viste at de tre vanligste taksane i datamaterialet var mosearter (Fig.14), det vil si veikmose (*Cirriphyllum piliferum*), hinnemoseslekta (*Plagiochila spp*) og engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*). Den fjerde og femte vanligste taksa var karplantene krypsolie (*Ranunculus repens*) og gjøkesyre (*Oxalis acetosella*). Det var derimot en karplante, sløke (*Stachys sylvatica*), som hadde høyest gjennomsnittlig smårutefrekvens på 14.

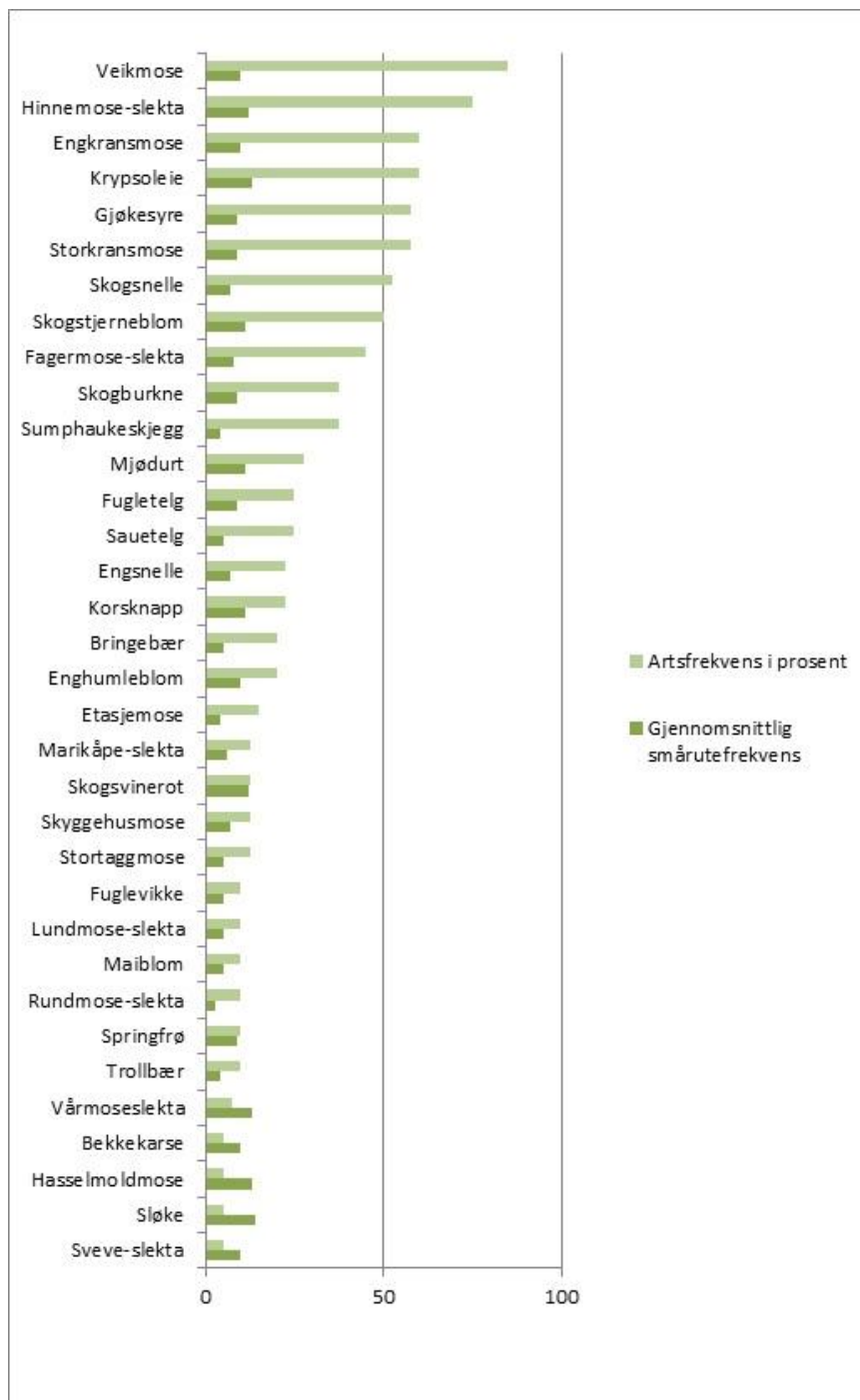


Fig. 14. Artsfrekvens viser i hvor mange prosent av rutene arten forekommer. Smårutefrekvens viser hvor mange småruter arten i gjennomsnitt er tilstede i, i de rutene arten finnes. Arter tilstede i mindre enn 10% av rutene og samtidig har gjennomsnittlig smårutefrekvens under 10, er ikke tatt med. Dette gjelder 25 arter.

Artenes optimum i ordinasjonen (Fig. 15A) er en annen måte å vise artenes utbredelse. Rutenes plassering i forhold til hverandre, og i forhold til blokkene (Fig. 15B) illustrerer at ruter i blokk er avhengige. Dette gjelder både arter og økologiske forhold.

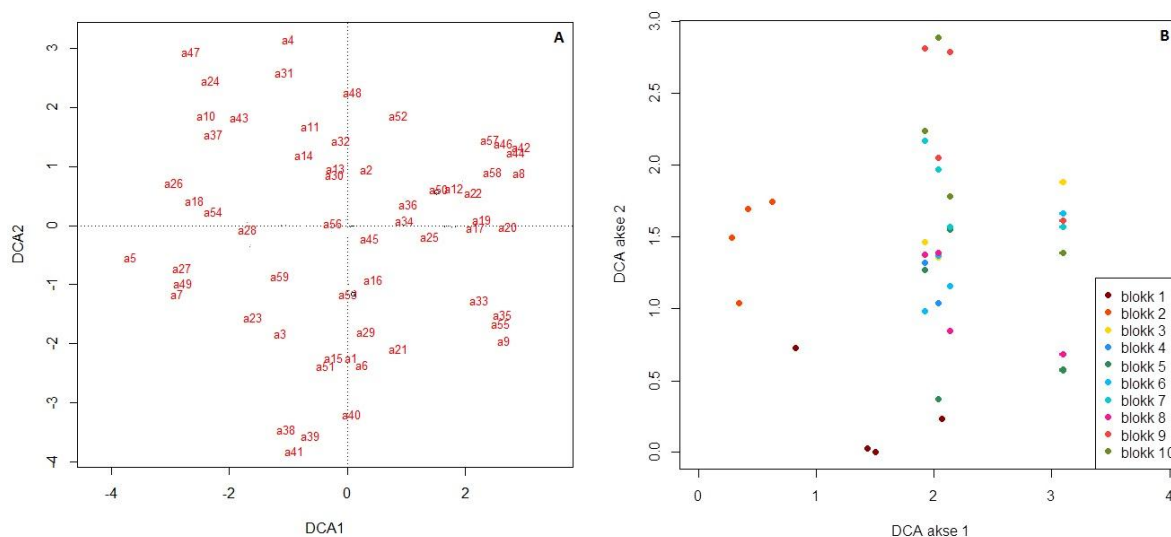


Fig. 15 DCA ordinasjon av art \times rute matrisen. Fig. 15A artenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2. Artsforkortelsene a1 – a59 er forklart i Vedlegg 4. Fig. 15B rutenes posisjoner langs DCA akse 1 og 2 illustrert med farger som viser tilhørighet til blokk.

