

Gunnar Austrheim¹, Erling J. Solberg², AtleMysterud³,
Marc Daverdin¹ & Reidar Andersen¹

Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949–1999

Trondheim, august 2008



¹NTNU Vitenskapsmuseet

²Norsk Institutt for Naturforskning (NINA)

³Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis (CEES)



Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Rapport zoologisk serie 2008-2

Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999

**Gunnar Austrheim¹, Erling J. Solberg², Atle Mysterud³,
Marc Daverdin¹ & Reidar Andersen¹**

¹**NTNU Vitenskapsmuseet**

²**Norsk Institutt for Naturforskning (NINA)**

³**Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis (CEES)**

Trondheim, august 2008

Utgiver: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
Telefaks: 73 59 22 95
e-mail: zoo@vm.ntnu.no

Tidligere utgivelser i samme serie, se:

http://www.ntnu.no/nathist/zool_rapport

Foto forside: Erling J. Solberg (elg), Atle Mysterud (hjort), Ivar Mysterud (geit), John Linnell (rådyr), Olav Strand (rein) og Gunnar Austrheim (sau, hest og storfe).

ISBN 978-82-7126-792-5
ISSN 0802-0833

Sammendrag

Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & Andersen, R. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2008, 2: 1-123

Beiting er en viktig økologisk faktor i norsk natur, og store beitedyr har vært en del av norske økosystemer helt siden siste istid. Arkeologiske funn viser at hjortevilt som rein, elg, hjort og rådyr var her ved fremveksten av jordbruket. Gjennom de siste 5-6000 år har også store beitende husdyr vært en del av dette beiteregimet, og husdyr har antakelig dominert blant beitedyr i norsk utmark de siste 2000 år. I løpet av de siste tiår har vi imidlertid hatt en betydelig reduksjon i utmarksbeiting av husdyr, samtidig som bestandene av elg, hjort og rådyr har vokst sterkt. Denne endringen i antall og sammensetning av beitedyr kan forventes å ha stor effekt på landskap og vegetasjon, spesielt fordi endringene i beiteregimet betyr en overgang fra sesongmessig beiting av graseter som sau, storfe og hest til helårsbeiting av kvist- og mellombeitere som elg, rådyr og hjort. Vi har imidlertid manglet en samlet oversikt over tettheten av ulike beitedyr og deres regionale fordeling, samt hvordan beiteregimet har endret seg over tid.

I denne rapporten har vi kvantifisert endringene i beitetrykk indirekte gjennom å estimere metabolsk biomasse (kroppsvekt^{0,75}) av store beitedyr (hjortedyr og husdyr) i utmarka i alle norske kommuner (N = 435 i 1999) for årene 1949, 1959, 1969, 1979, 1989 og 1999. Bestandsstørrelsen for elg, hjort og rådyr er estimert i hovedsak ut fra jaktstatistikk, mens bestandsstørrelsen av husdyr (storfe, sau, hest og geit), tamrein og villrein er estimert fra henholdsvis jordbruksstatistikk, reindriftsstatistikk, og basert på tellinger i felt. Demografisk sammensetning (andel voksne hunn- og hanndyr, samt kalver) og kjønns- og aldersspesifikke vektorer er tatt hensyn til for å få mer presise estimat på den metabolske biomassen for hver art. For husdyr er det også tatt hensyn til hvor stor andel av bestandene som beiter i utmark, og hvor stor andel av året beitingen foregår i utmark. Lokale og regionale forskjeller i beitetrykk er undersøkt i forhold til kommune, naturgeografisk region (kyst, innland, fjell) og landsdel (Nord-Norge, Midt-Norge, Vest-Norge og Sørøst-Norge). Ved å benytte publiserte oversikter over diettvalg for de ulike artene i ulike naturgeografiske regioner, har vi også undersøkt hvordan fôruttaket fra utmarka (andelen graminoider vs. vedvekster) har endret seg fra 1949 til 1999.

Resultatene viser at det samlet sett var en moderat nedgang fra 126 kg metabolsk biomasse store beitedyr (husdyr og hjortedyr) pr. km² utmark (MBA_{total}) i 1949 til 107 kg/km² i 1999 (85 % av MBA_{total} i 1949). Lavest var beitetrykket i 1969 (63 % av MBA_{total} i 1949). Det var store forskjeller i utvikling mellom ulike naturgeografiske regioner og landsdeler. I kystregionen ble beitetrykket nesten halvert fra 1949 til 1999 (54 % av MBA_{total} i 1949), mens nedgangen var mindre i innlands- (90 % av MBA_{total} i 1949) og fjellregionen (92 % av MBA_{total} i 1949). Vest-Norge hadde den klart største nedgangen frem til 1999 på landsdelnivå (71 % av MBA_{total} i 1949), mens nedgangen var betydelig mindre i Nord-Norge (86 % av MBA_{total} i 1949), Sørøst-Norge (96 % av MBA_{total} i 1949) og Midt-Norge (97 % av MBA_{total} i 1949). Hele 135 av 435 kommuner viste en økning i MBA_{total} fra 1949 til 1999. På regionnivå gjaldt dette kystkommuner i Sørøst-Norge og fjellkommuner i Midt-Norge. Årsaken til den store nedgangen i beitetrykk i kystregionen og i Vest-Norge er først og fremst en sterk nedgang i husdyrbeitingen.

Beiting av husdyr ble mer enn halvert fra 1949 til 1999 (43 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 110,2 til 47,6 kg/km²). Mesteparten av tilbakegangen i utmarksbeitingen skjedde fra 1949 til 1969 (52 % av MBA_{husdyr} i 1949). Fra 1969 til 1999 er det bare sau (utgjorde 34 % av MBA_{total} i 1999), samt kyr og ungdyr av storfe (8,7 % av MBA_{total} i 1999), som hadde noen betydning som utmarksbeitende husdyr. Den samlede utmarksbeitingen av geit og hest var mindre enn 3 % av MBA_{total} i perioden 1969 til 1999. Utmarksbeitingen av sau gikk svakt tilbake fra 1949 til 1999 (95 % av MBA_{sau} i 1949) på landsnivå, hovedsaklig som følge av en nedgang i kyst- og innlandsregionen. I fjellet var det en økning i sauebeitingen til tross for at antallet beitedager gikk tilbake. Reduksjonen i husdyrbeitingen skyldes at færre dyr beitet i utmarka, og at gjennomsnittlig beitetid ute ble redusert. Til tross for redusert utmarksbeiting var antallet store planteetende husdyr i Norge større i 1999 enn i noe annet år i studieperioden. Dette er i sterk kontrast til forholdene ellers i Europa der antallet husdyr generelt har gått tilbake. Økt tilgang på innmarksbeite er den mest åpenbare forklaringen på at utmarksbeitingen likevel gikk tilbake i Norge. Det totale antallet beitedager ute gikk bare svakt tilbake i perioden (fra 131 til 128 dager i henholdsvis 1949 og 1999).

Den metabolske biomassen av hjortedyr per km² utmark ($MBA_{\text{hjortedyr}}$) økte med 276 % fra 1949 (15,8 kg pr. km²) til 1999 (59,4 kg pr. km²), og økningen var betydelig i alle naturgeografiske regioner og landsdeler. Økningen var størst på kysten og i innlandet, fulgt av fjellet. Økningen var større i Midt-Norge enn i Sørøst-Norge, som igjen hadde større økning enn Nord-Norge og Vest-Norge. Tamrein var det viktigste hjortedyret, målt som andel av MBA_{total} , i alle år fra 1949 (10 % av MBA_{total}) til 1989 (23 % av MBA_{total}). Elg hadde den høyeste MBA av hjortedyrene i 1999 (23 % av MBA_{total}).

Den kraftige nedgangen i MBA_{husdyr} og økning av $MBA_{\text{hjortedyr}}$ vil sannsynligvis ha store konsekvenser for vegetasjonsdynamikken og andre økosystemprosesser i utmarka. Endringene i beitedyrssammensetning betyr et skifte fra en graseter-dominans (storfe, sau og hest) til en dominans av lauv- og kvistetere (elg og rådyr, og til dels mellombeitere som rein og hjort). Beiteuttaket i utmarka besto i hovedsak av gras og urter i 1949 (89 % for landet som helhet), mens denne andelen var redusert til 54 % i 1999. Økningen i beiting på vedvekster var spesielt sterk i Sørøst-Norge der det estimerte beiteuttaket besto av > 90 % kvist og lauv i mange kommuner. Også i Midt-Norge var det 60-70 % beiting på vedvekster i flere kommuner i 1999. Skiftet i beiter regime betyr også at mye av fôruttaket nå skjer på vinterstid i stedet for på sommeren. Skader på trær og busker som beites når planten er i hvile er antatt å være mindre enn ved sommerbeiting, men samtidig vil en større andel av vedbiomassen beites om vinteren. Den samlede effekten av dette er lite kjent. Forskjeller i valg av leveområder og diett mellom husdyr og hjortedyr kan også påvirke andre økologiske funksjoner. For eksempel kan ulik kjemi og morfologi hos graminoider (gress og starr) og vedvekster, samt forskjeller i hvordan de ulike plantene fordeler seg i landskapet, gi forskjeller i beitevalg og atferd for graseter og kvistetere. Hjortedyr har ofte større leveområder og vandrer over større arealer enn husdyr, som på sin side er antatt å ha høyere lokale tettheter.

I et historisk perspektiv er dominansen av lauv- og kvistetere i Sørøst- og Midt-Norge et kontinuitetsbrudd, og en gjeninnføring av et beiter regime som antakelig ikke har eksistert siden tidlig jernalder. Det betyr samtidig at hjortedyrene antakelig for første gang på et par tusen år er dominerende blant store beitedyr i den norske utmarka (54 % av MBA_{total} i 1999 mot 12 % i 1949), men med store regionale forskjeller. Husdyr dominerte fremdeles i fjellet (52 % av MBA_{total}) og på kysten (54 % av MBA_{total}) i 1999, mens innlandet var dominert av hjortedyr (67 % av MBA_{total}).

For å sikre en bærekraftig beitebruk i utmarka er det viktig med kunnskap om de ulike beiteregimenes innvirkning på vegetasjonsdynamikken, og hvordan forskjellige beitedyrarter påvirker hverandre gjensidig. I rapporten diskuterer vi potensielle økologiske effekter av ulike kombinasjoner av grasetere og kvistetere ved ulike tettheter. Kort oppsummert er en dominans av grasetere forventet å gi konkurransefordeler for graminoider, mens en dominans av kvistetere forventes å skape nedgang for gras og urter generelt, og et feltsjikt dominert av skogens arter; dvergbusker, skoglevende urter, moser og lav. Tidsskalaen for disse endringene vil være bestemt av intensiteten og varigheten av de ulike beiteregimene, andre typer arealbruk (spesielt skogbruk), samt egenskaper ved habitatet (klima, jordsmonn etc.). Grasetere kan forventes å påvirke sitt eget beitegrunnlag positivt - om ikke beiterykket blir for høyt og næringstilgangen i habitatet er for lav - ved at de bidrar til vedlikehold av semi-naturlige grasmarker. Det innbyrdes forholdet mellom ulike arter kvistetere, samt grasetere og kvistetere, er dårligere kjent: Det finnes imidlertid flere eksempler på asymmetri, der tilstedeværelsen av en art har større konsekvenser for levebetingelsene til en annen enn motsatt.

Selv om bærekraftig forvaltning av store beitedyr er definert som et overordnet mål for miljø-, landbruk- og reinforvaltningen i Norge, mangler vi mer konkrete retningslinjer for forvaltning av beitedyr. I denne rapporten viser vi at det er store forskjeller i beitetrykk (MBA_{total}) og beitedyrsammensetning (husdyr vs. hjortedyr, grasetere vs. kvistetere) mellom kommuner, landsdeler og naturgeografiske regioner. Flere studier antyder at dagens beitetrykk fra store planteetere ikke er bærekraftig i enkeltområder på grunn av (1) for høye tettheter (overbeiting) eller (2) for lave tettheter av dyr (gjengroing). I tillegg er det sannsynlig at endringene i beitedyrsammensetning vil ha negative konsekvenser for det biologiske mangfoldet gjennom endringer i vegetasjonssammensetning. For eksempel kan vi i Sørøst-Norge forvente en gjengroing av semi-naturlig grasmark – som har et høyt biologisk mangfold - fordi graseterne i stor grad har forsvunnet fra utmarka. Dette vil skje til tross for at dagens beitetrykk mange steder er høyere nå enn i 1949. Resultatene antyder også at endringene i det generelle beitetrykket bare i liten grad er årsaken til gjengroingen av den norske utmarka. Tatt i betraktning den forholdsvis moderate nedgangen i metabolsk biomasse av store planteetere i utmarka fra 1949 til 1999, med unntak av kystregionen og Vest-Norge, er det grunn til å hevde at gjengroingsproblematikken i vel så stor grad skyldes at andre former for utmarksutnytting har opphørt eller er redusert (for eksempel vedhogst og utmarksslått). Andre former for utmarksutnytting bør derfor vurderes i tillegg til beiting hvis formålet er å opprettholde det åpne landskapet.

Det finnes i dag ingen samlet forvaltning av store beitende husdyr, tamrein og hjortevilt i Norge. I denne rapporten argumenterer vi for et overordnet rammeverk og dermed en samlet styring av den effekten disse nøkkelartene har på utviklingen av landskap og vegetasjon i norsk utmark.

Gunnar Austrheim, Marc Daverdin & Reidar Andersen, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, N-7491 Trondheim, Norge.

Erling J. Solberg, Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norge.

Atle Mysterud, Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis (CEES), Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Pb.1066 Blindern, N-0316 Oslo, Norge.

Summary

Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & Andersen, R. Cervid og livestock herbivory in Norwegian outlying land from 1949 to 1999. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2008, 2: 1-123

Grazing is an important environmental factor in Norwegian outlying land, and large herbivores have been present in many ecosystems from early Holocene. Archaeological findings show that cervides such as reindeer, moose, red deer and roe deer were present when agriculture was first introduced. During the last 5-6000 years, grazing livestock such as sheep, goat, cattle and horse were part of this grazing regime, and livestock probably dominated among large herbivores during the last 2000 years BP. However, during the latest decades, livestock grazing has decreased dramatically in outlying land, while the number of moose, red deer and roe deer has increased correspondingly. These changes in herbivore number and composition are expected to promote strong effects on landscape and vegetation, especially because some outlying ecosystems have experienced a shift from grazing livestock to cervides dominated by browsers and intermediate feeders. An overview of the variation in density of all large herbivores and their regional distribution has however been lacking.

In this study we have examined the spatio-temporal variation in herbivore grazing pressure indirectly by estimating the metabolic biomass (body-mass^{0.75}) of large herbivores (cervides and livestock) in outlying land (MBA) in Norwegian municipalities (N=435 in 1999) for the years 1949, 1959, 1969, 1979, 1989, 1999. The number of animals was based on hunting statistics (moose, red deer, roe deer and wild reindeer), field counts (wild reindeer), and abundance statistics provided by the semi-domestic reindeer and livestock management. Demographic structure (proportion of males, females and calves) and sex- and age-specific weights were taken into account for more precise estimations of the metabolic biomass for each species. For livestock, the proportion of animals that graze in outlying land and the number of grazing days in outlying land was also adjusted for. Local and regional differences in grazing pressure were examined at the scales of the municipality, nature geographic region (NGR; coast, inland, mountain) and geographic region (GR; Northern Norway, Central Norway, South-eastern Norway and Western Norway). By using published reports on the diet for the different herbivores in each region, we also examined the variation in diet composition from 1949 to 1999 (proportion of graze vs. browse).

The results show that there has been a moderate decrease in the total metabolic biomass of livestock and cervides (MBA_{total}), from 126 kg per km² outlying land in 1949, to 107 kg/km² in 1999 (85 % of MBA_{total} in 1949). However, the grazing pressure (measured as MBA_{total}) in 1969 was only 63 % of MBA_{total} in 1949. Changes in MBA_{total} differed between NGR and GR. The grazing pressure in the coastal region was nearly halved from 1949 to 1999 (54 % of MBA_{total} in 1949), while the decrease was minor in the inland and mountain region (90 % and 92 % respectively of MBA_{total} in 1949). Western Norway had the largest decrease at the GR-level (MBA_{total} in 1999 was 71% of MBA_{total} in 1949), while Northern Norway, South-eastern Norway and Central Norway experienced a much lower decrease in MBA_{total} from 1949 to 1999 (86 %, 96 % and 97 % respectively of MBA_{total} in 1949). The strong decrease in MBA_{total} in the coastal region and in Western Norway was caused by a strong decrease in metabolic biomass of livestock ($MBA_{livestock}$). However, the variation at the municipality level was high. As many as 135 municipalities (of 435 municipalities) showed an increase in MBA_{total} from 1949 to 1999. At the regional level, coastal municipalities in South-eastern Norway and mountain municipalities in Central Norway increased their MBA_{total} .

Livestock grazing ($MBA_{\text{livestock}}$) was more than halved from 1949 to 1999 (43 % of $MBA_{\text{livestock}}$ in 1949; from 110.2 to 47.6 kg/km²). Sheep were the main livestock grazer in all years from 1969 to 1999 (MBA_{sheep} constituted 34 % of MBA_{total} in 1999), while cattle (both cows and heifers), goats and horses were of marginal importance (8.7, 1.1, 0.2 % of MBA_{total} respectively in 1999). Sheep grazing (MBA_{sheep}) decreased by 5 % from 1949 to 1999, mainly due to decreasing MBA_{sheep} in the coastal and inland NGR. Sheep grazing in the mountain region increased by 7 % from 1949 to 1999, despite a decrease in the number of grazing days (in outlying land) in this NGR. For livestock in general, the reduction in MBA_{total} was caused by a decrease in number of livestock in outlying land, as well as a decrease in number of grazing days. In contrast to the rest of Europe where the number of livestock generally has decreased, the total number of livestock grazers in Norway has increased during the study period. Increased available area for infield grazing is probably the main reason for the decrease in outfield grazing because total number of grazing days (infield or outfield) only decreased marginally (from 131 to 128 days in 1949 and 1999 respectively).