Hoved-vegetasjonsgradienten (DCA-akse 1; egenverdi = 0,58 og gradientlengde = 3,93 S.D. enheter) var relatert til en kompleksgradient bestående av lysforhold, helning og jordfuktighet (Tabell 5; Fig. 16 A-C). Alle disse tre variablene var gjensidig sterkt korrelert (Fig. 12). Helning og pH var de variablene med sterkest relasjon til vegetasjonsgradienten ($p = 0,003$), men pH varena sterkere relatert til DCA akse 2 (Tabell 5). Vegetasjonssammensetningen langs gradienten var karakterisert i den ene enden (mørkt, tørt og bratt) av arter (Fig. 18A-F) som gjøkesyre (*Oxalis acetosella*), storkransmose (*Rhytidiadelphus triquetrus*) og hinnemose-slekta (*Plagiochila spp.*). Den motsatte enden (lyst, fuktig og flatt) var karakterisert av arter som skogsvinerot (*Stachys sylvatica*), korsknapp (*Glechoma hederacea*), enghumbleblom (*Geum rivale.*). Skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*) og engsnelle (*Equisetum pratense*) hadde sin utbredelse mot midten av gradienten.

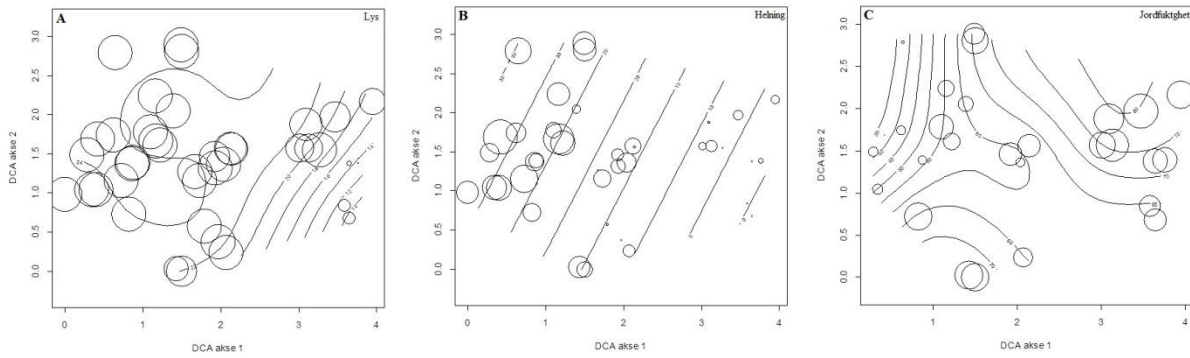


Fig 16A-C De økologiske variablene lys, helning og jordfuktighet er plottet på rutenes posisjoner langs de to første ordinasjonsaksene (DCA akse 1 og DCA akse 2).

Den nest viktigste vegetasjonsgradienten (DCA akse 2; egenverdi = 0,32 og gradientlengde = 2,88 S.D. enheter) var relatert til en kompleksgradient bestående av pH og varmeindeks (Fig. 17A-B). Der pH var sterkest signifikant ($p = 0,001$; Tabell 5).

Vegetasjonssammensetningen langs denne akse ble i den ene enden (høy pH og høy varmeindeks) karakterisert av skogburkne (*Athyrium filix-femina*), krypsolie (*Ranunculus repens*) og andre arter med høy artsfrekvens som veikmose (*Cirriphyllum piliferum*), engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*) og sumphaukeskjegg (*Crepis paludosa*) mot midten, og som ellers også har en bred spredning over begge gradientene (Fig. 19A-H). Bringebær (*Rubus idaeus*) lå i motsatt ende av gradienten.

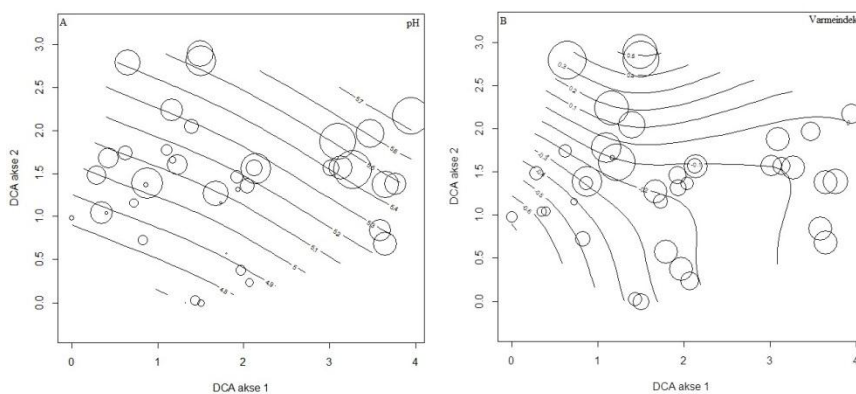


Fig. 17 A-B De økologiske variablene pH og varmeindeks er plottet på rutenes posisjoner langs de to første ordinasjonsaksene (DCA akse 1 og DCA akse 2).