The metabolic biomass of cervides increased by 276 % from 1949 (15.8 kg pr. km²) to 1999 (59.4 kg pr. km²). Accordingly, the increase in MBA_{cervides} nearly compensated for the decrease in $MBA_{\text{livestock}}$ from 1949 to 1999. The increase was considerable in all nature geographic and geographic regions. Especially the coastal (1383 %) and the inland region (689 %) had a strong increase from 1949 to 1999 as compared to the mountain region (139 %). The MBA_{cervides} in Western Norway (556 %), South eastern Norway (416 %) and Central Norway (304 %) increased more than in Northern Norway (105 %). Semi-domestic reindeer was the most important cervide, measured as $MBA_{\text{semi-domestic reindeer}}$ of MBA_{total} , in all years from 1949 (10 % of MBA_{total}) to 1989 (23 % of MBA_{total}). Moose was the most important cervide with respect to MBA in 1999 (23 % of MBA_{total}).

The strong decrease in livestock and corresponding increase in cervide foraging in Norwegian outlying land are expected to have strong effects on the vegetation composition and various ecosystem processes. This is mainly due to the change from a grazer dominated herbivore community (by cattle, horse and sheep) to a more browser dominated foraging regime (especially by moose and roe deer, but also by intermediate feeders such as reindeer and red deer). The vast majority of forage consumed consisted of herbs and graminoids in 1949 (89 % at a national scale), while this proportion was reduced to 54 % in 1999. The increased browsing on woody species was especially strong in several municipalities in South-eastern Norway where > 90 % of the forage consisted of browse. Also in Central Norway, several municipalities had 60 to 70 % browsing in 1999.

The change in foraging regime implies that a higher proportion of forage was consumed during winter than summer in 1999 than in 1949. Winter browsing is expected to cause relatively less damage to shrubs and trees due to plant winter-rest. However, as a larger proportion of the plant is expected to be browsed in winter than in summer, it is unclear what will be the relative effect of summer and winter foraging. Differences in selection of habitats and forage plants between livestock and cervides may also cause other ecological effects. For example the foraging ecology is expected to be affected by differences in the distribution of graminoids and woody species in the landscape, and herbivores such as moose, reindeer and red deer have larger home-ranges as compared to livestock, which in turn often are found to have high local densities.

In a historical perspective, the current dominance of browsers in South-eastern and Central Norway represent a reintroduction of a foraging regime that probably have not existed in Norway for the last 2000 years (i.e. the roman age). Most likely, cervides (as compared to livestock) dominated the community of large herbivores foraging in outlying land in Norway in 1999 (54 % of MBA_{total} in 1999 as compared to 12 % in 1949), despite pronounced regional variation. Livestock ($MBA_{livestock}$) dominated in the mountain (52 % of MBA_{total}) and the coastal region in 1999, while the cervides dominated in the inland (67 % of MBA_{total}).

To secure a sustainable foraging regime, a better understanding of the impact of alternative foraging regimes on the vegetation dynamics is crucial. In this report we discuss potential ecological effects of combining grazers and browsers at different densities in outlying land. In brief, a dominance of grazers is expected to provide competitive advantages for graminoids, while a dominance of browsers will reduce the abundances of graminoids and herbs to the advantage of forest plant species, such as dwarf-shrubs, forest herbs, bryophytes and lichens. The time scale of these changes is determined by the intensity and duration of the different grazing regimes, as well as different environmental factors (climate, productivity) and other land uses (especially forestry). Grazers are expected to have a positive effect on their grazing resources, if overgrazing is prevented, due to their maintenance of semi-natural grasslands. The potential competitive interactions between different herbivore species are less known, but several examples of asymmetry, where one herbivore has stronger effects on the other than *vice versa*, have been found.

Although sustainable foraging is a main aim as stated by the management, more specific directives for how to achieve sustainable densities of large herbivores are lacking. Our results show that there are large geographical differences in MBA_{total} and herbivore composition (livestock vs. cervides, grazers vs. browsers) in Norway. Previous ecological studies have argued that the current grazing pressure is not sustainable in specific regions due to; (1) overgrazing, or (2) too low grazing pressure (and subsequent forest succession and encroachment). In addition we argue that a shift in the composition of grazers and browsers might have negative effects on biodiversity due to plant community changes. Semi-natural grasslands in South-eastern Norway, for example, are expected to decrease due to forest succession following reduced grazing pressure from livestock, despite a general increase in MBA_{total} caused by increased browsing by cervides. We also argue that the decrease in MBA_{total} only to a minor extent are responsible for the encroachment in semi-natural habitats, since the general decrease in MBA_{total} was small, except in the coastal region and in Western Norway. Alternative land use changes, such as reduced fuel wood and winter-fodder collection, were probably more important for the maintenance of semi-natural grasslands in many areas. Reintroduction of such alternative land uses should therefore be considered in addition to high grazing pressure, if the main aim is to maintain an open landscape without trees and shrubs.

Another challenge for sustainable management of large herbivores relates to how the management is organised. There is at present no common management of livestock, cervides and semi-domestic reindeer in Norway. In this report we argue for coordinated regulations of all large herbivores, and the ecological effects these keystone-species have on Norwegian outlying land.

Gunnar Austrheim, Marc Daverdin & Reidar Andersen, NTNU, Museum of Natural History and Archaeology, Section of Natural History, N-7491 Trondheim, Norway

Erling J. Solberg, Norwegian Institute of Nature Research (NINA), Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Atle Mysterud, Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis (CEES), Department of Biology, University of Oslo, P.O. Box 1066 Blindern, N-0316 Oslo, Norway.

Sammendrag	3
Summary	6
Forord	12
1 INNLEDNING	13
1.1 Husdyrbeiting i Norge.....	13
1.2 Forvaltning av husdyrbeitet	18
1.3 Hjortedyr.....	18
1.4 Husdyr, hjortedyr og beitestrategier.....	19
1.5 Utmarksbeiting og vegetasjonsdynamikk.....	20
1.6 Undersøkelser av endringer i bestander av store beitedyr	21
2 MATERIALE OG METODER	23
2.1 Studieområde	23
2.2 Elg, hjort og rådyr.....	24
2.2.1 Elg	24
2.2.2 Hjort og rådyr	27
2.2.3 Beregning av gjennomsnittlig metabolsk biomasse	29
2.3 Rein.....	33
2.3.1 Samisk tamrein	33
2.3.2 Tamrein utenfor de samiske reinbeitedistriktene	33
2.3.3 Villrein.....	33
2.3.4 Estimering av gjennomsnittsbestand og metabolsk vekt	34
2.4 Husdyr	35
2.4.1 Totalt antall	35
2.4.2 Andel dyr på utmarksbeite og beitesesongens lengde	35
2.4.3 Andelen husdyr på utmarksbeite i 1989 vs. 1999.....	36
2.4.4 Totalt antall beitedager (TAB) for husdyr (innmark og utmark) 1949 til 1999.....	38
2.4.5 Antall beitedager for husdyr på utmarksbeite (ABU) fra 1949 til 1974	39
2.5 Beregninger av metabolsk biomasse for husdyr.....	42
2.6 Beitetrykk i forhold til artsgruppe og areal.....	44
2.7 Beitestrategi: andelen gras- og urter versus andelen vedvekster.....	44
2.8 Dataanalyser	44
3 RESULTATER	45
3.1 Endringer i metabolsk biomasse for store beitedyr i Norge 1949-1999	45
3.2 Endringer i $MBA_{hjortedyr}$ fra 1949 til 1999	47
3.3 Endringer i MBA for de ulike hjortedyrene	47
3.3.1 Tamrein	47
3.3.2 Villrein.....	47
3.3.3 Elg	48
3.3.4 Hjort	49
3.3.5 Rådyr	49
3.4 Endringer i MBA_{husdyr} fra 1949 til 1999	49
3.5 Endringer i MBA for de ulike husdyrartene	49
3.5.1 Sau.....	51
3.5.2 Ku	51
3.5.3 Ungdyr av storfe.....	51
3.5.4 Geit.....	51
3.5.5 Hest.....	51
3.6 Andelen hjortedyr i forhold til husdyr	52
3.7 Hvor mye beiter klauvdyr i Norge på gras og urter i forhold til vedvekster?.....	54
4 DISKUSJON	56

4.1 Endring av husdyrdriften i Norge	56
4.2 Husdyr på utmark: dyretall og beitetider	56
4.3 Endringer i hjortedyrbestandene	57
4.4 Evaluering av estimeringsmetoden og bestandsestimatene for hjortevilt.....	60
4.5 Vurderinger av datagrunnlaget for utmarksareal	62
4.6 Endringer i beitedyrs sammensetning; grasetere vs. kvistetere og hjortedyr vs. husdyr	64
4.7 Beiteøkologi og skala	66
4.8 Beite trykk, sammensetningen av beitedyr og vegetasjonsutviklingen	67
4.9 Skog vs. åpne semi-naturlige habitat	71
4.10 Hva vil være bærekraftige beitereregimer i dag?	72
4.11 Forvaltning av store beitedyr.....	74
5 LITTERATUR	76
Vedlegg 1. Datagrunnlag for estimering av foruttaket for de ulike husdyrene. .	85
Vedlegg 2: Oversikt som viser grunnlaget for beregning av variablene "beitetid utmark", "total beitetid" og "antall dyr" for hvert tiår.....	86
Vedlegg 3. Analyser av endringer i MBA (1949-1999)	88
Vedlegg 4. Kart.....	91

Forord

Denne rapporten gir en oversikt over beitetrykket, estimert som metabolsk biomasse, av store husdyr og hjortedyr i Norge fra 1949 til 1999. Rapporten inngår i prosjektet "Hjorteviltscenarier 2030" ledet av Reidar Andersen, NTNU, Vitenskapsmuseet og har for 2007 og 2008 vært finansiert av dette prosjektet.

En rekke personer har bidratt til at rapporten kom i havn. Vi vil spesielt nevne; Gaute Helland, Mattilsynet, Vågå, Anders Ims, Ing-Lill Pavall, Ansgar J. Kosmo og Helge Hansen, alle ved Norsk Reindriftsforvaltning i henholdsvis Alta, Fauske, Snåsa og Røros, Jan Åge Riseth, Norut, Tromsø, Øystein Holand, Torstein Garmo og Lars Ove Eik, Institutt for Husdyrfag og Akvakultur, Universitetet for Miljø og Biovitenskap (UMB), Astrid Karlsen, GEMO-Ås, Berit Bjørlo, Mona Paulsrud og Ole Rognstad, Statistisk Sentralbyrå, Avd. for Primærnæringer, Kongsvinger, Vidar Grøtan og Ivar Herfindal, Institutt for biologi, NTNU, Jørgen Rosvold, NTNU, Vitenskapsmuseet, Christer M. Rolandsen, Vebjørn Veiberg, Olav Strand og John Linnell ved Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Vidar Holthe, Norges Skogeierforbund. Takk for alle bidrag!

Trondheim, august 2008.

Gunnar Austrheim

1 INNLEDNING

Beiting fra store planteetere, som hjortevilt og husdyr, har en evolusjonær historie i norsk natur. Likevel kan endringer i beitedyr tetthet og beitemønster ha store effekter på økosystemene (Mysterud & Mysterud 1999; Bruteig m.fl. 2003). I Norge har for eksempel høye tettheter av villrein (Snøhetta på 1960-tallet og Hardangervidda på 1980-tallet; Hansen 1987) og tamrein (Finnmark; Moen og Danell 2003; Bråthen m.fl. 2007; Ims m.fl. 2007) ført til overbeiting, og i deler av Setesdalsheiene er tettheten av sau høyere enn hva som anbefales om målet er en god tilvekst på lam (Rekdal og Angeloff 2007). Lokalt høye tettheter av elg og hjort har også skapt debatt om hvorvidt dette medfører overbeiting (Mysterud 2006). En rekke studier fra andre områder med sammenlignbare tettheter viser at både elg (Pastor og Naiman 1992, Persson m.fl. 2005) og hvithalehjort (Tremblay m.fl. 2006) kan påvirke fordelingen av viktige nøkkelarter i busk- og tresjiktet. Fordi det historiske beitetrykket av husdyr har vært høyt i Norge (Nedkvitne m.fl. 1995), er en reduksjon av antall husdyr også antatt å gi økologiske effekter i form av økt gjengroing av utmarka (Staaland m.fl. 1998). Hele 35 % av rødlisteartene er knyttet til åpne habitater (Kålås m.fl. 2006) der gjengroing er en viktig trussel. Hvor stor andel av gjengroingen som skyldes redusert husdyrbeiting er imidlertid lite kjent fordi vedhogst og vinterfôrsanking i utmarka er redusert i samme periode.

Beitebruken i Norge skiller seg fra beitebruken i mange andre land ved at hjortedyr og husdyr ofte beiter sammen i utmarka. I Norge har vi totalt åtte arter av store beitedyr; rein (tam og vill), elg, hjort, rådyr, storfe, sau, hest og geit (Fig 1). I tillegg har vi sporadiske forekomster av dådyr og villsvin på Østlandet, samt en liten bestand av moskus i Midt-Norge (ca. 170 dyr; Asbjørnsen m.fl. 2005). Det aktuelle beitemønsteret er bestemt både av antallet beitedyr og sammensetningen av arter fordi artene er selektive i valg av beiteplanter og har ulike beitestrategier (Fig. 2). Husdyr som storfe, sau og hest er hovedsakelig grasetere, mens rådyr og elg hovedsakelig er lauv- og kvistetere i tillegg til at de velger urter på sommeren. I et mellomstykke finner vi hjort, rein og geit som har et mer balansert inntak av vedvekster og gras. Hvilke konsekvenser endringer i beitedyrsammensetningen har for økosystemprosessene er imidlertid uklart. For å bedre forstå endringer i vegetasjonssammensetning og bestander av både planter og andre dyr, er det imidlertid en forutsetning at vi har oversikt over fordelingen av ulike beitedyrarter mellom områder og over tid. En slik oversikt vil også gi oss et bedre grunnlag for å utøve en bærekraftig forvaltning av det biologiske mangfoldet i utmarka.

1.1 Husdyrbeiting i Norge

Bare 3-4 % av landarealet i Norge er dyrket, og utmarka har derfor betydd mye for gårdsøkonomien (Framstad og Lid 1998). Husdyrholdet var åpenbart en viktig del av denne økonomien fra de første husdyrene ble innført i Skandinavia for 5-6000 år siden (Welinder m.fl. 1998; Hjelle m.fl. 2006; Myhre og Øye 2002). Den sterke betydningen av husdyrholdet er forståelig fordi mesteparten av utmarkas plantevekst bare er tilgjengelig som menneskeføde gjennom bruk av beitedyr. Beitedyr vil omdanne plantene til produkter som kan utnyttes av mennesket, slik som kjøtt og melk. Betydningen av husdyrholdet har likevel variert sterkt mellom regioner. For eksempel utgjorde husdyrprodukter (melk, myse, smør, ost, kjøtt) 25 % av energitilgangen for folk på Sunnmøre i 1764, men målt i pengeverdi var husdyrbruket viktigere (40 % i 1723). Korndyrking ga betydelig større andel matenergi i viktige åkerbruksområder som Trøndelag, Rogaland og flatbygdene på Østlandet (Lunden 2002). Husdyrbruket har vært sentralt i utnyttningen av utmarkas ressurser både gjennom beiting og sanking av vinterfôr. Så seint som i 1907 utgjorde utslåtter i utmarka 25 % av det totale grasmarksarealet for vinterfôrproduksjon (et areal som antakelig var underestimert av skattemessige årsaker; Jordbruksundersøkelsen SSB). Gjennom de siste 100 årene er imidlertid utmarksbruken redusert, i hovedsak som følge



Fig. 1a Ulike arter av husdyr på beite i norsk utmark. Foto: Ivar Mysterud (Geit), Gunnar Austrheim (sau, storfe og hest).