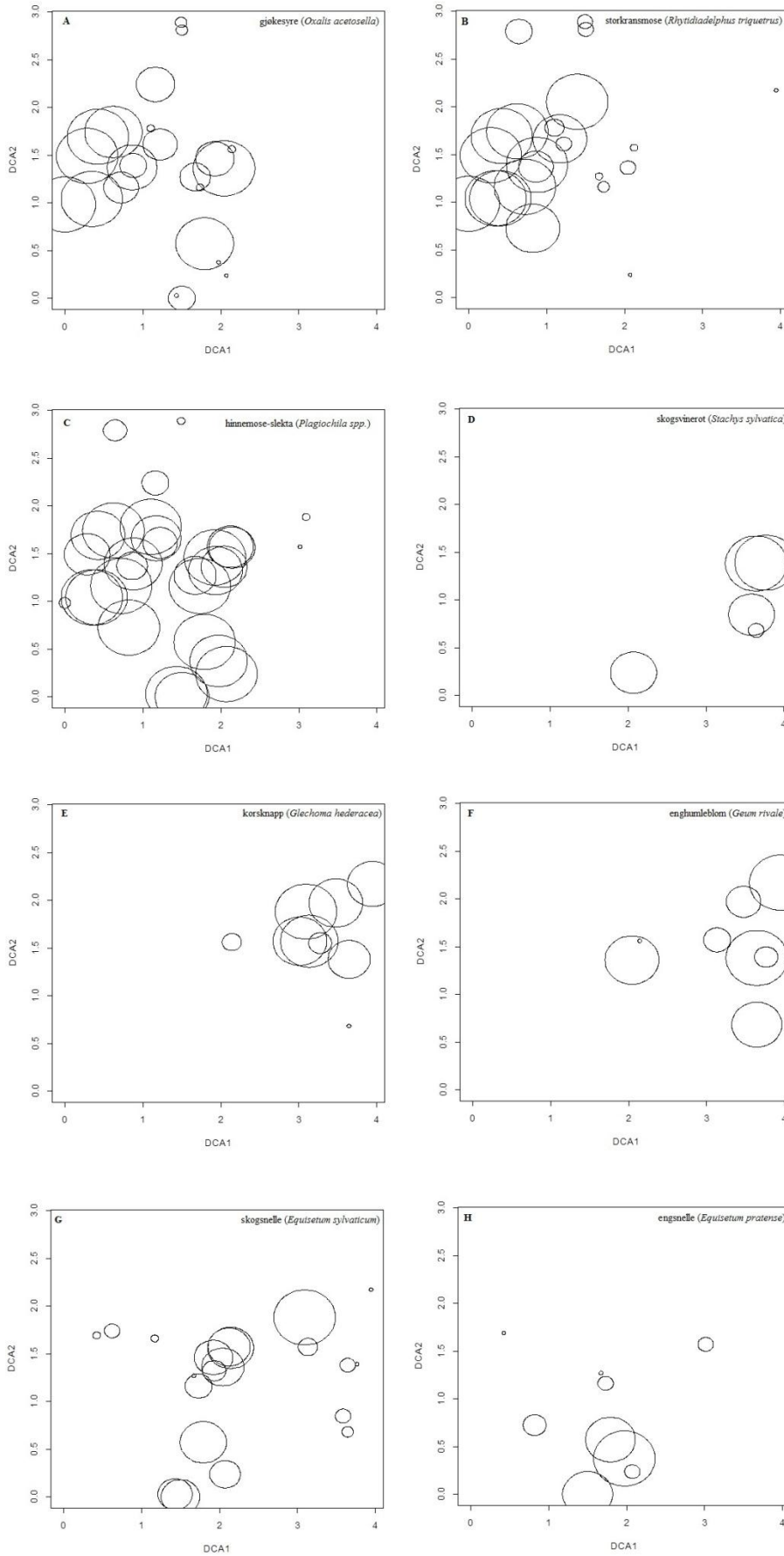


Fig. 18A-H Artsmengde for et utvalg arter, plottet på rutenes posisjoner langs de to første ordinasjonsaksene (DCA akse 1 og DCA akse 2). Størrelsen på sirklene viser smårutefrekvensen (0-16) i rutene.

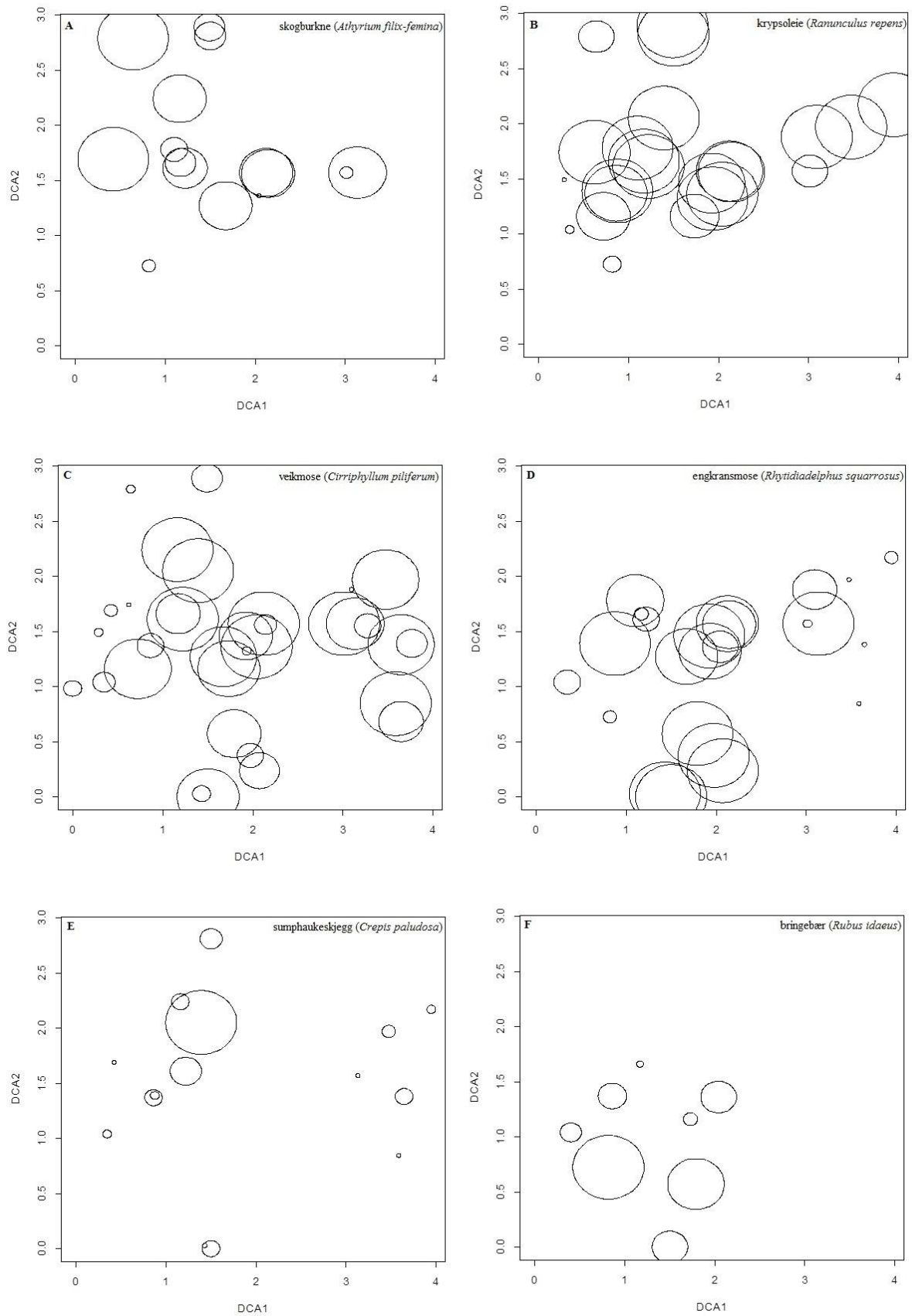


Fig. 19A-F Artsmengde for et utvalg arter, plottet på rutenes posisjoner langs de to første ordinasjonsaksene (DCA akse 1 og DCA akse 2). Størrelsen på sirklene viser smårutefrekvensen (0-16) i rutene.

Tredje aksen (DCA akse 3; egenverdi = 0,19 og gradientlengde = 2,16 S.D. enheter) hadde kun en signifikant variabel, nemlig glødetap ($p = 0,012$). Gradienten indikerer stor tilførsel av organisk materiale og rask nedbrytning av dette materialet. Fjerde aksen (DCA akse 4) hadde ingen signifikante økologiske variabler, og er derfor er ikke tatt med i Tabell 5.