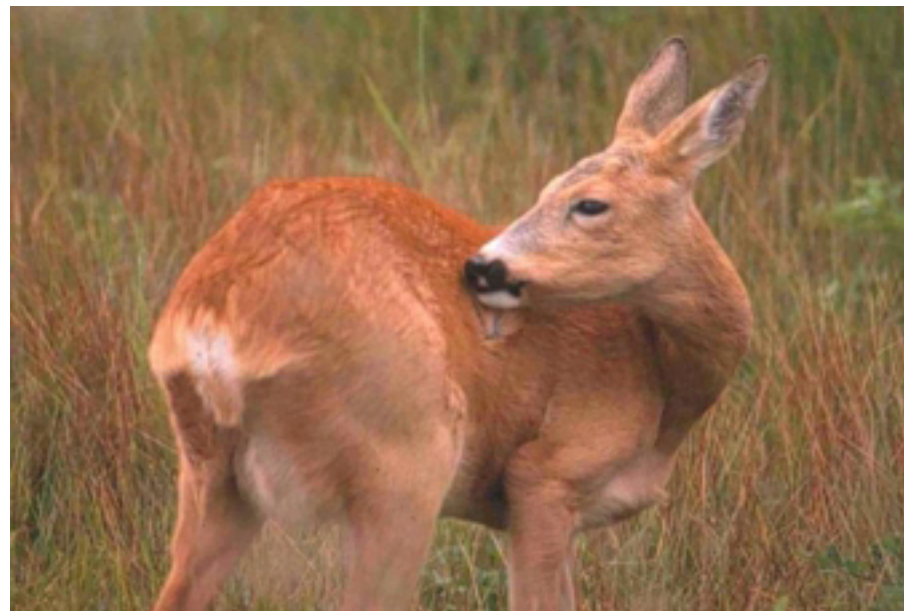


Fig. 1b Ulike arter av husdyr og hjortedyr på beite i norsk utmark. Foto: Atle Mysterud (hjort), John Linnell (rådyr), Olav Strand (villrein), Erling J. Solberg (elg)

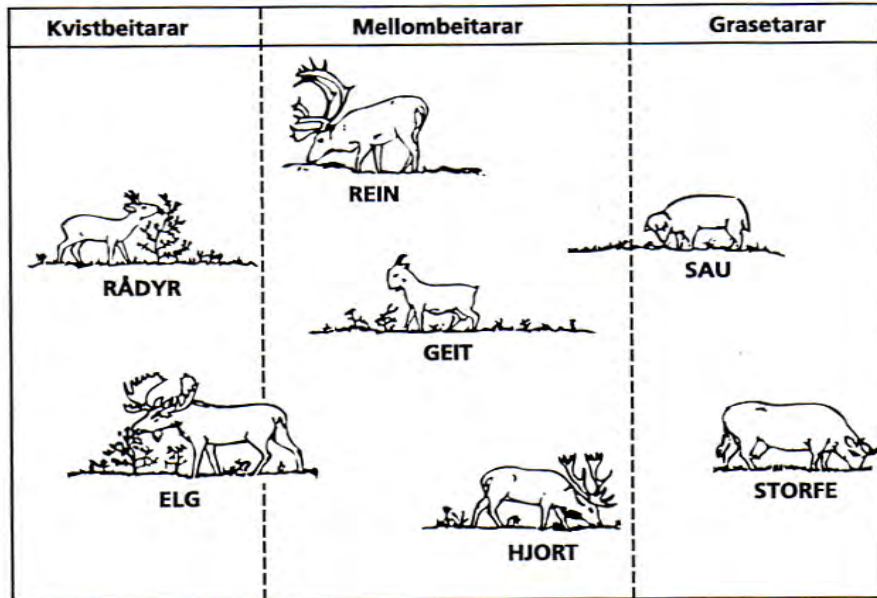


Fig. 2 En klassifisering av drøvtyggere i tre typer etter såkalt morfo-fysiologisk beitetyp. Inndelingen i grasetere, mellom- og kvistetere avspeiler en langvarig evolusjon som har resultert i ulike anatomiske og fysiologiske tilpasninger, hovedsakelig etter andel gras i dietten. Hest regnes som "hindgut fermenter" og går derfor ikke inn i denne oversikten over drøvtyggere, men er likevel en typisk graseter. Fra Mysterud & Mysterud (2000) omtegnet etter Hofmann 1989.

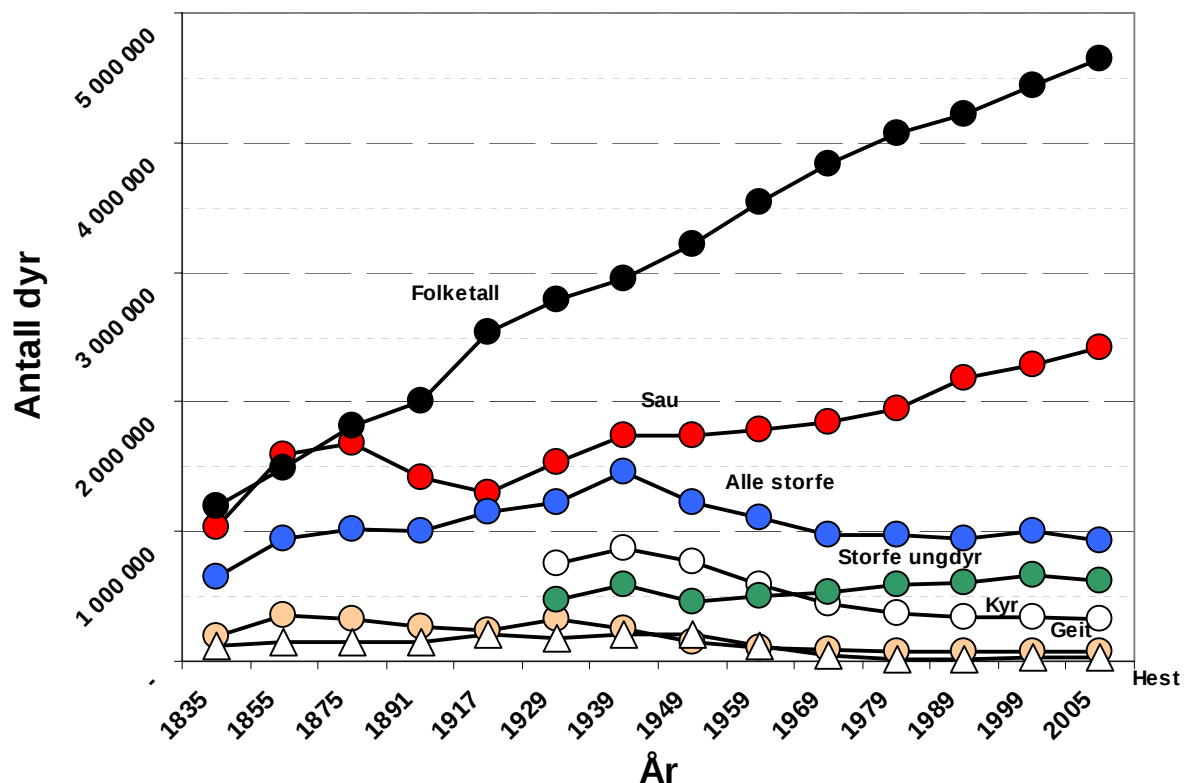


Fig. 3 Totalt antall husdyr i Norge fra 1835 til 1999 fordelt på ulike arter. For årene 1835, 1855, 1875, 1891 og 1917 inngår kyr i storfe. Storfe i perioden fra 1929 og seinere er dominert av ungdyr. Alle tellinger for husdyr på 1800-tallet ble gjort 31. desember. Tellinger for 1917 er gjort 30. september, mens seinere tall er fra 1. eller 20. juni. Folketallet (gitt pr. 1.1. hvert år) er tatt med som referanse.

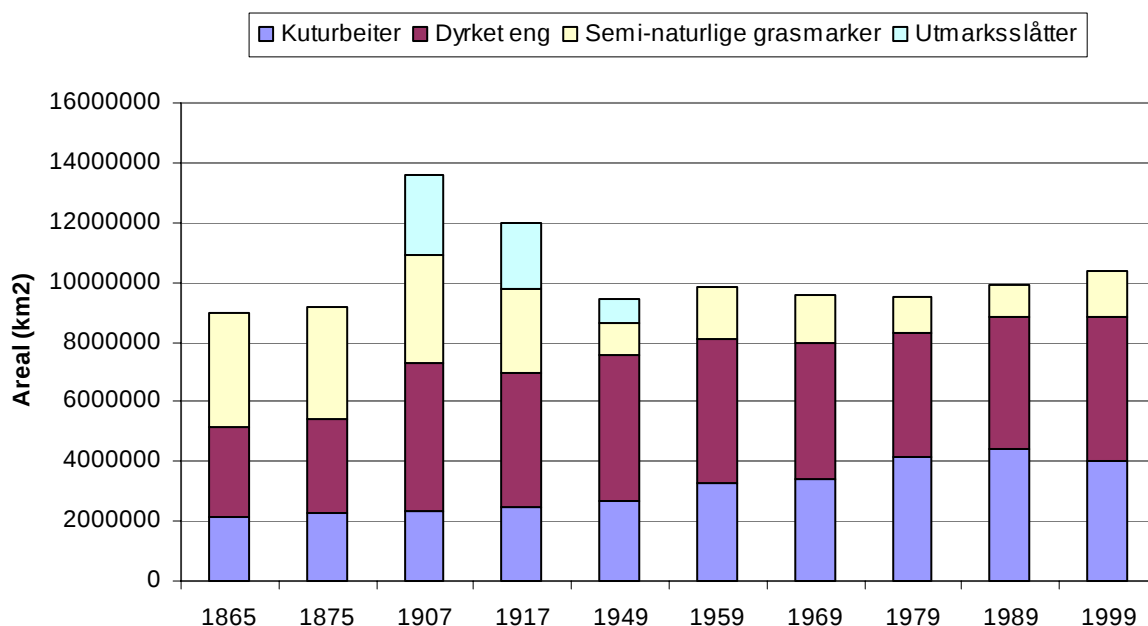


Fig. 4 Oversikt over arealet kultiverte (dyrket kulturbeite og kunsteng) og semi-naturlige grasmarker (utmarksarealet, og udyrka beitemark) i Norge for perioden 1865 til 1999. Areal som statistikken oppgir som semi-naturlig er udyrka beitemark som i mange tilfeller er gjødslet og derfor ikke i egentlig forstand semi-naturlig. Datagrunnlaget er hentet fra norsk offisiell statistikk (Statistisk sentralbyrå). Merk at data for utmarksslåtter ikke var tilgjengelig for 1800-tallet.

av tilgang på kunstgjødsel. Kunstgjødsel ble alminnelig i Norge fra 1920-tallet og gjorde det mulig å intensivere produksjonen av husdyrfôr på innmarksarealene (Nedkvitne m.fl. 1995); (Gjerdaaker 2002). Husdyrantallet har også endret seg de siste tiårene (Fig. 3), med en reduksjon av ku og geit (melkeproduksjon) og en økning av sau og ungdyr av storfe (kjøttproduksjon) (Almaas 2002). Det totale antallet store planteetende husdyr i Norge (sau, geit, hest og storfe) har imidlertid økt fra 1949 (3 311 040 dyr) til 1999 (3 397 848 dyr). Dette er i kontrast til Europa for øvrig der antallet husdyr har gått sterkt tilbake, spesielt i Øst-Europa (Prins og Gordon 2008). Likevel er husdyrenes relative bruk av utmarka ytterligere redusert fordi beitetiden i utmarka er blitt kortere, og fordi husdyr i økende grad blir fôret i fjøs eller på innmark sommerstid (Nedkvitne m.fl. 1995). Allerede tidlig på 1900-tallet begynte den offentlige rådgivertjenesten å anbefale inneføring av høytytende melkekyr. Inneføring hadde imidlertid negative effekter på husdyrhelsen og av den grunn ble kultivering av beitene utendørs fremmet som en alternativ måte å opprettholde melkeproduksjonen på gjennom sommeren (Borgedal 1966; Nedkvitne m.fl. 1995). Engarealet som ble utnyttet som kulturbeite økte da også sterkt fra 1929 til 1969 (Fig. 4). Spesielt var det de store brukene (med de største dyretallene) som benyttet kulturbeite til husdyrproduksjon, på bekostning av redusert utnyttelse av utmarka. Endringene i husdyrhold varierer også mellom ulike deler av landet. På flatbygdene på Østlandet har husdyrene så godt som forsvunnet til fordel for kornproduksjon, mens husdyrholdet har økt i mange høyereliggende dal- og fjellbygder. I Budalen i Sør-Trøndelag var det i 1993 en større metabolsk biomasse av beitende husdyr enn på noe annet tidspunkt de siste hundre årene. Små innmarksarealer gjorde det dessuten nødvendig å utnytte utmarksbeitene, også så sent som i 1993. Utslåttene, som i 1917 utgjorde 25 % av slåttearealet i Budalen, forsvant imidlertid ut av bruk på 1950-tallet (Olsson m.fl. 1995).

1.2 Forvaltning av husdyrbeiting

Reguleringen av beiteressursene går tilbake til våre tidligste lovverk (Frostatingsloven, Gulatingsloven; Nedkvitne m.fl. 1995; Skurdal 1997), og retten til husdyrbeiting i utmarka er fremdeles i dag sikret ved lov (Gjerdeloven, Beiteloven, Almenningslovene, Jordloven og Servituttloven). Beiting kan likevel forbys for å verne skog eller for å forhindre spredning av sykdommer mellom husdyrbesetninger (Nedkvitne m.fl. 1995). Selv om beiteretten i mange tilfeller blir oppfattet som hevdvunnet, vil det likevel til en viss grad være opp til grunneieren å bestemme om husdyr kan beite i utmarka, og hvilke tettheter av beitedyr som kan aksepteres. Naboeiendommer har ansvaret for å gjerde mot beitedyr, ikke beitebrukere. Alt av utmark kan derfor potensielt utnyttes som husdyrbeite. I Norge betyr det ca 95 % av landarealet (SSB). Det eksisterer også sterke politiske føringer for utnyttningen av beiteressursene i utmark (St.prop. nr. 8, 1992/93), selv om argumentene for bevaring av utmarksbeiting har endret seg over tid. Fra tidligere å være en økonomisk nødvendighet, er argumentene for utmarksbeiting i dag en del av en landbrukspolitisk målsetting (eks. selvberging, holde jordbruksarealer i hevd) eller knyttet opp mot miljøaspekter (bevaring av kulturlandskap og biologisk mangfold). Sistnevnte argument er også brukt av miljøbevegelsen (WWF; <http://www.wwf.no/>, Naturvernforbundet; <http://www.naturvern.no/>). Husdyrbeiting i utmarka står derfor fortsatt sterkt i mange områder, og er delvis understøttet av tilskuddsordninger (tilskudd til seterdrift, tilskudd til utmarksbeiting generelt). Innføringen av en dyrevelferdslov i 1997 med krav om minimum 8 ukers beiting ute for storfe eldre enn 6 måneder (innmark eller utmark), har antageligvis også medført økt fokus på utmarksbeitet som en ressurs. Selv om støtteordninger for bevaring av kulturlandskap og biologisk mangfold medfører sterke føringer for hvordan utmarksbeiting skal praktiseres, er imidlertid Norge i dag ett av få land der husdyrbeiting i utmarka ikke er eksplisitt regulert, heller ikke innenfor verneområder (Nedkvitne m.fl. 1995).

1.3 Hjortedyr

Arkeologiske funn viser at alle dagens viltlevende hjortedyrarter (med unntak av dådyr) har en lang historie i Norge, og at disse artene var en viktig del av ressursgrunnlaget lenge før husdyrholdet ble etablert (Lie 1990; Myhre og Øye 2002). Store fangstanlegg for elg på Østlandet og i Trøndelag, og for rein i fjellet (Barth 1981; Myhre og Øye 2002) vitner om at jakten har vært intensiv. Skriftelige kilder fra 1500-tallet forteller også om lave bestander av elg, rein og hjort. Denne trenden vedvarte fram til midten av 1800-tallet (første jaktstatistikken i 1889). Rådyret var omtrent ukjent i Norge fram til begynnelsen av 1900-tallet (Hufthammer og Aaris-Sørensen 1998). I løpet av de siste 100 årene har imidlertid både utbredelsen og tettheten av elg, rådyr og hjort økt betydelig (SSB 2007), spesielt fra siste del av 1970-tallet (Fig. 5). Det samme gjelder villreinbestandene i fjellet i Sør-Norge som økte spesielt mye i første halvdel av 1900-tallet etter at bestanden var estimert til bare 2700 dyr i 1920. Domestisering av rein har også lange historiske tradisjoner i Norge (Bevanger og Jordhøy 2004), både som Samisk reinnomadisme i nordlige deler av landet (Dahle m.fl. 1998) og som ikke-samisk reindrif lenger sør. Tamreinbestandene økte i løpet av 1900-tallet, spesielt i Finnmark. Det nomadiske systemet er nå gradvis erstattet av et mer permanent bosettingsmønster, selv om tamrein i stor grad fortsatt flyttes mellom sommer- og vinterbeiter.

Jakt og fangst var som husdyrbruket regulert allerede i våre første skriftelige lovverk (Østlie 1953; Myhre og Øye 2002). I første rekke var det retten til jakt, som ble regnet som en ressurs for jordeieren, og ikke jaktutøvelsen som var regulert (Østlie 1953; Lunden 2002). De første begrensninger i jakten gjennom lovverket var fredningen av elg og hjort i 1568, med unntak for perioden 10. august til 8. september. I en forordning fra 1730 blir det slått fast at "Els-dyr, Rens-dyr, Hjorte og andet Vilt af Harer, StorFugle, nu frem for i forrige tider skal være i vort

Rige Norge at bekomme”. Elgen ble seinere fredet gjennom kortere og lengre perioder, mens den første kjente reguleringen av reinsjakta er fra 1845, da reinen ble fredet i perioden 30. april t.o.m. 1. august (Bevanger og Jordhøy 2004).