Tabell 5. Betydningen av de enkelte økologiske variablene for å forklare variasjonen i artssammensetningen (de tre første DCA-aksene) i Farseggen-ravinen, modellert med LME ("linear mixed effect models"). Jordfuktighet har bare 20 frihetsgrader, fordi variabelen bare er målt i 28 ruter. Uthevede p-verdier er signifikante.

DCA akse 1

Prediktor	Coefficient	Standard error	DF	t-verdi	p-verdi
Lys	-0,120	0,045	29	-2,691	0,012
Helning	-0,035	0,015	29	-3,296	0,003
Varmeindeks	0,632	0,479	29	1,317	0,198
Glødetap	-0,057	0,033	29	-1,753	0,090
ph	0,890	0,267	29	3,301	0,003
Jordfuktighet	0,016	0,007	20	2,135	0,045

DCA akse 2

Prediktor	Coefficient	Standard error	DF	t-verdi	p-verdi
Lys	0,006	0,035	29	0,177	0,861
Helning	0,010	0,009	29	1,091	0,284
Varmeindeks	0,680	0,319	29	2,132	0,042
Glødetap	-0,016	0,026	29	-0,610	0,546
ph	0,805	0,216	29	3,719	0,001
Jordfuktighet	0,004	0,008	20	0,453	0,655

DCA akse 3

Prediktor	Coefficient	Standard error	DF	t-verdi	p-verdi
Lys	-0,015	0,019	29	-0,788	0,437
Helning	-0,009	0,006	29	-1,639	0,112
Varmeindeks	0,216	0,203	29	1,062	0,297
Glødetap	-0,040	0,015	29	-2,665	0,012
ph	0,031	0,209	29	0,150	0,882
Jordfuktighet	0,006	0,006	20	0,924	0,366

DISKUSJON

Endringer i ravinelandskapet

Vi registrerte tilnærmet lik andel endring i begge kommuner, 33 % i Rælingen og 31 % i Skedsmo (Fig. 6). I Rælingen er endringene undersøkt i perioden 1955 – 2009 og i Skedsmo mellom 1967 og 2009. Våre resultater har en mye lavere prosent endring enn Erikstad (1992) konkluderte med i sin studie fra Østfold, en endring på hele 60 – 80%, mellom 1971 og 1987. Artsportalen (2011) anslår at Erikstad (1992) sitt resultat er representativt for Østlandet, mens en reduksjon på 30 – 50 % er representativ for hele Norge. Våre resultater faller derfor inn under estimatet for hele landet. At våre resultater ikke tilsvarer Erikstad (1992) sine, er som forventet når metodene våre er forskjellige. Erikstad hadde en kvartærgeologisk tilnærming til sine undersøkelser, han målte ravinenes lengde og sammenlignet med flyfoto for å registrere endringer i ravines utbredelse. Vi brukte flyfoto, supplert med oversiktskart fra ravinerapporter og høydekurver. Vår metode mener vi fungerte godt til å identifisere arealendringer. Feltundersøkelse i forbindelse med digitaliseringen, ville gitt sikrere resultater. Begrenset med tid og ressurser er grunnen til at vi ikke gjennomførte en slik feltundersøkelse.

Resultatet for kategorisering av endret areal viser noen utviklingstrekk i arealendringene i kommunene. "Jordbruk" er den kategorien endret areal med størst utbredelse i begge kommunene. I Rælingen er ikke noe areal kategorisert som jordbruk i 1955 – 1969, noe som er overraskende med tanke på at planeringen startet på 1950-tallet (Skedsmo kommune 1995). Planeringen var et resultat av firehjulstraktorens gjennombrudd på 1950-tallet og skurtreskerens gjennombrudd på 1960-tallet (Njøs 2005), formålet var å legge terrenget til rette for disse maskinene. For begge kommunene har kategorien høy andel i perioden 1967/68/69 – 1985/86 for så og avta i siste periode. Denne utviklingen kan ha sammenheng med at tilskudd til bakkeplanering ble trappet opp fra 1975 og avviklet i 1986. Noen arealer ble planert med tilskudd etter 1986 fordi søknadene om inngrepet var innvilget før tilskuddsordningen ble avviklet (Njøs 2005).

Kategorien "boligbebyggelse" viser en motsatt trend i de to kommunene, men er i arealutbredelse den nest største kategorien. Skedsmo har en økende andel boligutbygging gjennom alle periodene, mens Rælingen har en stor andel boligutbygging i første periode og synkende andel i de to neste periodene. På 1960 – tallet økte folketallet kraftig i Rælingen, og det er grunnen til at mange boliger ble bygget i perioden 1955 – 1969 (Store Norske Leksikon 2013a). De to ravinene registrert lengst nord i Rælingen er unntak fra den avtagende trenden,

begge har en jevn boligutbygging i alle periodene. Dette kan ha sammenheng med nærheten til Lillestrøm og Oslo. Hele 62 % av yrkesbefolkningen i Rælingen jobber i disse byene (Store Norske Leksikon 2013a). I Skedsmo kan utviklingen ha sammenheng med at Lillestrøm fikk bystatus i 1997 og at byen har sammenhengende bebyggelse med hovedstaden vestover (Store Norske Leksikon 2012). Utvikling av gode transport muligheter, blant annet tog og motorvei, har gjort det mulig for mange å arbeide i byene og bo utenfor bysentrum. Et eksempel på denne trenden er tettstedet Skedsmokorset i Skedsmo kommune (Store Norske Leksikon 2011). "Infrastruktur" er en kategori med lite registrert areal i vår undersøkelse og omfatter både adkomstveier til bolig eller gårdsbruk, gjennomfartsveier og anleggsveier. Kategoriens utvikling henger derfor sammen med alle de andre kategoriene.

"Masseuttak" i Rælingen er knyttet til Leca fabrikken sitt uttaksområde sør for Årnes ved Øyeren (Store Norske Leksikon 2013a). Til produksjonen av lecauler tas det ut leire fra masseuttaket. Når leiren er tatt ut blir området drenert og matjorda lagt tilbake for at jordbruk skal kunne etableres (Weber Saint-Gobain 2012). Kategorien er ikke registrert i perioden 1955 - 1969, noe som henger sammen med at Leca startet sin produksjon på 1970-tallet. Ettersom området mangler flyfoto for 1985, er det derfor usikkert om alt masseuttaksarealet skulle vært registrert i perioden 1969 – 1985. En annen kategori knyttet til næringsvirksomhet er "Industri". Kategorien har en stor økning i siste periode i Skedsmo, dette henger sammen med at flere fabrikker og lagervirksomheter flyttet fra Oslo til Skedsmo i denne perioden (Store Norske Leksikon 2013b). Lillestrøm er knutepunktet for blant annet industri, handel og samferdsel på Nedre Romerike (Store Norske Leksikon 2012), og utviklingen av alle kategoriene i våre resultater kan knyttes til dette.

Endrede arealer er kun registrert en gang, derfor har vi ingen resultater for hva kategorien "anleggsområde" er blitt til. Vi så på flyfoto fra "Norge i bilder" (2013) at kategorien "anleggsområde" i perioden 1967/68/69 – 1985/86 i hovedsak er boligområder i 2009. Med denne observasjonen kan "anleggsområde" ses i sammenheng med utviklingen av kategorien "boligbebyggelse".

"Restareal" kategorien viser tydelig at ravinelandskapet er fragmentert. Mye ravineareal er som vist i vårt studie forsvunnet, men det er ikke mange andre registreringer i ravinelandskap som inkluderer rest arealer. Spørsmålet om disse arealene har noen verdi og hvilket biologisk mangfold de inneholder er derfor lite belyst. Ved å ikke inkludere disse arealene i registreringer, blir de ikke tatt hensyn til. Dette øker sannsynligheten for at disse arealene blir ytterligere endret i nærmeste fremtid.

Resultatene for Rælingen, med en periode mer enn Skedsmo, gir oss en indikasjon på at endringene i ravinearealet før 1955 var små. Ved å legge vekt på planeringspolitikken fra 1975 i jordbruket, som er den største kategorien vi registrerte, er det mulig å anta at små endringer i tidligere perioder også er tilfellet i Skedsmo. Hadde vi hatt flyfoto over Skedsmo fra 1950 – tallet, kunne vi med større sikkerhet antatt at endringene i tidligere perioder var små.

Kompleksgradienter som betinger vegetasjonsvariasjonen

Resultatene våre viser at en kompleksgradient bestående av lysforhold, helning og jordfuktighet er den viktigste økologiske gradienten for å forklare hovedvariasjonen i vegetasjonen (DCA akse 1) i Farseggen-ravinen. Jordfuktighet er i våre resultater negativt korrelert med lys og helning. Lysforhold og jordfuktighet utgjør ofte en kompleksgradient i skog (Rydgren 1996). I tillegg er også pH signifikant på første ordinasjonsakse, men ikke korrelert med de andre variablene. Varmeindeks og pH er utslagsgivende for DCA akse 2. Her er pH sterkere signifikant enn for DCA akse 1. pH er ikke i seg selv en ressurs for plantene, men påvirker mineralenes løslighet ved ionebytte (Campbell & Reece 2008). Den kan knyttes til næringstilgangen for plantene og gir dermed uttrykk for en næringsgradient. Varmeindeksen kan knyttes opp mot lokalklimaet. Økland (1996) viser i sitt studie av granskog til at en betydelig del av vegetasjonsvariasjonen kan forklares av lokalklimaet. Varmeindeks og pH er positivt korrelert og vi kan dermed anta at dette er den nest viktigste kompleksgradienten som betinger vegetasjonsvariasjonen i Farseggen-ravinen. Dette stemmer overens med de vanligste antagelsene vi har funnet om hvilke økologiske variabler som betinger vegetasjonssammensetningen. Næringstilgang, fuktighetsforhold og lokalklima er beskrevet som variabler som er svært gunstige for planteproduksjon i ravinene (Skedsmo kommune 1995). Økland (1988) har i sitt studie av bøkeskog i raviner på marin leire, beskrevet en jordfuktighetsgradient som settes sammen med topografi og næring. Hun observerte at dalsidene i ravinen er fuktigere enn ryggen, men har mye større innhold av næringsstoffer. Lewin (1974) fant som Økland (1988) at pH og næringsinnholdet i jordsmonnet trolig er høyere i dalbunnen enn på ravineryggene og dalsidene. Dette er først og fremst pga. utvasking av næringsstoffer og næringsrikt vannsig fra bekker i tilknytning til dalbunnen. Ideelt sett skulle vi hatt med jordkjemiske data på de viktigste næringsstoffene (makronæringsstoffer), men økonomien i en bacheloroppgave gir ikke rom for det. Derfor vet vi ikke hvilke næringsstoffer som er de viktigste for vegetasjonsvariasjonen i Farseggen-ravinen. Økland (1988) presenterer en næringsgradient som er best beskrevet av pH, men

relaterer det til en kompleksgradient bestående av pH sammen med flere variabler. De viktigste av disse variablene er Ca og Mg. Substratets kornstørrelse kan ha innvirkning på jordfuktigheten, leire og silt holder bedre på fuktighet enn substrat med større kornstørrelse. Økland (1988) viser til at leire og silt også er viktige variabler i en kompleksgradient knyttet til næring.

Glødetap er eneste signifikante økologiske variabel på DCA akse 3. Det vil si at vi kan se en gradient i jordforholdene når det gjelder innhold av organisk materiale. Dette sier oss noe om tilførsel og nedbrytningshastighet av det organiske materialet i ravinen. Glødetap og jordfuktighet er negativt korrelert, noe som betyr at der det er fuktig går nedbrytningsprosessene raskere og man får et mineralrikt jordsmonn.

Variasjon i trearter gir ulik treinnflytelse (Fig. 20), og dermed ulike lokalklimatiske forhold for bunn- og feltvegetasjonen i skog. Dette gir forskjellig mengde nedbør og lysinnstråling, samt ulik mengde og type strø som deponeres på bakken. I vårt studie har vi ikke målt hvilken effekt de enkelte trearter har på undervegetasjonen, men vi kan anta at tresjiktet har en påvirkning på vegetasjonen i bunn - og feltsjiktet. Barbier et al. (2008) konkluderer med at tresjiktet har en effekt på undervegetasjonen, men man skal være forsiktig med å skille på effektene av barskogarter og løvskogarter. De har innvirkning, men andre økologiske variabler spiller inn og kan være hovedgrunnen til variasjonen. Økologiske forhold har også innvirkning på tresjiktet. Thomas & Anderson (1993) studerte topografiens innflytelse på treartssammensetningen i en ravine. Deres resultater viser at gradienten ravinerygg - dalbunn og jordfuktighet påvirker hvor i ravinesystemet man finner de ulike treartene.



Fig. 20 Treinnflytelsen i Farseggen.

Det er flere faktorer som kan ha innvirkning på vegetasjonsvariasjonen i ravinene. De er dynamiske systemer, i stadig forandring. Naturlige forstyrrelser i form av massebevegelse av leirjorda fører til ulike suksesjonsstadier og danner en mosaikk i vegetasjonssammensetningen (Fig. 21; Turner et al. 2001). Forstyrrelse er et viktig grunnlag for gråor-heggeskog (Bendiksen et al. 2008), som er en av de vanligste skogtypene i raviner (Skedsmo kommune 1995; Heggland 2002).