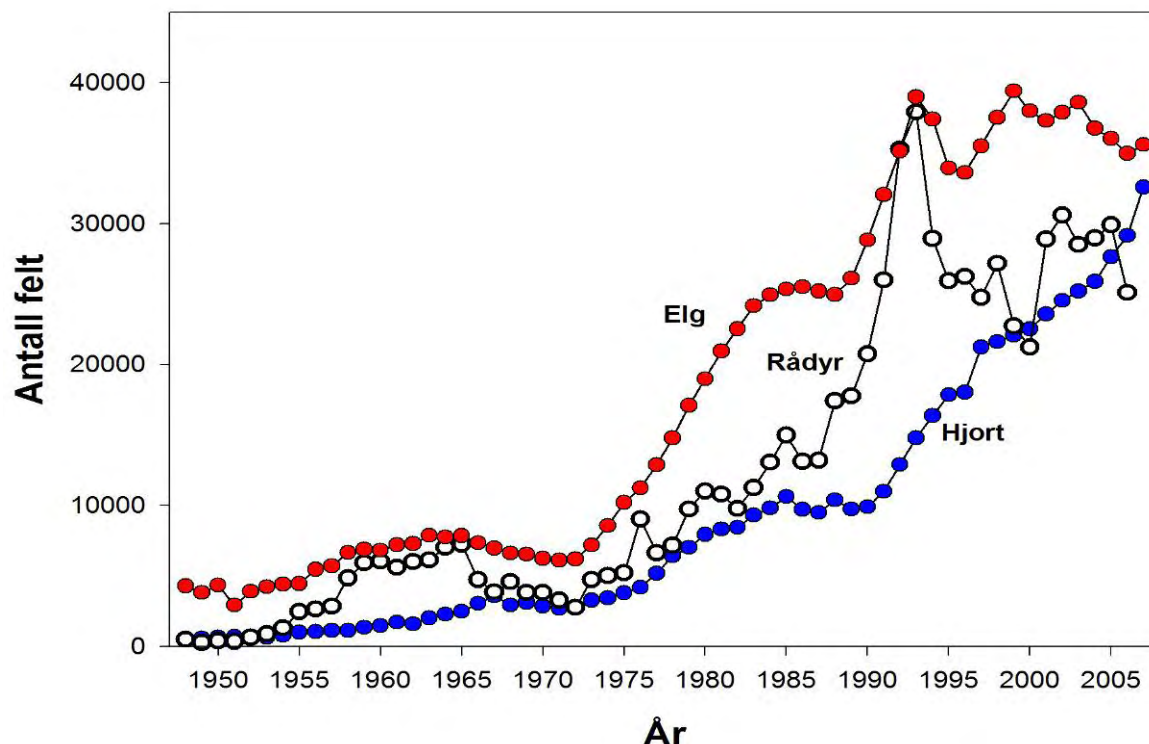


Fig. 5 Oversikt over antall felte elg, hjort og rådyr i Norge i perioden 1948-2007. Data fra SSB og kommunale viltneemnder (kun for rådyr 1984-2000).

Som følge av de tidligere lave tetthetene av hjortedyr i Norge, har moderne forvaltning lenge vært opptatt av å beskytte bestandene mot høyt jakttrykk (Søilen 1995). Høye og økende tettheter av mange hjortedyrbestander de siste årene har imidlertid ført til endringer i forvaltningsregimet, fra bestandsbevaring til bestandskontroll/begrensning (Milner m.fl. 2006). I dag er hjorteviltet regulert gjennom viltloven og skogbruksloven. Viltlovens formål (§ 1) er at ”viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares. Innenfor denne rammen kan viltproduksjonen høstes til gode for landbruksnæring og friluftsliv”. Skogbrukslovens § 9b sier at ”Der beiting av hjortevilt fører til vesentlege skadar på skog som er under forynging, eller der beitinga er ei vesentleg hindring for å overhalde plikta til å forynge skog etter § 6 i denne lova, skal kommunen som viltorgan vurdere om det er behov for å regulere bestanden av hjortevilt slik at beitetrykket blir redusert.” Hvordan dette lovverket skal praktiseres i forhold til utmarksbeiting av både hjortedyr og husdyr, er imidlertid mer uklart.

1.4 Husdyr, hjortedyr og beitestrategier

Den historiske oversikten viser at det i forhistorisk tid har skjedd et skifte fra hjortedyrbeiting til husdyrbeiting i den norske utmarka. Unntaket er i Finnmark, der rein (vill og tam) antakelig har vært dominerende siden siste istid. Den relative andelen av hjortedyr i forhold til husdyr i forhistorisk tid er mer usikker, men det er grunn til å anta at antallet store jaktbare arter gikk ned etter hvert som folketallet økte, jaktmetodene ble mer effektive og husdyrholdet utviklet seg. Dette skiftet fra hjortedyr til husdyr betydde også et skifte i beiter regime fordi typiske

kvistetere (elg og rådyr) og mellombeitere (hjort og rein) ble erstattet av mer typiske grasetere som sau og storfe. Før dette var grasetere (jamfør klassifiseringen av store beitende drøvtyggere; Fig. 2) fraværende blant store planteetere i Norge, i motsetning til hva som var tilfelle på det europeiske kontinentet og i Sør-Sverige. I disse områdene er beinrester av urokse og tarpan (villhest), som begge var grasetere, funnet i sedimenter fra før jordbruket ble utviklet (før-Neolittisk tid; Svenning 2002). Samtidig har også husdyrbeitingen endret karakter i historiens løp. Den gamle sauerasen spelsau velger en betydelig større andel vedvekster i sin diett enn norsk kvit sau som dominerer i dag (Steinheim m.fl. 2005). Tilsvarende er det antatt at gamle kuraser som Rørosku (Sort-sidet Trønderfe), beiter mer kvist og lauv enn den moderne rasen Norsk Rødt Fe (Sæther m.fl. 2006). Man kan også anta at beitetiden i utmarka var betydelig lengre i forhistorisk tid (og dermed inkluderte flere vedvekster) fordi innsamling av vinterfôr var svært ressurskrevende. Paleologiske data viser at storfe og sau har blitt stadig mindre gjennom de siste 5000 år inntil moderne avlsarbeid igjen sørget for en økning i kroppsstørrelse de siste 100 årene. Reduksjonen i kroppsstørrelsen er antatt å skyldes en gradvis tilpasning til et dårligere fôrgrunnlag fordi store dyr var mer utsatt for sykdom og død i sultperioder enn små dyr (Hjelle m.fl. 2006). Gamle husdyrraser var dominerende i besetningen helt fram til sist på 1800-tallet (Gjerdaaker 2002).

1.5 Utmarksbeiting og vegetasjonsdynamikk

Parallelt med den åpenbare nedgangen i husdyrbeitingen de siste tiårene, har det vært en økning i dekingen og volumet av skog (data fra Landskogstakseringen; Tomter 1999). Fordi landskogstakseringens datagrunnlag først og fremst dekker skogen under barskogsgrensen, er det imidlertid mer kunnskap om volumøkningen (eks. antall og størrelsen av trær) enn skogarealet før og nå. Utviklingen i mer marginale skogsområder, som for eksempel kyst (lynghei) og fjellnære arealer (seterlandskap), er i mindre grad undersøkt, med unntak av enkelte lokale studier (se for eksempel; Olsson m.fl. 2000). Vi har heller ingen nasjonale oversikter som viser arealendringen av semi-naturlige grasmarker eller lyngheier, som begge er i ferd med å vokse igjen med skog mange steder. Data for markanvendelse fra andre Vest-Europeiske land viser likevel klare trender; andelen skog og bebygde arealer øker, mens jordbruksmark og beitemark går tilbake (Corrine Land Cover; <http://www.eea.europa.eu/>). I Sverige forsvant hele 80 % av grasmarksarealet i perioden 1910-1990 på grunn av gjengroing, oppdyrking og nedbygging (Bernes 1994). En nyere studie av Dahlström (2006) viser at praktisk talt all utmark i 4 studieområder i Sveriges lavland samt høyereliggende dal- og fjellstrøk, var brukt gjennom beiting og skogbruk fra 1600-tallet og frem mot 1900-tallet. Det er rimelig at denne utmarksbruken skapte en mosaikk av ulike åpne og halvåpne kulturmarkstyper som for det meste er borte i dag.

Både grasmarker (i alle deler av landet) og lyngheier (på kysten) er definert som semi-naturlige vegetasjonstyper i vår del av verden. Dette er fordi de er avhengige av bruk (beiting, slått, hogst og brann) for å hindre innvandring av busker og trær, som over tid vil erstatte grasmarkas gras og urter med skogens arter. I det før-industrielle jordbrukssystemet var beiting bare en av mange måter å utnytte ressurser i utmarka på (Birks m.fl. 1988; Framstad og Lid 1998). Sanking av vinterfôr (høy og lauv), vedhogst og rydding var avgjørende for etablering og vedlikehold av åpne semi-naturlige naturtyper i Norge, på samme måte som ellers i Nord- og Vest-Europa (for eksempel England; Rackham 1986, Sverige; Berglund 1991). Opphør av det tradisjonelle jordbruket, med husdyrbeiting, slått, rydding eller brenning (lyngheier), har ført til en reduksjon av slike ekstensivt utnyttede arealer, men uten at vi kjenner arealtallene. Det er også vanskelig å avklare hvor mye av gjengroingen som skyldes redusert husdyrbeiting, selv om dagens gjengroing av den norske utmarka ofte er forklart som en reaksjon på nettopp det (Staaland m.fl. 1998). Det er dessuten usikkert hvordan den sterke økningen i utbredelse og

tetthet av ville hjortedyr (som gjelder for hele Vest-Europa; Appolonio m.fl. 2008) vil påvirke vegetasjonsdynamikken.

1.6 Undersøkelser av endringer i bestander av store beitedyr

De historiske endringene av husdyr- og hjortedyrbestandene er svært sammensatte, og avspeiler hvordan hele landbrukskulturen i vid forstand (inkludert jakt, fangst, skogbruk etc.) har utviklet seg under påvirkning av natur (klima, jordbunn etc.) og kultur (folketall, teknologi, kommunikasjon etc.). Uten å gå nærmere inn på de bakenforliggende årsakene, vil det historiske bildet likevel gi en nyttig bakgrunn for å forstå endringer i klauvdyrbestander i nyere tid, og den relative betydningen av naturlige og kulturelle faktorer.

Hovedformålet med denne rapporten har vært å tallfeste hvordan biomassen av store planteetere i utmarka har variert over tid og mellom områder i perioden 1949 til 1999. Beitetrykket er målt indirekte ved å estimere den artspesifikke metabolske biomassen av beitedyr. Den metabolske biomassen er kroppsvekten til et gitt individ korrigert for det faktum at små dyr har behov for mer energi pr. kilo kroppsvekt enn store dyr (Demment og Van Soest 1985). I praksis betyr dette at en sau vil ha behov for mindre energi pr. dag enn en elg for å opprettholde basalmetabolismen, men den vil trenge mer energi pr. kg kroppsmasse fordi den veier mindre. Denne indeksen gir ikke et absolutt mål på mengden planter som til enhver tid beites, men er et relativt mål på mengden energi hver enkelt beitedyrart henter fra planter i utmarka. Forskjeller i plantevalg og graden av utnyttelse av plantenæringene mellom arter (eks. mellom graseter og kvisteter, og mellom hjortevilt og husdyr) vil i tillegg påvirke det faktiske beitetrykket.

Rapporten fokuserer på de regionale endringer i de forskjellige artenes bestandsstørrelse og beitetrykk over tid. Generelt sett forventer vi at det samlede beitetrykket fra husdyr i utmarka er redusert i løpet av de siste 50 årene. Dette skyldes hovedsakelig at husdyrbrukerne har redusert andelen dyr i utmarka og i mindre grad at dyretallene har endret seg. Nedgangen i husdyrbeiting er forventet å være størst i områder med gode betingelser for kornproduksjon (lavlandet i Sørøst-Norge), og minst i områder med få andre muligheter for landbruksproduksjon og god tilgang til utmarksbeite (høyereliggende dal- og fjellkommuner).

I motsetning til for husdyr, er det sannsynlig at beitetrykket fra hjortevilt har økt i den samme perioden, spesielt i Sørøst-Norge (elg og rådyr), Vest-Norge (hjort) og Midt-Norge (elg, hjort og rådyr). I Nord-Norge har utmarksbeitingen vært dominert av et relativt stabilt reinantall, men de siste tiårenes økning i elgbestandene kan ha økt det generelle beitetrykket også her. I høyereliggende dal- og fjellområder er det først og fremst villrein og elg som dominerer blant hjortedyrene, mens hjorten og rådyret har vanskeligere levekår i så klimatisk ekstreme områder. Vi forventer av den grunn en relativt større økning av samlet hjortedyrbeiting i kyst- og innlandskommunene hvor både elg, rådyr og hjort er vel etablert som betydelige arter.

En nedgang av husdyr og økning av hjortedyr vil påvirke hvilke planter og plantedeler som beites og ved hvilke tidspunkt på året beitingen foregår. Gitt en generell nedgang av husdyr og økning av hjortedyr, er det å forvente at mye av planteproduksjonen i dag beites i form av lauv og kvist både sommer (lauv) og vinter (kvist), mens beitetrykket tidligere var rettet mot planter i feltsjiktet sommerstid. Hvorvidt det økende beitetrykket fra hjortedyr helt eller delvis kompenserer for redusert husdyrbeiting er imidlertid et åpent spørsmål. Litteraturen gir heller ingen oversikt over den regionale fordelingen av fôruttaket over tid. Fordi de siste 50-års økning i fellingstall for elg og rådyr (SSB 2007) i starten var størst i sørøst, antakelig fordi tettheten økte raskere, er det likevel grunn til å tro at beiteuttaket av lauv og kvist økte tidligere

her enn i resten av landet. Motsvarende forventer vi at økningen i den relative andelen av kvist- og lauvbeiting har vært minst i høyereliggende dal- og fjellområder, inkludert Vestlandet og Nord-Norge. Det er likevel uklart hvorvidt den relative andelen av kvist- og lauvuttak i dag overstiger andelen av graminoider (gras og starr i hovedsak) og urter i det totale fôruttaket.

Kunnskap om beitetrykket av husdyr og hjortedyr over tid er viktig for å forstå dagens vegetasjonssammensetning og sannsynlig utvikling av det samlede landskapsbildet videre. Avslutningsvis vil vi derfor diskutere hvilke effekter endringene i tetthet og artssammensetning av store klauvdyr har hatt og fremdeles har på vegetasjonsutviklingen i den norske utmarka og hvordan bestander av store beitedyr kan forvaltes.

2 MATERIALE OG METODER

2.1 Studieområde

Data på antall, tetthet og metabolsk biomasse av store planteetere, samt forhold som påvirker graden av utmarksbruk (beitetidsinformasjon) er samlet inn og beregnet for alle kommuner i Norge for årene 1949, 1959, 1969, 1979, 1989 og 1999. Vi har kun benyttet kommuner som eksisterte i 1999 (N=435). For tidligere eksisterende kommuner er de tidsspesifikke verdiene inkludert i materialet for mottakerkommunen etter sammenslåing (Juvkam 1999).

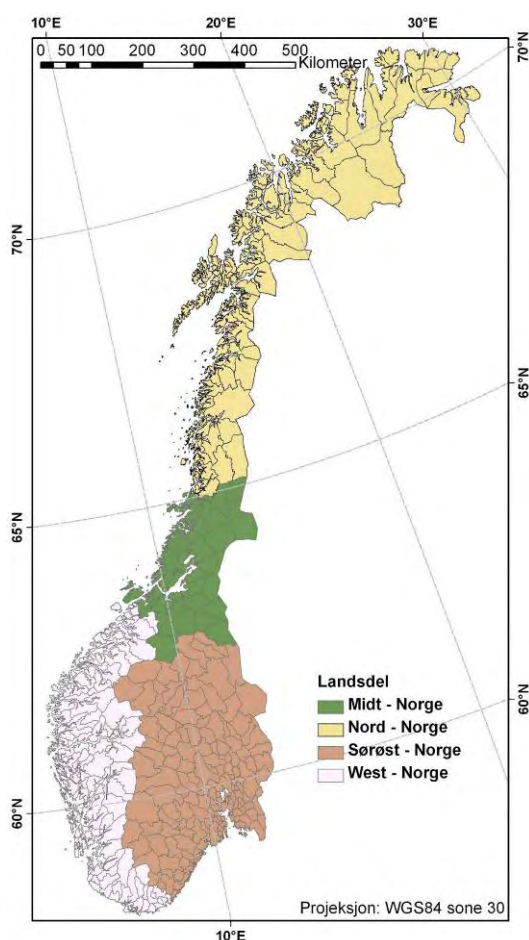


Fig 6. Oversikt over kommunenes fordeling etter landsdel

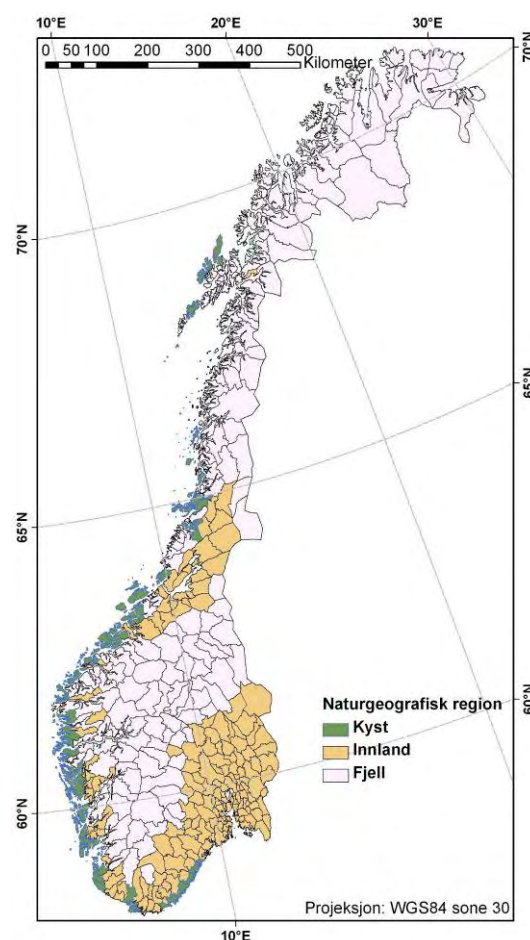


Fig. 7 Oversikt over kommunenes fordeling etter naturgeografisk region

I tillegg til kommune har vi benyttet tre geografiske nivå i analysene: Landsnivå, landsdelnivå og naturgeografisk nivå. Landsdelene (LD) er inndelt i Sørøst-Norge (n=158 kommuner), Vest-Norge (n=139), Midt-Norge (n=49) og Nord-Norge (n=88) (Fig. 6), der enhetene reflekterer både miljømessige, politiske og sosiale forhold. Videre er alle kommuner fordelt på 3 ulike naturgeografiske regioner (NGR): Kyst (n=91), innland (n=174) og fjell (n=170) (Fig. 7). Fjellkommuner er definert som alle kommuner der arealer med nordlig bar- og bjørkeskog og/eller alpin vegetasjon dominerer (boreal og alpin sone; Moen 1998). Den nedre grensen for denne vegetasjonen vil variere med klimatiske forhold og vil være lavere ved økende oseanitet og breddegrad. Vår definisjon av fjellregionen er derfor litt videre enn den tradisjonelle alpine sonen som utgjør arealene over skoggrensen, ved at den også inkluderer store deler av kysten i Nord-Norge. Forholdet mellom kyst og innlandsbygder er basert på en naturgeografisk inndeling (Statistisk Sentralbyrå; Landbrukstellingene 1949 og 1959), der kystkommuner er

skilt fra andre kommuner som grenser til sjø, men som har et sterkere fjordpreg og derfor klassifiseres som innlandskommuner. En oversikt over miljødata er gitt i tabell 1.