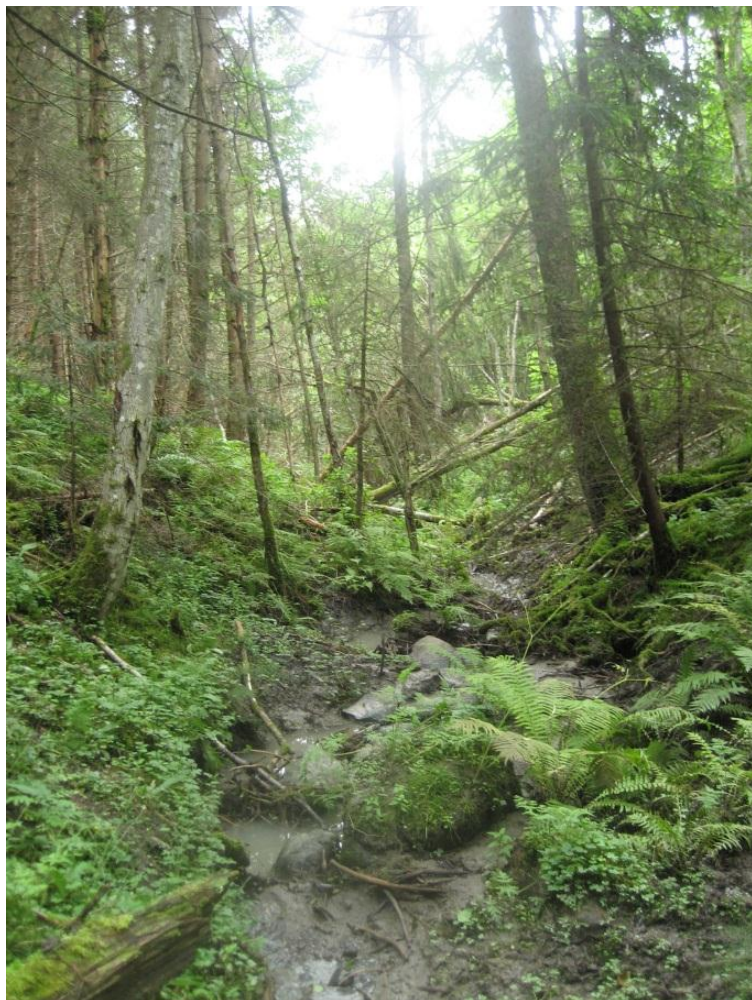


Fig. 21 Forstyrrelse i Farseggen.

Fokus på ravinelandskapet

Begge kommunene har fokus på ravinelandskapet, Skedsmo besluttet i "Forslag til kommuneplanens arealdel 2011 – 2022" (Skedsmo kommune 2010) å utarbeide en plan for raviner i kommunen og Rælingen ivaretar ravinene gjennom kommunedelplan "Grønn Plan 2006 – 2017" (Rælingen kommune 2007). Det legges fremdeles vekt på rapportene som ble utarbeidet på 1990-tallet i arbeidet med raviner i begge kommunene (Skedsmo 1995; Rælingen 1997). Selv om vi i våre registreringer ikke spesifikt undersøkte 1990 - tallet, så vi at det stedvis er endringer i ravinearealet fra da til 2009. Denne observasjonen reiser spørsmål om rapportene i de to kommunen burde oppdateres. Det er også fokus på raviner i andre kommuner på Romerike og flere registreringer er gjennomført, blant annet i Nes og Enebakk (Reiso 2003; Jansson 2011). Det nevnes ofte at raviner er sjeldne på verdensbasis og at norske kommuner derfor har et internasjonalt ansvar for å ta vare på de gjennværende arealene (Skedsmo kommune 1995; Rælingen kommune 1997). I registreringer og forvaltning tas det ikke hensyn til at raviner er store systemer som ofte strekker seg over kommunegrenser. Registrering av raviner på for eksempel fylkes- eller landsdelsnivå er derfor ønskelig for å gjøre forvaltningen mer helhetlig. Dette vil også gjøre det lettere å overholde det nevnte internasjonale ansvaret. Vi så i vårt studie at spesielt ravinene i Skedsmo strekker seg over grensene til nabokommunene, Nittedal og Sørumsund. I Nittedal er det anlagt golfbane i deler av ravineområdet på grensen til Skedsmo. Sørumsund kommune ønsket i 2008 å videreutvikle industriområdet i Bøler-ravinen (ligger både i Sørumsund og Skedsmo). Miljøvern departementet fremmet imidlertid innsigelse mot planen i 2011¹. Dette er eksempler på en lite helhetlig forvaltning av ravinelandskapet.

Registrering av raviner gjøres spesielt i forbindelse med verdsettingsrapporter for landskap og biologisk mangfold (Skedsmo kommune 1995; Rælingen kommune 1997; Heggland 2002). Disse rapportene omhandler stort sett alle aspekter ved natur i undersøkelsesområdene. For ravinene settes det ofte fokus på deres funksjon som viltkorridorer og levested for dyr, blant annet elg og rådyr, i det ellers åpne og bearbejdede landskapet (Skedsmo kommune 1995; Rælingen kommune 1997). Funksjonen som viltkorridorer er spesielt viktig i fragmenterte landskap, slik som ravinelandskapet er blitt. Korridorene bidrar til utveksling av gener mellom populasjoner og er nødvendige for mange arter i jakten på mat (Bjerkely 2008). Ravinene er også viktige levesteder for mange fuglearter. Innslag av rødlistearter som hvitryggspett (NT) og dvergspett (VU) forekommer i

¹ Miljøverndepartementet. «Sørumsund kommune - Innsigelse til kommuneplanens arealdel». Brev til Sørumsund kommune, den 14. februar 2011.

den type skog man finner i ravinene (Bendiksen et al. 2008). Det er først og fremst vegetasjonen som er grunnlaget for betydningen ravinene har for dyre- og fuglelivet. Vegetasjonen trekker også til seg insekter (Rælingen kommune 2007), noen av disse artene har ikke andre levesteder i kommunen. Verdisettingsrapportene er viktige for å øke kunnskapen om ravinene, selv om de bidrar med mer stedsbestemt enn generell kunnskap om naturtypen. Overordnede registreringer er bedre egnet til å øke den generelle kunnskapen om raviner og kan bidra til å belyse forvaltningsalternativer. Vern er ikke den eneste løsningen for ravinenes eksistens. I det siste er ravinenes funksjon som rekreasjonsområder og nærhet til urbane strøk trukket frem som et bevarings argument (Skedsmo kommune 2010). Ved å bevare ravinene minsker behovet for å opparbeide "kunstige" grøntarealer i kommunene. På denne måten bevarer man både det biologiske mangfoldet i ravinene og legger til rette for at folk kan oppleve denne opprinnelige naturen i nærområdet sitt. Dette kan muligens også øke kunnskapen om ravinene. Kunnskap er nødvendig for å hindre at ravinene og deres mangfold forsvinner.

KONKLUSJON

Våre undersøkelser viser at i studieperioden 1955/1967 – 2009, er 33 % av ravinene i Rælingen forsvunnet og 31 % forsvunnet i Skedsmo. Av det endrede arealet i begge kommunene er "jordbruk" den kategorien som har erstattet mest ravinelandskap gjennom hele undersøkelsesperioden, 1955 - 2009. Utviklingen henger sammen med planeringspolitikk i jordbruket og tilskudd til bakkeplanering mellom 1975 og 1986. "Boligbebyggelse" følger som kategorien som har erstattet nest mest ravinelandskap, hoveddelen av arealet ble registrert i Skedsmo. Dette henger sammen med at mange mennesker har arbeidsplassene sine i Oslo og Lillestrøm, men ikke ønsker å bo i bysentrum. Derfor er det mye boligbebyggelse i tettsteder rundt disse byene.