2.2 Elg, hjort og rådyr

Bestandsstørrelsen for elg, hjort og rådyr ble estimert fra årlig jaktstatistikk. En forutsetning for å kunne gjøre dette, er (1) at avskytningen balanserer tilveksten i beregningsperioden eller at det er mulig å kontrollere for bestandsveksten, (2) at kalveprosenten i bestanden er rimelig godt kjent og (3) at den naturlige dødeligheten er lav og ikke varierer mye over år. Disse forutsetningene er bare delvis innfridd for de aktuelle artene og av den grunn er bestandsestimatene for hjortevilt forbundet med langt mer usikkerhet enn for husdyr, og delvis rein.

2.2.1 Elg

Elgen er den arten som er best egnet for denne metoden. Elgen er et stort og robust dyr som opplever lav naturlig dødelighet i fravær av store rovdyr (e.g. (Stubsjøen m.fl. 2000)). I studieperioden har tettheten av bjørn og ulv vært svært lav, og ingen av disse artene har derfor utgjort noen vesentlig dødelighetsårsak for elgen på stor skala. Den aller viktigste dødsårsaken er derfor jakt, etterfulgt av trafikkulykker, sult og sykdom (Stubsjøen m.fl. 2000). Basert på et stort materiale med radiomerkede elg er den årlige dødeligheten som skyldes andre forhold enn jakt estimert til 3-5 % i gjennomsnitt, fra elgen er ca 5 måneder og eldre (Solberg m.fl. 2005). I praksis betyr det at den resterende dødeligheten som skal til for å holde bestanden i balanse med bestandstilveksten utgjøres av jakt.

En annen fordel med elgen er at vi besitter relative gode data på bestandsstrukturen via sett elg-overvåkingen. Denne overvåkingen gjennomføres av jegerne selv ved at de rapporterer kjønns- og alderskategori (kalv, voksen ku, voksen okse) på de elgene som observeres under jakta. I de fleste elgområdene i landet ble denne overvåkingen igangsatt i første halvdel av 1980-tallet, men i enkelte områder går datarekken tilbake til midten av 1960-tallet (Solberg m.fl. 2006; Lykke 2005).

Fra dette materialet beregnet vi andelen kalv i bestanden på høsten som andel kalv observert av alle observerte elger med kjent kjønn og alder. Denne raten befinner seg stort sett mellom 0,25 og 0,35 i norske bestander. Med bakgrunn i denne raten kan netto tilvekstrate (NT) beregnes ved bruk av følgende formel (Hatter og Bergerud 1991);

$$NT = (R - M)/(1-R), \quad (1)$$

der R er andelen kalv i bestanden (rekrutteringsraten) og M er den naturlige dødelighetsraten (mortalitetsraten = 0,05). I de fleste elgbestander vil NT ligge mellom 0,3 og 0,4 (Tabell 2). Eksempelvis vil en vinterbestand (eller mer presist bestanden før kalving) på 1000 elg med NT = 0,4 øke til $1000 * 1,4 = 1400$ elg før jakta. Hvis bestanden holdes stabil ved at overskuddet høstes hvert år (eks. 400 elg i eksempelet over), kan vinterbestanden (VBE) beregnes ved å dividere jaktuttaket på tilvekstraten:

$$VBE = JU/NT, \quad (2)$$

der JU er det årlige jaktuttaket (eks. $400 \text{ elg}/0,4 = 1000 \text{ elg}$).

Tabell 1. Miljødata fra norske kommuner i Sørøst-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge. K = kyst, I = Innland, F = fjell. Data for avgrensning av fjellareal og andel sommerbeite er gjort fylkesvis for Nord-Norge fordi variasjonen er stor mellom fylker.

	Sørøst-Norge			Vest-Norge			Midt-Norge			Nord-Norge*		
	K	I	F	K	I	F	K	I	F	K	I	F
Nordboreal vegetasjonsregion (nedre grense)	-	-	750	400	600	650	200	550	575	200	300	300
Sommerperiode (antall dager)	210	180	140	210-160	180	140	185-160	170	140	165-140	150	130
										140	120	120
										125		
Totalt landareal (km ²)	1081	48757	47678	12515	13224	36870	3462	16521	18631	2212	242	103457
Gjennomsnittlig landareal pr. kommune (km ²)	205.4	381.5	1298.0	166.9	397.3	902.7	409.4	642.2	1074.7	188.6	235.1	1351.3
Gjennomsnittlig utmarksareal pr. kommune (%)**	95	92	98	89	95	98	95	93	98	94	97	99
Antall kommuner	5	117	36	67	32	40	8	24	17	11	1	77

* For Nord-Norge er verdier for hvert fylke oppgitt: Nordland, Troms og Finnmark.

** Bebygde områder samt dyrka mark er ekskludert

For bestander som ikke er stabile må vi i tillegg inkludere bestandsvekstraten, Δ , i likningen:

$$VBE = JU/(NT - \Delta) \quad (3)$$

Denne justeringen tar hensyn til at avskytingen er lavere enn tilveksten i økende bestander (det er derfor den øker), mens den er høyere enn tilveksten i synkende bestander (det er derfor den synker). Det er viktig å ta hensyn til dette, særlig hvis vekstraten er høy. For en vinterbestand på 1000 elg og $NT = 0,4$ vil for eksempel et uttak på kun 300 elg medføre at bestanden vokser med 10 % ($\Delta = 0,1$) fram til neste vinter ($((1000 \text{ vinterelg} * 1,4) - 300 \text{ elg skutt} = 1100 \text{ elg neste vinter})$). Hvis vi ikke tar hensyn til bestandsvekstraten, vil den estimerte bestanden den første vinteren være 750 elg ($300/0,4$) og ikke 1000, som var det riktige. Ved å inkludere bestandsvekstraten finner vi det riktige bestandsestimatet ($300/(0,4-0,1) = 1000$).

Bestandsvekstraten, Δ , ble beregnet som stigningstallet i en regresjon mellom (log) antall elg skutt innen fylke i en treårsperiode sentrert i det aktuelle estimeringsåret. I fylker og år med få felling, der tilfeldigheter kan føre til ekstreme og urealistisk høye eller lave vekstrater, benyttet vi den gjennomsnittlige veksten basert på nasjonale fellingstall. Dette ble gjort i fylker og år der færre enn 150 elg ble skutt i gjennomsnitt i treårsperioden. Som mål på jaktuttaket (JU) benyttet vi gjennomsnittlig JU over tre år, sentrert i det aktuelle estimeringsåret.

Elgens bestandsstruktur har variert mye over tid og mellom regioner de siste 50 årene som følge av varierende dødelighetsrater for okser, kyr og kalver, og som følge av varierende bestandstetthet og næringsrelatert variasjon i rekruttering (Solberg m.fl. 2006). Førstnevnte var først og fremst et resultat av innføringen av rettet avskyting for elg på begynnelsen av 1970-tallet. Dette innebar en økt avskyting av okser, kalv og ungdyr, og redusert avskyting av produktive kyr. Resultatet var en økende skjevhet i den voksne kjønnsraten i tilnærmm.fl.le bestander, og økende gjennomsnittsalder - og produktivitet - hos voksne kyr (Solberg m.fl. 1999). Summen av disse forholdene var at R økte, og til tross for at også jaktuttaket økte, var det en kraftig positiv vekst i de fleste elgbestandene gjennom hele 1970- og 1980-tallet. Senere, fra begynnelsen av 1990-tallet, begynte så R å synke i mange bestander som følge av næringsbegrensning, redusert kroppsvekst, og til slutt redusert fruktbarhet for de enkelte kyrne. I tillegg har det vært et ønske om å rette opp den skjeve kjønnsraten i mange bestander, med den følge at andelen voksne kyr er redusert. Som et resultat har R variert både over tid og mellom bestander.

For å ta hensyn til disse forholdene benyttet vi varierende R, mellom de forskjellige fylkene, og med noe variasjon mellom år. Vi benyttet fylke som enhet fordi hjorteviltjakta i denne perioden ble forvaltet på fylkesnivå, ofte med relativt lik kjønnsstruktur i bestandene som resultat. For estimeringsårene 1979-1999 har vi for de fleste fylkene benyttet kalveandelen estimert fra sett elg-data. I enkelte områder har vi benyttet kalveandelen fra et senere tidspunkt og gjort en skjønnsmessig justering avhengig av trenden i utviklingen for de årene vi hadde data. Tilsvarende har vi skjønnsmessig justert opp kalveandelen i fylker der det skytes en vesentlig lavere kalveandel enn hva som observeres fordi dette vil føre til at det observeres en høyere andel kalv enn hva som finnes i bestanden før jakt (Solberg m.fl.. 2006). Det motsatte ble gjort i fylker der det skytes en høyere andel kalv enn hva som observeres. For perioden 1949-1969 har vi benyttet gjennomsnittlig kalveandel fra perioden 1968-1974, basert på data fra bestander der sett elg allerede var innført på denne tiden (Solberg og Sæther 1999; Lykke 2005). Sistnevnte vil med rimelig sikkerhet avspeile tilstanden også før denne perioden, da næringsbegrensning trolig var et minimalt problem i denne perioden, og rettet

avskytning i liten grad hadde påvirket bestandsstrukturen. Generelt sett var den estimerte kalveandelen i bestandene lavere i de tre første (1949-1969, 28 %) enn tre siste årene (1979-1999) i analysene (28-45 %).

Overnevnte metode estimerer i praksis den vinterbestanden som må til for å kunne forsvare det årlige jaktuttaket ved den bestandsveksten som registreres. I tillegg til dette kommer de elgene som lever deler av året i bestanden, men som siden fjernes fra bestanden i løpet av jakta. Disse individene representerer den årlige kalvetilveksten (minus dyr som dør av andre årsaker enn jakt, og bestandsveksten) og har således kun vært et tillegg til vinterbestanden fra kalvene ble født rundt 1. juni til jakta gjennomføres i september og oktober, totalt ca 4 måneder. Den gjennomsnittlige bestanden av elg (GBE) som belaster beiteressursene gjennom hele året ble på bakgrunn av dette beregnet ut fra følgende formel:

$$GBE = VBE + (JU * (4/12)), \quad (4)$$

der *VBE* og *JU* er som i formelene 2 og 3 over.

2.2.2 Hjort og rådyr

For hjort og rådyr benyttet vi i prinsippet den samme estimeringsteknikken som for elg. For begge artene er det vist at utviklingen i jaktuttaket avspeiler utviklingen i bestandsstørrelse rimelig bra (rådyr; Grøtan m.fl. 2005, Herfindal 2006, hjort; Mysterud m.fl. 2007), men mindre er kjent om kalveandelen og naturlig dødelighet. Den naturlige dødelighetsraten hos hjort og rådyr er sannsynligvis også større og mer variabel enn for elgen (hjort; Loison og Langvatn 1998, rådyr; Aanes m.fl. 1998), Gaillard m.fl. 1998). Dette skyldes at begge artene er mer sårbare for varierende vinterklima (snødybde) og rovdyrbelastning fra rev og gaupe (hovedsakelig rådyr).

For å ta hensyn til slike forhold har vi benyttet tilvekstrater (NT), varierende fra 0,15 til 0,45 for rådyr og fra 0,22 til 0,29 for hjort. Rådyret produserer normalt 1-3 kalver og er således i utgangspunktet en mer produktiv art enn hjorten (og elgen). Rådyrkalvene er imidlertid utsatt for predasjon fra rødrev, noe som er antatt å være et mindre problem for hjorten. Den laveste tilvekstraten (0,15) antar vi er å finne i høyereliggende fjellkommuner og nordlige strøk der bestandstettheten av rådyr er lav og de klimatiske levestandardene er vanskeligst. Den andre ytterligheten finner vi langs kysten der vintrene er kortere og snøforholdene mindre begrensende. Dette også fordi predasjon av rødrev på rådyrkalver er såkalt omvendt tetthetsavhengig; jo lavere bestand av rådyr desto større andel av kalvene blir tatt (Kjellander 2000). En usikkerhet er at revpredasjon sannsynligvis er noe høyere i kulturlandskapet enn i skogstraktene. I tillegg finnes det en rekke øyer der rev er fraværende og rådyret opplever minimal naturlig dødelighet. Ut fra dette antar vi en netto tilvekstrate for rådyret på 0,30 i kystkommuner. I mellomliggende områder, innlandskommuner (se under), antar vi at tilvekstraten ligger i et mellomstykke (0,20).

I 1989 økte vi tilvekstraten for rådyr med 50 % i alle regionene for å ta høyde for den reduserte revebestander (NT = 0,22, 0,30, 0,45). Fra omkring 1980 var det en gradvis reduksjon i tettheten av rev etter hvert som reveskabben bredte seg i Skandinavia (Smedshaug m.fl. 1999). Effekten av skabb på revens overlevelse kulminerte i løpet av 1980-tallet, med påfølgende økning i tettheten av rev igjen på 1990-tallet. Det er i beregningene ikke tatt hensyn til predasjon fra gaupe, som lokalt i lavtetthetsbestander av rådyr kan være en viktig dødelighetsfaktor (Solberg m fl. 2003), hvilket medfører et klart usikkerhetsmoment.

For hjorten er sannsynligvis varierende voksenkjønnsrate av større betydning for tilvekstraten enn den naturlige dødelighetsraten. I likhet med elgen så har hjorten vært gjenstand for kjønnsspesifikk avskyting de siste 20-30 årene, der bukkene i bestanden har opplevd vesentlig høyere jaktdødelighet enn kollene (Langvatn og Loison 1999). Resultatet er bestander med større eller mindre skjevheter i den voksne kjønnsraten. Tilsvarende er det også for hjorten observert en nedgang i produktiviteten de siste årene, mest sannsynlig som følge av økende næringsbegrensning ved høye bestandstettheter (Langvatn m.fl. 2004).

For hjorten antok vi en årlig dødelighetsrate på omkring 0,07 basert på data fra (Loison og Langvatn 1998). Tilsvarende antyder sett hjort-data innsamlet fra forskjellige deler av landet (Mysterud m.fl. 2007; Veiberg m.fl. 2004) at kalveandelen under jakta de siste årene har variert mellom 20 og 30 % i gjennomsnitt. Dette medfører en tilvekstrate på mellom ca 0,22 og 0,29. De høyeste tilvekstratene finner vi på Vestlandet (0,29), mens Østlandet og Sørlandet antas å ha en relativt lav tilvekstrate fordi voksenkjønnsraten kun i liten grad er dreiet i retning av høyere andel koller, som følge av lavt jakttrykk, og fordi mange av dyrene er unge. Estimerte tilvekstrater for elg, hjort og rådyr er vist i tabell 2.

Tabell 2. Oversikt over netto tilvekstrater, NT, som er benyttet for estimering av bestandsantallet innen kommuner. Tallene viser høyeste og laveste verdi benyttet innen fylke. Tomme celler representerer fylker der arten ikke er til stede eller befinner seg ved svært lave tettheter.