Hovedgradienten i vegetasjonssammensetningen er betinget av en kompleksgradient bestående av lysforhold, helning og jordfuktighet. Den nest viktigste gradienten er betinget av pH og varmeindeks. Vi kan anta ut fra andre studier at treinnflytelse, sedimentets kornstørrelse og naturlig forstyrrelse har innvirkning på vegetasjonssammensetningen i raviner.

Våre resultater bidrar til faktabasert kunnskap om endringer i ravinelandskapet og underbygger de vanligste antagelsene om hva som betinger vegetasjonssammensetningen i en ravine.

LITTERATUR

Artsnavnebasen. 2012. *Artsnavnebase* [Internett]. Tilgjengelig fra:

<<http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>> [Nedlastet 21.01.13]

Artsportalen. 2011. *Ravinedal* [Internett]. Tilgjengelig fra:

<<http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/RodlisteNaturtyper/Vurdering/Ravinedal/108>> [Nedlastet 11.04.13]

Aune, B. 1993. *Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990*. Det Norske meteorologiske institutt. Rapport Klima, 1993.

Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. 2008. *Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests*. Forest ecology and management 254: 1 – 15.

Bendiksen, E., Brandrud, T. E. & Røsok, Ø. 2008. *Boreale lauvskoger i Norge, Naturverdier og udekket vernebehov*. NINA Rapport 367. Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Bjerkely, H. J. 2008. *Norske økosystemer – økologi og mangfold*. Universitetsforlaget, Oslo.

Campbell, N. A. & Reece, J. B. 2008. *Biology 8th edition*. Pearson education, inc., publishing as Benjamin Cummings. San Francisco.

Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. Wiley, Chichester.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Redlands, California.

Erikstad, L. 1991. *Østfold, Kvartærgeologisk verneverdige områder*. NINA Utredning 026. Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Erikstad, L. 1992. *Recent changes in the landscape of the marine clays, Østfold, southeast Norway*. Norsk Geografisk Tidsskrift 46: 19 – 28

Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2011. *Fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark –I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Artsdatabanken, Trondheim.

Førland, E. J. 1993. *Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990*. Det Norske meteorologiske institutt. Rapport Klima, 1993.

Grandin, U. 2011. *Understorey vegetation stability and dynamics in unmanaged boreal forests along a deposition gradient in Sweden*. AMBIO: A Journal of the Human Environment 40: 867 – 877.

Heggland, A. 2002. *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold i Rælingen kommune*. Siste sjanse. Rapport 2002 - 10.

- Heikkinen, R. K. 1991. *Multivariate analysis of esker vegetation in southern Hame, S Finland*. *Annls bot. fenn.* 28: 201-224.
- Hill, M. O. 1979. *DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging*. Cornell University, Ithaca, New York, USA.
- Jansson, U. 2011. *Naturtypekartlegging i Enebakk kommune 2010*. Biofokus. Rapport 2011-5.
- Krogstad, T. 1992. *Metoder for jordanalyser*. Rapport 6/92. Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Norge.
- Lewin, D. C. 1974. *The Vegetation of the Ravines of the Southern Finger Lakes, New York, Region*. *American Midland Naturalist* 91 (2): 315 – 342.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss, Statens kartverk.
- Njøs, A. 2005. *Nydyrking og grunnforbedring i Norge. Noen tall for belysning av utviklingen*. Jordforsk rapport 94/05. Senter for jordfaglig miljøforskning, Ås.
- Norge i bilder. 2013. *Norge i bilder* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://www.norgebilder.no/>> [Nedlastet 17.04.13]
- Oxford Dictionaries, British and world English. 2013a. *Ravine* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://oxforddictionaries.com/definition/english/ravine?q=ravine>> [Nedlastet 18.04.13]
- Oxford Dictionaries, British and world English. 2013b. *Canyon* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://oxforddictionaries.com/definition/english/canyon?q=canyon>> [Nedlastet 18.04.13]
- Oxford Dictionaries, British and world English. 2013c. *Gully* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://oxforddictionaries.com/definition/english/gully?q=gully>> [Nedlastet 18.04.13]
- Parker, K. 1988. *Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran Desert*. *Vegetatio* 78: 125-140.
- R Development Core Team. 2012. *R: A language for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Available from: <http://cran.r-project.org>.
- Reiso, S. 2003. *Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold i Nes kommune i Akershus*. Siste sjanse. Rapport 2003 – 10.
- Rydgren, K. 1993. *Herb-rich spruce forests in W Nordland, N Norway: an ecological and methodological study*. *Nordic Journal of Botany* 13: 667 – 690.
- Rydgren, K. 1996. *Vegetation-environment relationships of old-growth spruce forest vegetation in Østmarka Nature Reserve, SE Norway, and comparison of three ordination methods*. *Nordic Journal of Botany* 16: 421 – 439.
- Rælingen kommune. 1997. *Kartlegging av verneverdige landskapsområder*. Rapport.
- Rælingen kommune. 2007. *Grønn Plan 2006 – 2017*. Kommunedelplan.

- Sigmond, E. M. O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. *Berggrunnskart over Norge 1: 1 000 000*. Norges geologiske undersøkelse (NGU), Trondheim.
- Skedsmo kommune. 1995. *Ravinene i Skedsmo – en naturfaglig undersøkelse*. Rapport.
- Skedsmo kommune. 1997. *Landskap, kulturlandskap og kulturminner i Skedsmo*. Planforslag.
- Skedsmo kommune. 2005. *De åpne arealer - Vurderinger av landskapselementene i Skedsmo*. Rapport.
- Skedsmo kommune. 2010. *Revisjon av kommuneplan, forslag til kommuneplanens arealdel 2011-2022*. Planbeskrivelse.
- Store Norske Leksikon. 2009a. *Ravine* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/ravine>> [Nedlastet 11.04.13]
- Store Norske Leksikon. 2009b. *Canyon* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/canyon>> [Nedlastet 18.04.13]
- Store Norske Leksikon. 2011. *Skedsmokorset* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/Skedsmokorset>> [Nedlastet 28.05.13]
- Store Norske Leksikon. 2012. *Lillestrøm* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/Lillestr%C3%B8m>> [Nedlastet 28.05.13]
- Store Norske Leksikon. 2013a. *Rælingen* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/R%C3%A6lingen>> [Nedlastet 28.05.13]
- Store Norske Leksikon. 2013b. *Skedsmo* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<http://snl.no/Skedsmo>> [Nedlastet 28.05.13]
- Thomas, R. L. & Anderson, R. C. 1993. *Influence of topography on stand composition in a Midwestern ravine forest*. Am. Midl. Nat. 130: 1 – 12.
- Turner, M., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice; pattern and process*. Springer Science + Business Media, LLC. New York.
- Weber Saint-Gobain. 2012. *Weber Leca Rælingen 2011. Miljørapport*. Fjerdigby, Rælingen.
- Økland, R. H. 1990. *Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia*. Sommerfeltia supplement 1: 1 – 233.
- Økland, T. 1988. *An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway*. Nordic Journal of Botany 8: 375 – 407.
- Økland, T. 1996. *Vegetation – environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway*. Sommerfeltia 22: 1 – 349.