Fylke	Elg	Hjort	Rådyr
	NT	NT	NT
Østfold	0,34-0,48	0,26	0,20-0,45
Akershus	0,34-0,44	0,26	0,20-0,40
Hedmark	0,34-0,44	0,22-0,26	0,15-0,30
Oppland	0,34-0,38	0,22-0,26	0,15-0,30
Buskerud	0,34-0,40	0,26	0,15-0,45
Vestfold	0,34-0,40	0,26	0,20-0,45
Telemark	0,30-0,38	0,26	0,15-0,45
A-Agder	0,34-0,42	0,26	0,15-0,45
V-Agder	0,34-0,38	0,21-0,26	0,15-0,45
Rogaland	0,34-0,38	0,24-0,29	0,15-0,45
Hordaland	0,36-0,38	0,24-0,29	0,15-0,30
Sogn og Fjordane	0,36-0,38	0,24-0,29	
Møre og Romsdal	0,34-0,38	0,24-0,29	0,15-0,45
S-Trøndelag	0,34-0,45	0,24-0,29	0,15-0,45
N-Trøndelag	0,34-0,44	0,24-0,29	0,15-0,45
Nordland	0,34-0,42		0,15-0,45
Troms	0,34-0,40		
Finnmark	0,34-0,36		

Vi beregnet bestandsvekstratene, Δ , for hjorten som stigningstallet i en regresjon mellom $\log(\text{antall hjort skutt})$ i hele landet gjennom studieperioden ($\Delta = 0,07$), og ikke basert på fylkestall som for elgen. Dette var for å unngå en del ekstreme vekstrater i jaktuttaket som opptrer på fylkesnivå særlig der hjorten koloniserer (Milner m.fl. 2006), og som vil være urealistiske estimat på tilvekstraten i bestanden. I motsetning til for elgen har antall hjort felt stort sett økt jevnt i alle fylkene i løpet av perioden (se Fig. 5 for nasjonale tall). For rådyret benyttet vi en tilsvarende teknikk, men beregnet ett estimat for perioden 1948 - 1993 og ett for perioden 1994-2005, som følge av de forskjellige vekstforløpene (Fig. 5). Det første estimatet er gjeldene for årene 1949, 1959, 1969, 1979 og 1989, mens det andre estimatet ble brukt for å estimere antallet i 1999. Denne prosedyren gir en lavere romlig variasjon i de

estimerte bestandsstørrelsene enn om vi hadde benyttet fylkesspesifikke verdier, eller verdier basert på kortere tidsintervall, men reduserer behovet for en rekke lokale tilpasninger som vi ikke har grunnlag for å gjennomføre.

2.2.3 Beregning av gjennomsnittlig metabolsk biomasse

Den metabolske biomassen ble estimert basert på dm.fl.lometriske forholdet mellom kroppsvekt (KV) og energibehov, $KV^{0.75}$ (Kleiber 1961) for hanndyr, hunndyr og kalver av de respektive artene. For å beregne den metabolske biomassen av hjortevilt som belaster beiteressursene (se under), benyttet vi slaktevektdata fra dyr skutt under jakta eller levendevekter fra dyr som har vært innfanget og veid (rådyr). I likhet med rekrutteringsratene så varierer vektene over tid og mellom områder, avhengig av næringssituasjonen og klimatiske forhold. Vi tok hensyn til denne variasjonen ved å benytte slaktevektdata fra de aktuelle regionene ved det tidspunktet som best overlappet med estimeringsåret. For elgen er det tilgjengelig mye slaktevektdata tilbake til 1980. Noe data er også tilgjengelig tilbake til tidlig på 1960-tallet (Solberg m.fl. 2006). Fordi næringsbegrensningen er antatt å ha vært av mindre betydning før ca 1980, anser vi disse slaktevektene for å være representative for de fleste elgbestander i perioden 1949-1969.

Også for hjorten eksisterer det relativt gode data på slaktevekt for dyr ved forskjellig alder og kjønn, og i forskjellige deler av landet (Mysterud m.fl. 2001), Hjorteviltregisteret: www.hjortevilt.no. For å få en rimelig oversikt over den regionale variasjonen, analyserte vi 22 000 slaktevekter av hjort som er innrapportert til Hjorteviltregisteret (www.hjortevilt.no) i perioden 1999-2007, og antok at jaktseleksjon har minimal effekt på vektene ved en gitt alder. Resultatene antyder at hjortekalven (begge kjønn samlet) er mindre fra Rogaland til Sogn og Fjordane (gjennomsnitt = 26 kg) enn i Møre og Trøndelag (28 kg) og på Sør- og Østlandet (34 kg). Det samme var tilfelle for bukk og kolle (tabell 4). På Østlandet var gjennomsnittsvekten for voksne (≥ 1 år) relativt høy (90 kg, $n = 41$) sammenlignet med Vestlandet (66 kg, $n = 7516$). I våre analyser antok vi at de gjennomsnittlige bukk og kollevektene var tilsvarende Sør- og Østlandsvektene over hele landet før 1970, men at høyere avskyting av bukk (reduert gjennomsnittsalder) og tetthetsavhengig næringsbegrensning siden har redusert gjennomsnittsvektene på Vestlandet og i Midt-Norge (Møre- og Romsdal, Trøndelag).

For elgen ble den gjennomsnittlige slaktevekten for okser, kyr og kalver multiplisert med 2 fordi slaktevektene i snitt utgjør ca 50 % av elgens totale levendevekt (Wallin m.fl. 1996). Dette forholdstallet er ca 55 % for hjortekoller og kalver (Langvatn 1977), men kan strekke seg til over 60 % for bukker skutt før brunsten. Fordi mange bukker felles før brunsten benyttet vi et forholdstall på 58 % for bukk. For rådyr benyttet vi en felles levendevekt for hele landet basert på veiinger av levende geiter, bukker og kje i diverse studier (i Andersen m. fl. 1998). For voksne elg og hjort reduserte vi så vektene med 10 % for hanndyr og 5 % for hunndyr for å ta høyde for vektvariasjon i løpet av året, og det faktum at vekten er høyest på høsten når dyrene felles, eller tidlig på vinteren (hunndyr). For kalvene av alle arter reduserte vi vektene med 20 % for å ta høyde for at den gjennomsnittlige kalvevekten i løpet av de første fire månedene er vesentlig lavere enn høstvekten (ca 40 % av høstvekten i snitt).

Andelen av de respektive kjønns- og aldersgruppene i bestanden ble estimert på bakgrunn av sett elg-data i de aktuelle fylkene for perioden 1979-1999, og med bakgrunn i et mer begrenset sett elg-materiale innsamlet i perioden 1968-1974 for de foregående årene. Tilsvarende benyttet vi sett hjort-data innsamlet i forskjellige deler av landet til å estimere bestandsstrukturen på fylkesnivå. For rådyret har vi lite data og antok derfor skjønnsmessig en kalveandel på 0,3 i alle bestander og år, mens vi benyttet en voksenkjønnsrate på 50:50. I

mange kommuner er det antagelig vesentlig flere geiter enn bukker, fordi bukkene er et mer ettertraktet jaktbytte og har lengre jaktseong, men det er ikke dokumentert hvor mye dette har påvirket kjønnsraten i ulike regioner. Fordi bukker og geiter er tilnærmet like store, vil ikke dette påvirke de estimerte metabolske vektene. I tabell 3 og 4 er det vist kalveandelen, voksenkjønnsraten (% hanndyr) og den gjennomsnittlige levendevekten for elg, hjort og rådyr benyttet i estimeringer av metabolsk biomasse i de forskjellige år og områder.

Tabell 3. Variasjonen i bestandsstruktur fordelt på art og år. Intervallet antyder høyeste og laveste verdi benyttet i innen fylke det gitte året.

År	Elg		Hjort		Rådyr	
	andel kalv	andel okse	andel kalv	andel bukk	andel kalv	andel bukk
1949	0,29	0,28	0,25	0,35	0,30	0,35
1959	0,29	0,28	0,24-0,25	0,35	0,30	0,35
1969	0,29	0,28	0,24-0,25	0,35	0,30	0,35
1979	0,30-0,31	0,25-0,28	0,26	0,31	0,30	0,35
1989	0,30-0,35	0,16-0,28	0,26-0,27	0,28-0,30	0,30	0,35
1999	0,27-0,36	0,17-0,27	0,23-0,28	0,24-0,31	0,30	0,35

Tabell 4. Variasjonen i gjennomsnittlig levendevekt gjennom året fordelt på art, kjønn, alder og år. Intervallet antyder laveste og høyeste verdi benyttet det gitte året, avhengig av fylke.

År	Elg			Hjort		Rådyr			
	okse	ku	kalv	bukk	kolle	kalv	bukk	geit	kalv
1949	306-360	304-342	104-112	144	107	48	28	27	15
1959	306-360	304-342	104-112	144	107	48	28	27	15
1969	306-360	304-342	104-112	144	107	48	28	27	15
1979	306-360	304-342	104-112	144	107	48	28	27	15
1989	306-360	304-342	96-112	126-144	97-107	42-48	28	27	15
1999	288-380	304-342	88-112	117-144	94-107	42-48	28	27	15

Den metabolske biomassen (MB) i et gitt område ble så beregnet for de respektive hjorteviltartene ut fra følgende formel (elg benyttet i formelen):

$$MB_{elg} = (GBE * andel\ kalv * kalvvekt^{0,75}) + (GBE * andel\ ku * kuvekt^{0,75}) + (GBE * andel\ okse * oksevekt^{0,75}) \quad (5)$$

I rapporten benyttes MB_{hjort} og $MB_{rådyr}$ som notasjon på den metabolske biomassen av henholdsvis hjort og rådyr.

Evaluerer av bestandsestimatene

Gjennomgående var det et nært forhold mellom antallet hjortevilt felt i en kommune og den estimerte vinterbestanden ($r > 0,9$). På landsnivå er dette forholdet illustrert i figur 8 og figur 9. I 1949 ble det felt drøye 5000 skoglevende hjortevilt, mens den estimerte samlede vinterbestanden var omkring 20 000 dyr. Tilsvarende tall for 1999 var ca 86 000 hjortevilt felt og 332 000 hjortevilt estimert i vinterbestanden. Høyest vinterbestand i 1949 fant vi for elg (ca 13 000) og i 1999 for rådyr (ca 126 000). Estimert vinterbestand for elg og hjort i 1999 var henholdsvis 105 854 og 100 245 dyr.

Til tross for stor samvariasjon mellom antall felt og vinterbestand, ser vi enkelte avvik i utviklingen, spesielt i 1969 og 1989. Mens antall felt i 1969 var tilnærmet likt antall felt i 1959, var den estimerte vinterbestanden lavere i 1969 enn i 1959. Dette skyldes veksten i bestandene i 1959, mens det var en tilbakegang eller stabil utvikling i 1969 (estimert ut fra jaktuttaket, se fig. 8). Det samme var bakgrunnen for den relativt beskjedne økningen i

vinterbestand fra 1979 til 1989 (fig. 9), til tross for vesentlig større økning i fellingstall (fig. 8).

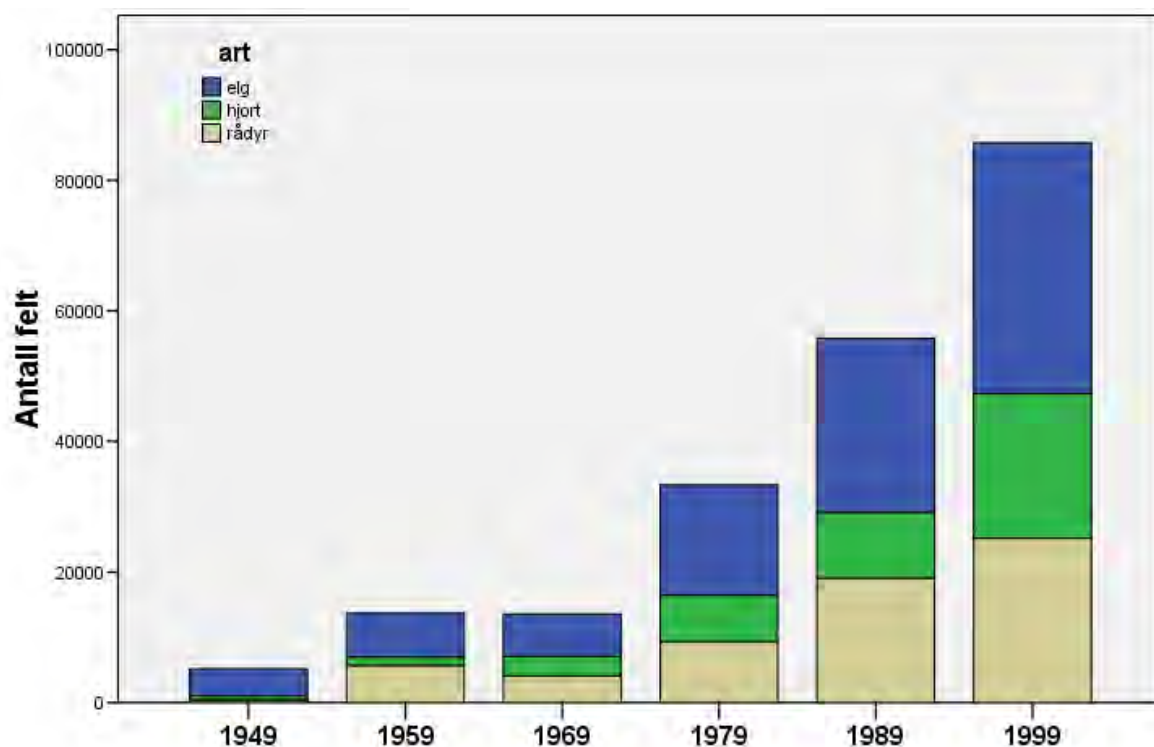


Fig. 8. Antall felte elg, hjort og rådyr totalt i Norge i de respektive estimeringsårene. Fellingstallene er et gjennomsnitt for en treårsperiode sentrert i det aktuelle året (eks. fellingstall i 1949 er snitt-tall for 1948-1950).

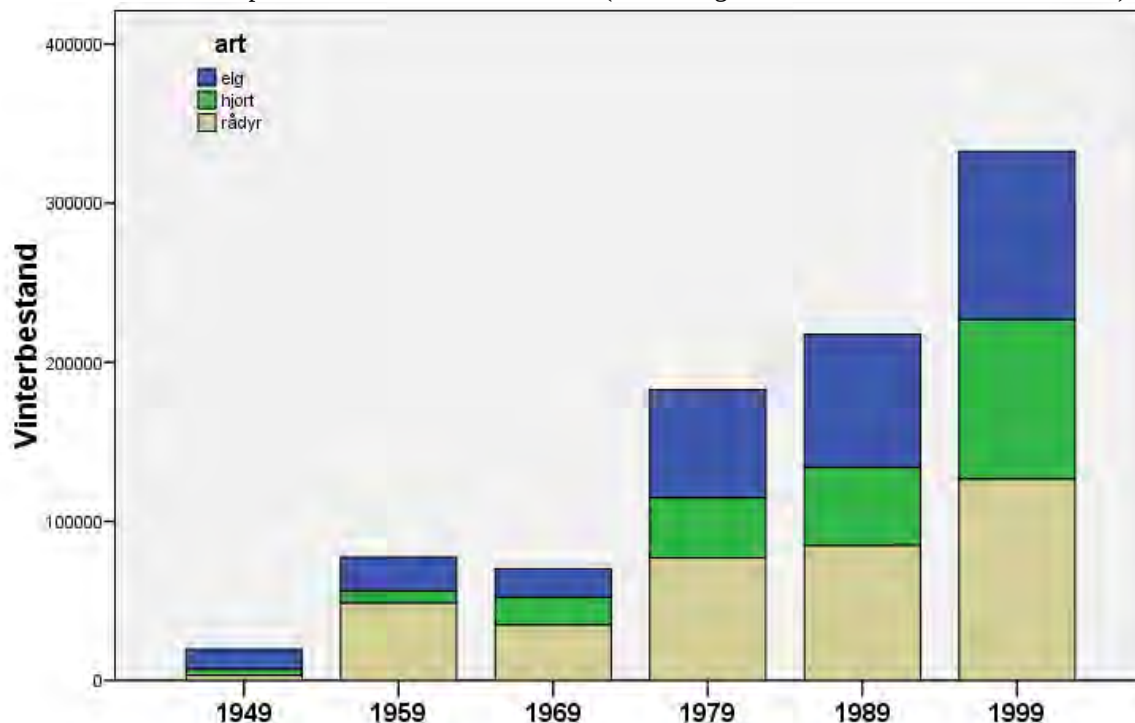


Fig. 9. Estimert vinterbestand for elg, hjort og rådyr i Norge i 1949-1999.

Figur 10 viser hvordan den estimerte tilvekstrate, NT, og høstingsrate ($=JU/VBE$) har variert mellom arter og år. Både høstingsraten og tilvekstraten er gjennomgående høyere for elg enn

for hjort og rådyr. Dette skyldes hovedsaklig at elgen er mer produktiv enn de andre to artene, og/eller har høyere naturlig overlevelse. Kjønnssraten i bestanden kan også spille inn. Tilsvarende ser vi at både tilvekstraten og høstingsraten har økt for elg og hjort i studieperioden, hovedsakelig som følge av en økende andel produktive hunndyr i bestandene. Det er også forskjeller mellom høstingsraten og tilvekstraten samme år, spesielt for elg: Tilvekstraten var lavere enn høstingsraten for elg i 1969, i en periode da avskytingen var i nedgang (fig. 8). I 1999 var ratene omtrent like, noe som samsvarer med at elgbestanden var relativt stabil i perioden 1998-2000. I de fleste årene var imidlertid høstingsraten lavere enn tilvekstraten, noe som stemmer overens med at jaktuttaket stort sett har økt for elgen i løpet av studieperioden (fig. 8). Også for hjort og rådyr er tilvekstraten høyere enn høstingsraten i alle år. Dette er sannsynligvis ikke helt riktig ettersom fellingstallene sank eller var relativt stabile i 1969 (1968-1970) og 1989 (1988-1990, kun hjort), men skyldes at vi benyttet vekstraten i fellingstallene over en lengre periode ved estimering av vinterbestanden for disse to artene. En konsekvens av dette er at vinterbestanden til hjort og rådyr sannsynligvis er noe overestimert i 1969 og 1989.