Vedlegg 2

Økologisk datasett

Rutenr.	blokk	Densiometer	Helning	Eksposisjon	varmeindeks	Total-Dekn. Feltsj	Total-Dekn. Bunnsl	Jordfuktighet	Glødetap	pH
1	1	19	28	348	-0,438	42	95	76,15	15,0	4,88
2	1	24	15	350	-0,226	55	95	60,45	12,7	4,83
3	1	22	20	350	-0,307	75	78	75,03	19,4	4,78
4	1	24	23	0	-0,392	27	95	74,35	10,9	4,88
5	2	24	24	10	-0,435	32	80	44,30	18,1	5,21
6	2	24	26	10	-0,476	30	95	43,83	18,4	5,06
7	2	24	32	8	-0,605	30	97	45,55	15,4	5,34
8	2	24	45	13	-0,986	95	95	30,53	16,3	5,26
9	3	23	2	20	0	83	50	78,65	7,4	5,82
10	3	23	2	40	0	95	0	66,78	7,8	5,65
11	3	22	15	22	-0,268	60	90	66,25	9,6	5,00
12	3	24	25	34	-0,457	75	95	43,50	13,8	5,08
13	4	23	21	24	-0,384	40	95		9,0	5,13
14	4	24	22	32	-0,398	40	82		10,4	4,63
15	4	24	18	22	-0,325	95	45		10,5	4,73
16	4	24	33	15	-0,644	15	100		10,7	4,65
17	5	24	2	11	0	90	100		6,1	4,60
18	5	24	0	10	0	60	20		11,2	5,89
19	5	24	0	10	0	92	0		10,0	5,44
20	5	24	0	17	0	50	100		6,3	4,92
21	6	24	40	15	-0,832	35	80		16,9	4,80
22	6	24	36	20	-0,726	30	95		15,3	4,86
23	6	24	29	15	-0,55	70	30		24,3	4,72
24	6	24	24	20	-0,445	40	40		19,3	4,73
25	7	21	9	64	-0,119	90	70	72,43	10,7	5,13
26	7	21	14	30	-0,247	90	90	82,53	8,4	5,38
27	7	20	10	14	-0,174	97	25	74,60	4,4	5,86
28	7	22	12	40	-0,203	80	75	85,28	8,7	5,54
29	8	12	0	190	0	85	25	65,40	8,5	5,37
30	8	12	0	223	0	90	60	63,45	7,4	5,31
31	8	8	0	224	0	100	30	69,78	10,9	5,49
32	8	6	5	220	0,083	95	30	69,93	9,9	5,30
33	9	24	32	198	0,623	70	80	56,53	10,3	5,27
34	9	24	35	220	0,668	50	25	33,93	7,5	5,44
35	9	24	30	198	0,576	60	20	72,90	10,5	5,62
36	9	24	10	188	0,171	40	95	53,23	13,6	5,06
37	10	24	18	220	0,31	20	95	43,00	16,3	5,67
38	10	24	20	230	0,323	35	95	70,00	14,1	4,93
39	10	24	30	230	0,512	95	80	56,05	16,7	5,34
40	10	24	30	235	0,487	50	80	63,25	16,4	5,47

Vedlegg 3

Kendall's korrelasjonstest mellom de seks variablene. P-verdier (signifikanssannsynlighet) i øverste triangel og korrelasjonene i nederste triangel. Uthevede verdier er signifikante.

	Lys	Helning	Varmeindeks	Glødetap	pH	Jordfuktighet
Lys		<0,001	0,369	0,011	0,060	0,004
Helning	0,422		<0,001	<0,001	0,060	0,031
Varmeindeks	-0,113	-0,391		0,016	0,001	0,781
Glødetap	0,316	0,401	-0,271		0,031	0,034
pH	-0,233	-0,211	0,358	-0,239		0,707
Jordfuktighet	-0,425	-0,293	-0,038	-0,284	0,050	

Vedlegg 4

Liste artsnummer, a1- a59, med tilhørende artsnavn.

Artsnr.	Norsk artsnavn:	Latinsk artsnavn
a1	Gråor	<i>Alnus incana</i>
a2	Hegg	<i>Prunus padus</i>
a3	Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>
a4	Rødhyll	<i>Sambucus racemosa</i>
a5	Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>
a6	Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>
a7	Trollbær	<i>Actaea spicata</i>
a8	Marikåpe-slekta	<i>Alchemilla spp.</i>
a9	Sløke	<i>Angelica sylvestris</i>
a10	Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris</i>
a11	Skogburkne	<i>Athyrium filix-femina</i>
a12	Bekkekarse	<i>Cardamine amara</i>
a13	Sumphaukeskjegg	<i>Crepis paludosa</i>
a14	Sauetelg	<i>Dryopteris expansa</i>
a15	Engsnelle	<i>Equisetum pratense</i>
a16	Skogsnelle	<i>Equisetum sylvaticum</i>
a17	Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>
a18	Markjordbær	<i>Fragaria vesca</i>
a19	Enghumleblom	<i>Geum rivale</i>
a20	Kratthumleblom	<i>Geum urbanum</i>
a21	Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>
a22	Korsknapp	<i>Glechoma hederacea</i>
a23	Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
a24	Sveve-slekta	<i>Hieracium spp.</i>

a25	Springfrø	<i>Impatiens noli-tangere</i>
a26	Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>
a27	Skogsalat	<i>Mycelis muralis</i>
a28	Gjøkesyre	<i>Oxalis acetosella</i>
a29	Firblad	<i>Paris quadrifolia</i>
a30	Hengeving	<i>Phegopteris connectilis</i>
a31	Engsoleie	<i>Ranunculus acris acris</i>
a32	Krypsoleie	<i>Ranunculus repens</i>
a33	Skogsvinerot	<i>Stachys sylvatica</i>
a34	Skogstjerneblom	<i>Stellaria nemorum</i>
a35	Hestehov	<i>Tussilago farfara</i>
a36	Stornesle	<i>Urtica dioica</i>
a37	Fuglevikke	<i>Vicia cracca</i>
a38	Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>
a39	Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
a40	Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa cespitosa</i>
a41	Raudsvingel	<i>Festuca rubra</i>
a42	Markrapp	<i>Poa trivialis</i>
a43	Stortaggmose	<i>Atrichum undulatum</i>
a44	Lundmose-slekta	<i>Brachythecium spp.</i>
a45	Veikmose	<i>Cirriphyllum piliferum</i>
a46	Hasselmoldmose	<i>Eurhynchium angustirete</i>
a47	Saglommemose	<i>Fissidens adianthoides</i>
a48	Skyggehusmose	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>
a49	Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>
a50	Fagermose-slekta	<i>Plagiomnium spp.</i>
a51	Fjærmose	<i>Ptilium crista-castrensis</i>
a52	Rundmose-slekta	<i>Rhizomnium spp.</i>
a53	Engkransmose	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>
a54	Storkransmose	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>
a55	Bleiktujamose	<i>Thuidium delicatulum</i>
a56	Stubbeblonde	<i>Lophocolea heterophylla</i>
a57	Sumpkrokodillemoser	<i>Conocephalum conicum</i>
a58	Vårmoseslekta	<i>Pellia spp.</i>
a59	Hinnemose-slekta	<i>Plagiochila spp.</i>