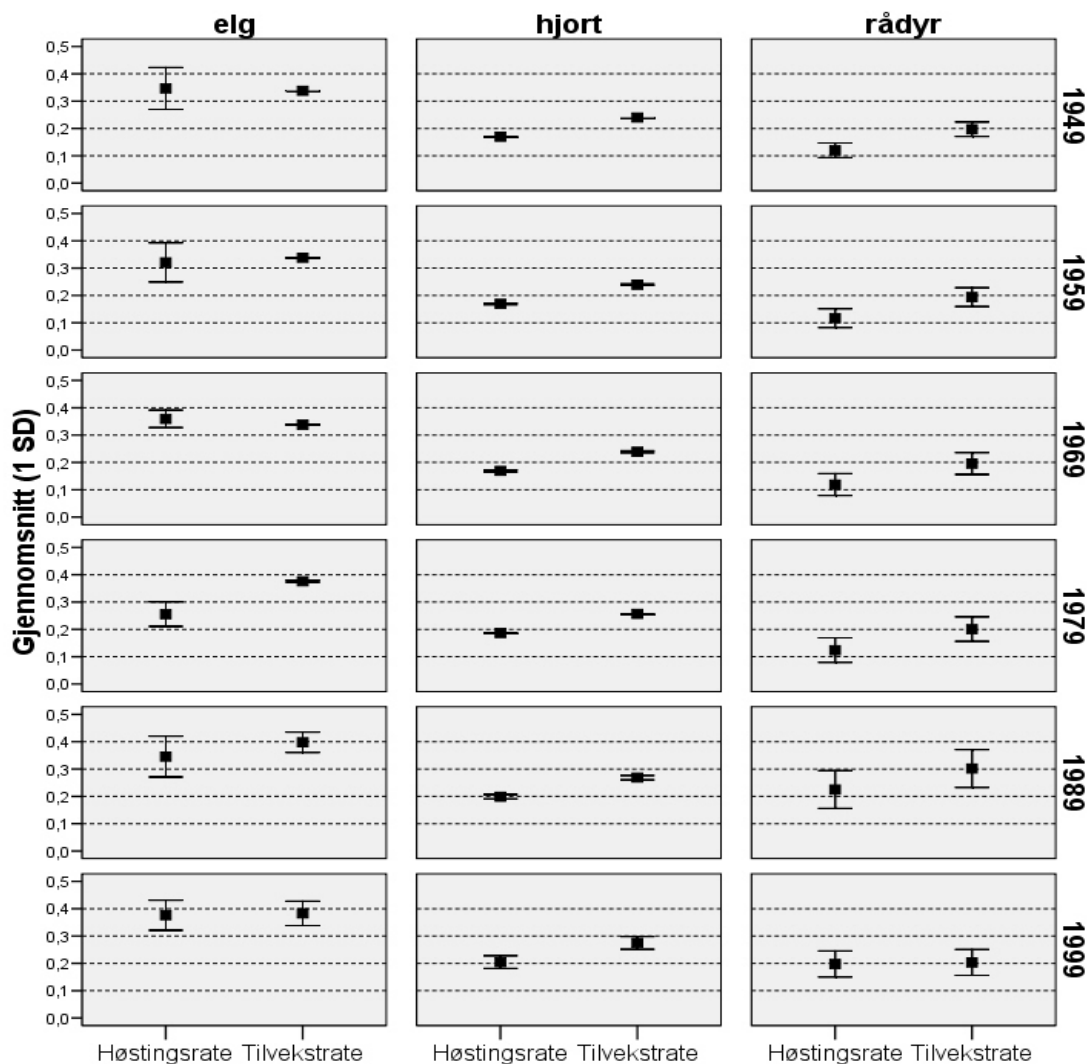


Fig. 10. Gjennomsnittlig høstingsrate og netto tilvekstrate i norske kommuner fordelt på art og år. Høstingsraten er definert som jaktuttak (JU) dividert med vinterbestand (VBE), mens tilvekstrate er NT som definert i teksten over.

2.3 Rein

Ved beregning av antall reinsdyr inngår tre kategorier dyr: (1) samisk tamrein, (2) tamrein utenfor samiske områder, og (3) villrein:

2.3.1 Samisk tamrein

Data for tamrein i perioden 1949 til 1999 er hentet fra Norsk Reindriftsforvaltning når ikke annet er oppgitt. Spesielt for årene 1949-1979 er dataene noe mangelfulle. Statistikk over samisk tamrein (1979/1980) og annen rein i Finnmark (1949-1979) er innhentet fra reindriftsforvaltningens arkiv. Samlede tall for Troms, Nordland og Nord-Trøndelag for årene 1949, 1959 og 1965 er hentet fra Norsk-Svensk reinbeitekommissjon fra 1964 (Det Kongelige Norske Utenriksdepartementet 1967). Den relative fordelingen av rein i Troms, Nordland og Nord-Trøndelag på vinteren 1979/80 er brukt som mal for beregning av distriktsverdier for perioden 1949-1979. For Finnmark, hvor det er et utpreget flyttemønster mellom innlands- og kystkommuner, er det totale reintallet for Øst- og Vest-Finnmark fordelt jevnt på alle kommuner i fylket. For Sør-Trøndelag og Hedmark er data kun tilgjengelig fra 1949 (Rapport fra Lappefogden 20/6-1949), og fra 1979. Verdiene for 1959 og 1969 er derfor basert på interpolering mellom 1979/80 og 1949 på kommunenivå.

Årlig flyttes et stort antall rein mellom sommer- og vinterbeite i Troms, Nordland og Nord-Trøndelag i Norge og Norrland, Västerbotten og Jämtland i Sverige (Norsk-Svensk Reinbeitekommissjon 2001). Gjennomsnittsantall på norsk side er beregnet ut fra andelen tilflyttede dyr, andel utflyttede dyr samt antallet beitedager for sommer og vinterbeiting i de respektive områdene. Verdiene i hver enkelt kommune oppgitt av Norsk Reindriftsforvaltning er så korrigert for med bruk av de forskjellene i reintall som konvensjonsbeitene utgjør. Tre av de norske reinbeitedistriktene som er oppgitt med beitetid i Sverige er ikke tatt med i denne korreksjonen fordi beitebelastningen på svensk side er antatt å være minimal. Dette gjelder Gielas (Bardu i Troms), Ildgruben (Rana i Nordland) og Østre-Namdalen (Røyrvik i Nord-Trøndelag) (Ansgar J. Kosmo, pers med.). Flyttedata fra 1969 er basert på data fra 1965.

2.3.2 Tamrein utenfor de samiske reinbeitedistriktene

Data fra tamreinlagene inngår i Norsk Reindriftsforvaltningens sitt arkiv fra 1980/1981. Data fra 1979 er basert på 1980/81 data (Norsk Reindriftsforvaltning), data fra 1969 er basert på tall fra 1962 (Skjenneberg og Slagsvold 1968), data for 1959 er basert på tall fra 1957 (Brudeli 1959), mens data fra 1949 er basert på registreringer 20. juni 1949 (Lom Tamreinlag/ Norsk Reindriftsforvaltning; Gaute Helland upubl. notat). Ved manglende data i tidsrekken er verdiene basert på interpolering mellom år med data (eks. Rendal 1959 er basert på gjennomsnittet av 1949 og 1962). Mange av villreinbestandene har vært skjøttet som tamrein i kortere eller lengre perioder. I denne sammenheng er alle bestander som er registret som tamrein tatt med i tamreinoversikten.

2.3.3 Villrein

Bestandsestimat for de største villreinbestandene er basert på diverse flytellingene gjennomført siden 1975 (O. Strand upubl data, se også Solberg m. fl. 2003). I tillegg er bestandsestimat fra en rekke av de mindre bestandene hentet fra Bevanger og Jordhøy (2004). Holthe (1977) gir en oversikt over villreinområder, hvilke kommuner som inngår og bestandsstørrelser for tiden før 1977.

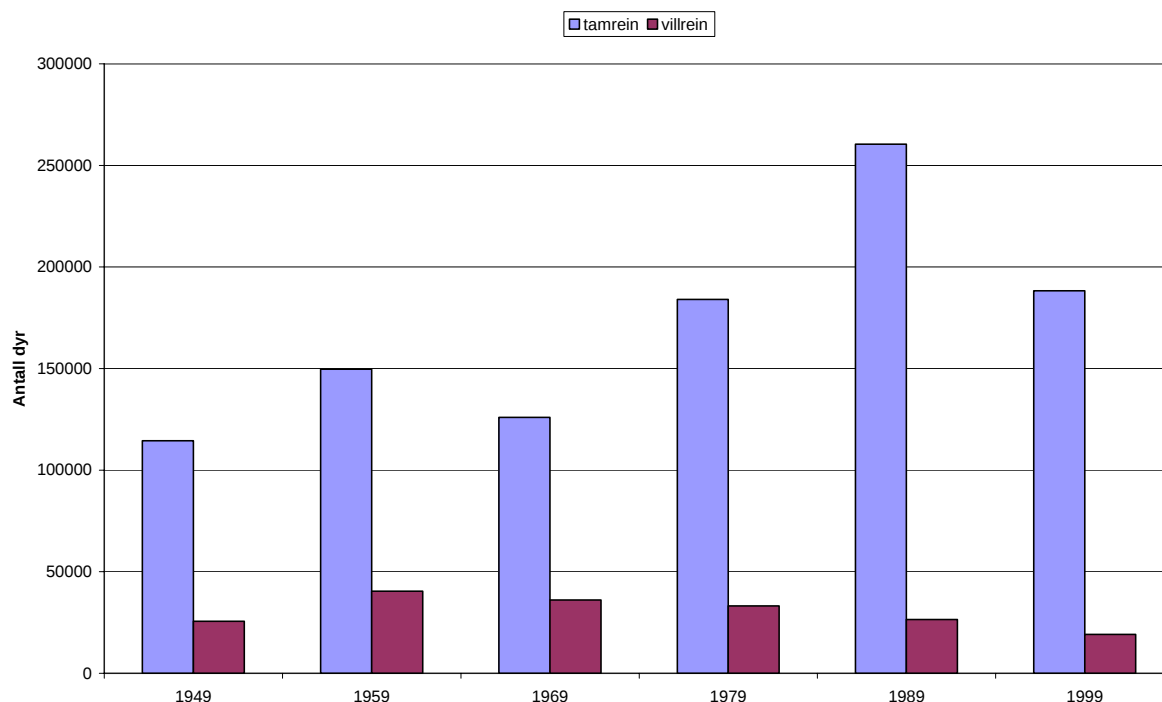


Fig. 11. Antall tamrein og villrein i Norge fra 1949 til 1999. Tall for tamrein er hentet fra Norsk Reindriftsforvaltning sin statistikk og angir korrigert reintall per 31. mars, dvs. slutten av driftsåret. Tall for villrein er i hovedsak basert på tellinger i felt vinterstid.

2.3.4 Estimering av gjennomsnittsbestand og metabolsk vekt

Alle bestandsdata er knyttet til avgrensede distrikt (tamrein) eller bestander (villrein), uavhengig av kommunegrenser. Kommuneverdier er beregnet ved å fordele rein i forhold til kommunens arealandel av distriktet eller villreinområde. En arealmessig liten kommune vil dermed ha like høy tetthet av rein som en stor kommune.

Vi beregnet metabolske vekter ved å følge samme prosedyre som for elg, bortsett fra at bestandsstørrelsen var estimert fra tellinger og ikke på bakgrunn av jaktuttaket. Bestandsestimatene ble estimert på bakgrunn av vintertellinger eller sommertellinger, avhengig av hva som var tilgjengelig. Vi beregnet vinterbestanden, VBE, fra sommerbestandsestimat ved å dele sommerestimatet på $1 + \text{netto tilvekstrate (NT)}$. Tilsvarende beregnet vi sommerbestanden, SBE, fra vinterestimat ved å multiplisere vinterestimatet med $1 + \text{NT}$. For villrein antok vi en $\text{NT} = 0,25$, noe som er omkring gjennomsnittet for norske villreinbestander (O. Strand upubl data, (Solberg m.fl. 2003)). Gjennomsnittet gjennom et år er basert på 4 måneder på sommerbeite og 8 måneder på vinterbeite for både villrein og tamrein. Villrein kalver i mai, og jakten starter 21. august og varer fra 14 til 20 dager ut i september. For tamrein foregår også kalvingen i slutten av april/begynnelsen av mai, mens kalver og bukker vanligvis slaktes i begynnelsen av september. Vinterslakting praktiseres ikke nå, men noen simler slaktes etter at snøen har lagt seg i slutten av november/begynnelsen av desember (Norsk Reindriftsforvaltning). Eksempelvis vil Rendalen som hadde 1000 tamrein på vinteren i 1949 bli gitt en sommerbestand på 1250 dyr, mens årsgjennomsnittet (GBE) er gitt som følger: $\text{GBE} = [(\text{BE}_{\text{sommer}} \times 4) + (\text{BE}_{\text{vinter}} \times 8)]/12$.

Vi beregnet så den gjennomsnittlige metabolske biomassen av villrein ut fra formelen:

$$MB_{villrein} = (GBE * andel\ kalv * kalvvekt^{0,75}) + (GBE * andel\ simle * simlevekt^{0,75}) + (GBE * andel\ bukk * bukkevekt^{0,75})$$

(6)

Andel kalv, simle og bukk i bestanden ble beregnet på bakgrunn av strukturtellinger gjennomført i norske villreinbestander de siste 30 årene (O. Strand upubl data, Solberg m.fl., 2006). Vi benyttet de samme gjennomsnittsverdiene for alle områder og år som følge av stor variasjon mellom bestander og år. Andel kalv ble satt til 0,25, andel bukk til 0,25 og andel simle til 0,50. Strukturtellinger gjennomføres rett etter jakta og antas å gi et rimelig bilde på strukturen i stammen frem til kalving. Fordi andelen kalv i jaktuttaket (0,28 i perioden 1996-2007) er noe høyere enn i høstbestanden, er det å anta at kalveandelen i løpet av sommeren er noe høyere enn det som registreres etter jakta.

Gjennomsnittsvæker for bukk, simle og kalv ble beregnet basert på slaktevekter innsamlet i forskjellige villreinområder i Norge (e.g. Strand m.fl. 2004)). Ved beregning av metabolsk biomasse for kalv, er gjennomsnittlig vekt gjennom året beregnet som 80 % av levendevekt ved slakt. Den metabolske biomassen av tamrein ble beregnet på samme vis som for villrein, men med noe forskjellige parameterverdier. Ved beregning av gjennomsnittsbestand, GBE, antok vi en skjevere kjønnsrate hos tamrein (andel kalv: 0,25, bukk: 0,10, simle: 0,64) enn hos villrein. Vi benyttet samme væker for tamrein som for villrein.

2.4 Husdyr

2.4.1 Totalt antall

Antallet husdyr av forskjellig art er basert på landbrukstellingene hvert 10. år gitt på kommunenivå (Statistisk Sentralbyrå 1949, 1959, 1969, 1979, 1989, 1999). Husdyrtallene er angitt for kommunen der dyrene oppholder seg gjennom vinteren, og vi antar at dette i stor grad samsvarer med sommerbeitekommunen. Unntaket er for sau, der dyr fra kommuner i lavlandet ofte transporteres til egne sommerbeitedistrikt i fjell og fjellnære områder. Saudrifter har lange tradisjoner, spesielt i Rogaland, der sauebønder fra Jæren har driftet sauene sine til Setesdalsheiene siden 1840 (Drabløs 1997). Sauetallene i perioden 1949-1989 er korrigert i forhold til fordelingen av sau mellom beitekommune og hjemkommune i 1999 (basert på data fra SSB) da vi antar at dette har vært tradisjonelle flyttemønstre. Den sesongmessige driftingen av husdyr (kyr i hovedsak) mellom gård og seter i seterbruksområder antar vi har foregått innenfor kommune (Reinton 1969).

2.4.2 Andel dyr på utmarksbeite og beitesesongens lengde

Beitesesongen for de fleste husdyr i Norge er begrenset til sommersesongen. Unntaket er raser som utgangarsau og skotsk høylandsfe som utgjorde et minimalt antall i 1999, og derfor ikke er skilt ut som egne grupper. I tillegg kan antallet husdyr gi et misvisende estimat på beitebelastningen fordi: (1) Alle dyr ikke får beite ute, (2) mye av beitetiden ute har vært på innmark, og (3) beitetiden på utmark har variert over tid. Antallet dyr, beitetid i utmark og total beitetid er gitt både på kommune- og regionnivå (naturgeografisk region og landsdel), og varierer mellom art og år (se vedlegg 1 for datagrunnlaget som er brukt for husdyr). For variabelen "antall dyr" er alle data på kommunenivå. Data på beitetider er basert på et representativt utvalg av gårder på fylkesnivå etter variasjon i størrelse (SSB). I perioden 1949 til og med 1979 angir "antall dyr" alle dyr i kommunen, mens for årene 1989 og 1999 angir tallene antall dyr med minimum 56 dager (8 uker) på utmarksbeite. Disse verdiene er basert på søknader om produksjonstilskudd for utmarksbeiting som ble etablert i 1984. Variabelen "beitetid utmark" er basert på regionverdier (naturgeografisk region innen landsdel), med unntak for 1949 (alle dyr), 1959 (ku og sau) og 1969 (ku). For perioden 1949 til og med 1979 er antallet beitedager i utmark beregnet ut fra et gjennomsnitt for alle dyr i regionen slik at andelen innefôring og innmarksbeiting er tatt hensyn til. For årene 1989 og 1999 er antallet beitedager i utmark angitt som et

minimum på 56 dager. For kommuner der brukere har hatt rikelig tilgang på utmarksbeiter antar vi at dette estimatet er for lavt. For disse årene har vi derfor basert oss på antall beitedager i utmark som ble registrert ved siste måling i 1974. Dette er gjort fordi den relative andelen utmarksbeiting i forhold til innmarksbeiting i stor grad er basert på naturgitte forskjeller som har endret seg lite over tid. For eksempel vil beitetiden i utmark være naturlig begrenset i lavlandet i Sørøst-Norge gjennom hele perioden, mens høyereliggende dal- og fjellbygder har hatt rikelig tilgang på utmarksbeiter (eks. Borgedal 1966). Variabelen "total beitetid" er også basert på regionverdier, med unntak av i 1949 (alle dyr), 1959 (ku og sau) og 1969 (ku). "Total beitetid" er også gitt for all dyr (med unntak for hest) i 2001 (gjennomsnittlig beitetid i uker). Endringer i denne variabelen over tid er derfor basert på registrerte tall i 1949, 1974 og 2001 for alle dyr, i tillegg til 1959 for ku og sau og 1969 for ku.

Estimering av "tid på utmark" og total beitetid (både innmark og utmark) for år med manglende verdier er basert på en lineær interpolering. På grunn av manglende beitetidsdata for hest i 2001, har vi antatt at beitetid for hest samsvarer med beitetid for ungdyr av storfe i 2001. Husdyrbeitestatistikk fra 1974 (SSB 1974, se og Lein 1977) viser også stort samsvar i beitetid mellom disse artene (110 dager for hest og 113 dager for storfe med unntak av ku). For beregning av beitetider for ulike husdyr i perioden 1949 til 1999, se vedlegg 2. Alle data er innhentet fra SSB.

2.4.3 Andelen husdyr på utmarksbeite i 1989 vs. 1999

Andelen av alle husdyr som beitet i utmarka gjennom sommeren var 70 % i 1999, en reduksjon fra 75 % i 1989. Andelen utmarksbeitende husdyr var lavest for ungdyr av storfe og kyr (henholdsvis 26 % samlet for begge grupper), og hest (30 %) i 1999. En større andel av sau og geit beitet i utmarka i 1999 (henholdsvis 81 % og 52 %), men for sau var det en klar nedgang fra 1989 til 1999 (Fig. 12).

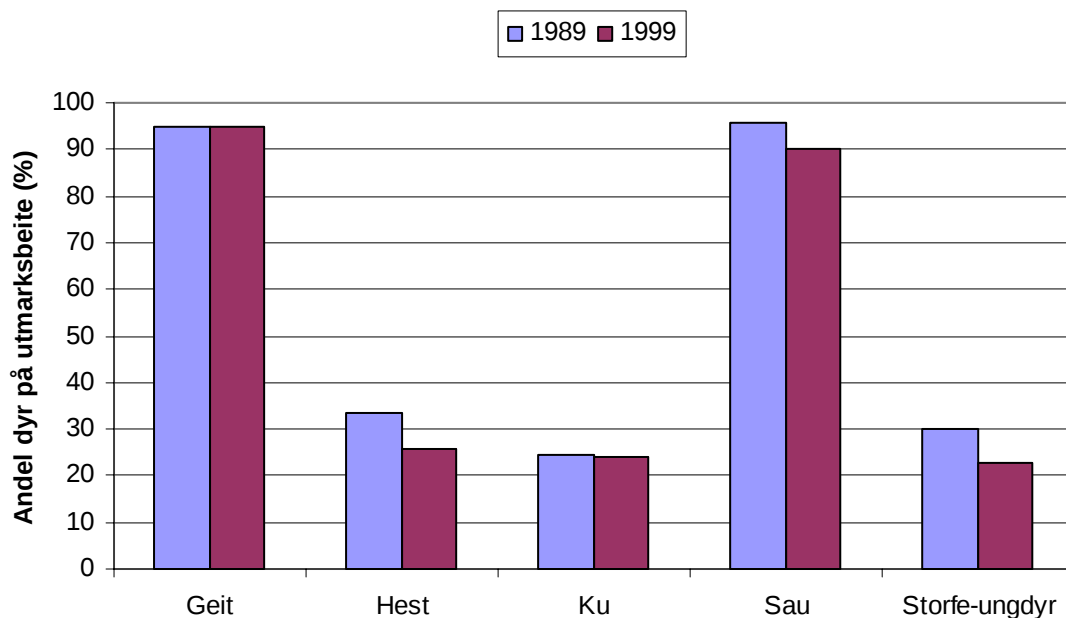


Fig. 12 Andelen husdyr på utmarksbeite i 1989 og 1999. Gjennomsnitt for alle landets kommuner

Kommuner i fjellregionen hadde en klart høyere andel husdyr på utmarksbeite i 1999 (54 %) sammenlignet med kommuner på kysten (35 %) og i innlandet (34 %). Dette var tilfelle for alle husdyr med unntak av geit (Fig. 13 a). Nord-Norge var den geografiske regionen med den høyeste andelen utmarksbeitende husdyr (gjennomsnitt for alle arter) i 1999 (47 %) fulgt av Vest-Norge (46 %), Sørøst-Norge (38 %) og Midt-Norge (37 %). Se Fig. 13 b for fordeling av ulike arter i hver landsdel.

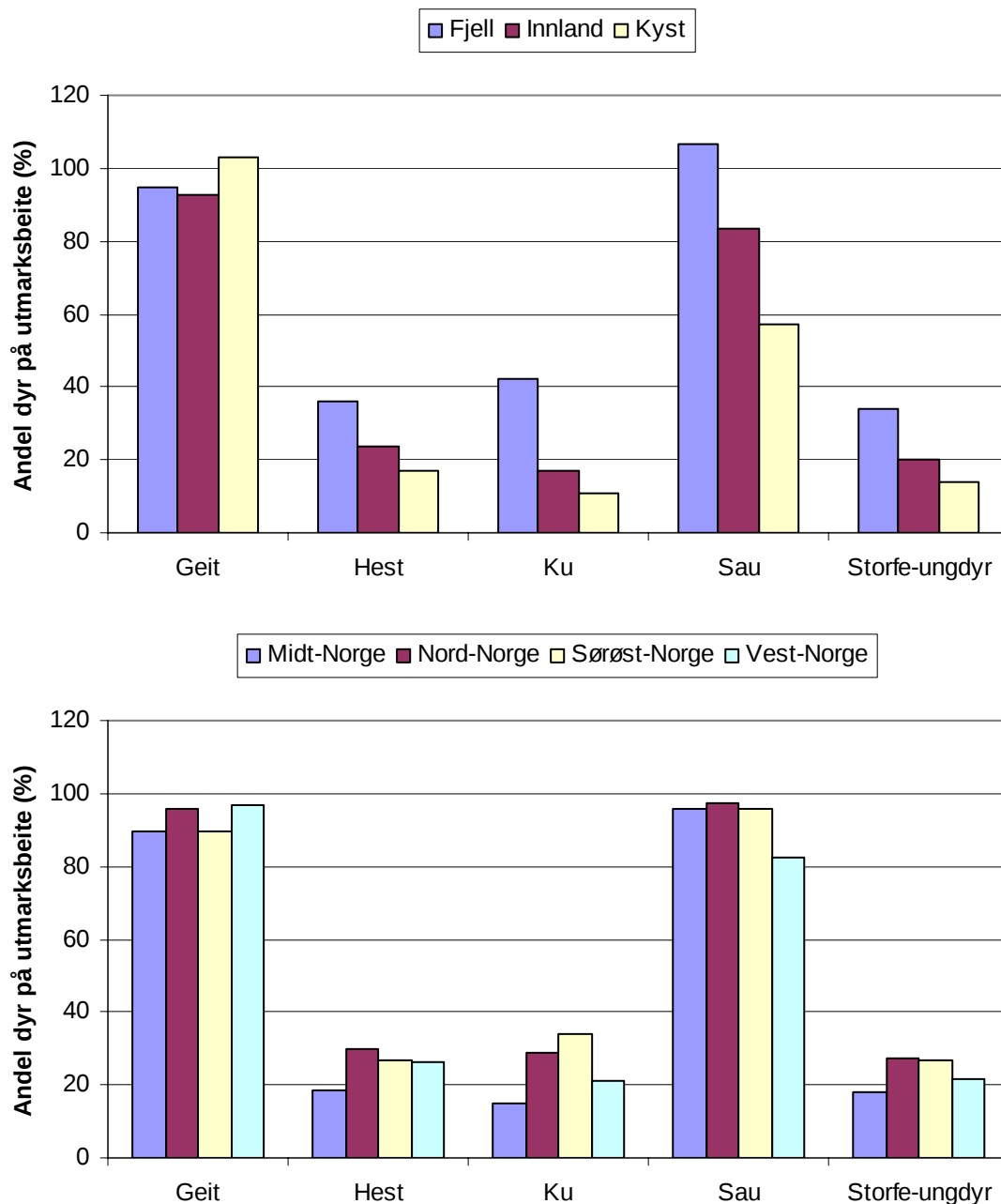


Fig. 13a og b Andelen husdyr på utmarksbeite i 1989 og 1999. (A) Gjennomsnitt for ulike naturgeografiske regioner. (B) Gjennomsnitt for ulike landsdeler. Merk at for sau og geit er andelen utmarksbeitende dyr fra husdyrstatistikken noe større enn totalt antall dyr for henholdsvis fjell- og kystregionen. Dette kan skyldes flytting av sau og geit fra vinterkommune til sommerbeitekommune.

2.4.4 Totalt antall beitedager (TAB) for husdyr (innmark og utmark) 1949 til 1999

Det totale antallet beitedager, inkludert både innmark og utmark, har endret seg lite på landsnivå fra 1949 til 1999 (98 % av TAB_{total} i 1949; fra 131 til 128 dg). Endringene i TAB_{total} varierte sterkt mellom ulike naturgeografiske regioner, landsdeler og mellom arter (Fig. 12 a og b, tabell 5 a og b). Beiteperioden i fjellkommunene fra 1949 til 1999 ble redusert (90 % av TAB_{total} i 1949; fra 125 til 113 dg). I samme periode var beitetiden på kysten uendret (150 dg), mens beitetiden økte svakt i innlandet (3 %; fra 126 til 131 dg). På landsdelsnivå hadde kommuner i Nord-Norge den største reduksjonen (88 % av TAB_{total} i 1949; fra 119 til 105 dg), etterfulgt av Vest-Norge og Midt-Norge som begge hadde en svak reduksjon (98 % av TAB_{total} i 1949; henholdsvis fra 151 til 148 dg og fra 123 til 121 dg). Beitetiden i Sørøst-Norge økte svakt (2 %; fra 122 til 125 dg).

Tabell 5a. Totalt antall beitedager (TAB) i 1949 og 1999 fordelt på naturgeografisk region, artsgruppe og art. % viser 1999-verdien i prosent av 1949-verdien ((TAB₁₉₉₉/TAB₁₉₄₉)*100). Storfe er ungdyr av storfe.

Art/arts-gruppe	Kystregionen			Innlandsregionen			Fjellregionen		
	1949	1999	%	1949	1999	%	1949	1999	%
Husdyr totalt	150	150	100	126	131	103	125	113	90
Sau	186	197	106	144	151	105	147	137	93
Ku	126	113	90	116	108	93	115	86	75
Storfe	124	133	93	118	124	95	114	106	93
Hest	193	172	89	145	145	100	140	132	94
Geit	123	133	92	109	124	87	110	106	96

Tabell 5 b. Totalt antall beitedager (TAB) i 1949 og 1999 fordelt på landsdel, artsgruppe og art. % viser 1999-verdien i prosent av 1949-verdien ((TAB₁₉₉₉/TAB₁₉₄₉)*100). Storfe er ungdyr av storfe.

Art/arts-gruppe	Sørøst-Norge			Vest-Norge			Midt-Norge			Nord-Norge		
	1949	1999	%	1949	1999	%	1949	1999	%	1949	1999	%
Husdyr	122	125	102	151	148	98	123	121	98	119	105	88
Sau	137	138	101	185	196	106	144	142	99	141	128	91
Ku	115	107	93	126	104	83	114	103	90	111	83	75
Storfe	117	123	105	125	129	103	115	110	96	109	100	91
Hest	107	123	115	122	129	106	109	100	92	110	110	100
Geit	135	134	99	199	182	91	133	140	105	124	113	91

For sau var den totale beitetiden nærmest uforandret (fra 154 til 155 dg) fra 1949 til 1999, men varierte mellom NGR og GR. Beitetiden økte på kysten og i innlandet i samme periode, men gikk ned i fjellet. Beitetiden økte i Vest-Norge, var nærmest uforandret i Sørøst-Norge, og gikk svakt tilbake i Midt-Norge og Nord-Norge.

Beitetiden for ku gikk ned fra 1949 til 1999 (86 % av TAB_{ku} i 1949; fra 118 til 101 dg). Tilbakegangen var størst i fjellkommuner, sammenlignet med kystkommuner og innlandskommuner. På landsdelnivå var det kommuner i Nord-Norge som hadde størst reduksjon i antall beitedager sammenlignet med Vest-Norge, Midt-Norge og Sørøst-Norge.

Beitetiden for ungdyr av storfe økte med 1 % (fra 118 til 119 dg). Både kyst- og innlandskommuner hadde økning i beitetid ute, mens fjellkommuner gikk tilbake. På landsdelnivå økte beitetiden for ungdyr i kommuner i Sørøst-Norge og i Vest-Norge, mens kommuner i Nord-Norge og Midt-Norge opplevde en nedgang.

Beitetiden for geit ble redusert med 5 % (95 % av TAB_{geit} i 1949; fra 153 til 146 dg) på landsnivå. I innlandskommunene var beitetiden uforandret, mens den gikk tilbake i fjellet og på kysten. Midt-Norge var den eneste landsdelen der beitetiden for geit økte på kommunenivå, mens den gikk tilbake i kommuner i Sørøst-Norge, Vest-Norge og i Nord-Norge.

Gjennomsnittlig beitetid pr. kommune for hest økte med 5 % (fra 112 til 119 dg) på landsnivå. Beitetiden gikk tilbake i fjellkommuner, mens den økte både i innland- og på kystkommuner. På landsdelnivå økte beitetiden både i Sørøst-Norge og i Vest-Norge, mens den gikk tilbake i kommuner i Nord-Norge og var uforandret i Midt-Norge.

2.4.5 Antall beitedager for husdyr på utmarksbeite (ABU) fra 1949 til 1974

Datagrunnlaget for antallet beitedager på utmarksbeite (ABU) i forhold til antallet dager ute (totalt antall beitedager; TAB) er begrenset, og gjelder for 1949 og 1974 med noen tillegg for ku (1959,1969) og sau (1959). Gjennomsnittlig antall beitedager i utmarka (ABU_{total}) for alle dyr ble sterkt redusert fra 1949 til 1974 (66 % av ABU_{total} i 1949; fra 83 til 55 dg). Tilbakegangen var størst i kystkommunene, fulgt av fjell- og innlandskommuner (Fig. 15a, tabell 6a). Forskjellene mellom kommuner i ulike NGR var noe mindre. Antall beitedager i utmarka ble sterkest redusert i Nord-Norge, Midt-Norge og Vest-Norge. Nedgangen i Sørøst-Norge var noe mindre (Fig. 15b, tabell 6b).

Andelen utmarksbeiting for sau minket noe (89 % av ABU_{sau} i 1949; fra 116 til 103) fra 1949 til 1974. I innlandet var den stabil, mens den gikk ned i fjell- og kystkommuner. På landsdelnivå økte den svakt i kommuner i Sørøst-Norge. Tilbakegangen var størst i Vest-Norge, mens ABU_{sau} gikk mindre tilbake i Midt-Norge og Nord-Norge.

Tabell 6a. Antall beitedager i utmark (ABU) i 1949 og 1974 fordelt på naturgeografisk region, artsgruppe og art. % viser 1974-verdien i prosent av 1949-verdien ($((ABU_{1974}/ABU_{1949}) \cdot 100)$). Storfe er ungdyr av storfe.

Art/arts-gruppe	Kystregionen			Innlandsregionen			Fjellregionen		
	1949	1974	%	1949	1974	%	1949	1974	%
Husdyr totalt	94	52	55	66	49	74	95	63	67
Sau	133	95	71	101	101	100	122	110	91
Ku	58	4	7	46	7	15	81	28	34
Storfe	61	15	25	55	22	41	82	37	45
Hest	50	17	33	44	16	38	71	35	49
Geit	168	141	86	86	90	105	118	110	93

Tabell 6b. Antall beitedager i utmark (ABU) i 1949 og 1974 fordelt på landsdel, artsgruppe og art. % viser 1974-verdien i prosent av 1949-verdien ($((ABU_{1974}/ABU_{1949}) \cdot 100)$). Storfe er ungdyr av storfe.

Art/arts-gruppe	Sørøst-Norge			Vest-Norge			Midt-Norge			Nord-Norge		
	1949	1974	%	1949	1974	%	1949	1974	%	1949	1974	%
Husdyr	66	52	78	100	59	59	72	47	66	94	60	64
Sau	96	99	103	137	102	74	111	102	92	119	110	92
Ku	53	17	32	63	9	15	48	7	14	86	23	26
Storfe	58	29	50	69	21	31	61	26	42	82	30	36
Hest	48	21	43	55	18	33	44	14	33	77	43	55
Geit	77	92	119	173	145	84	97	88	90	105	96	91

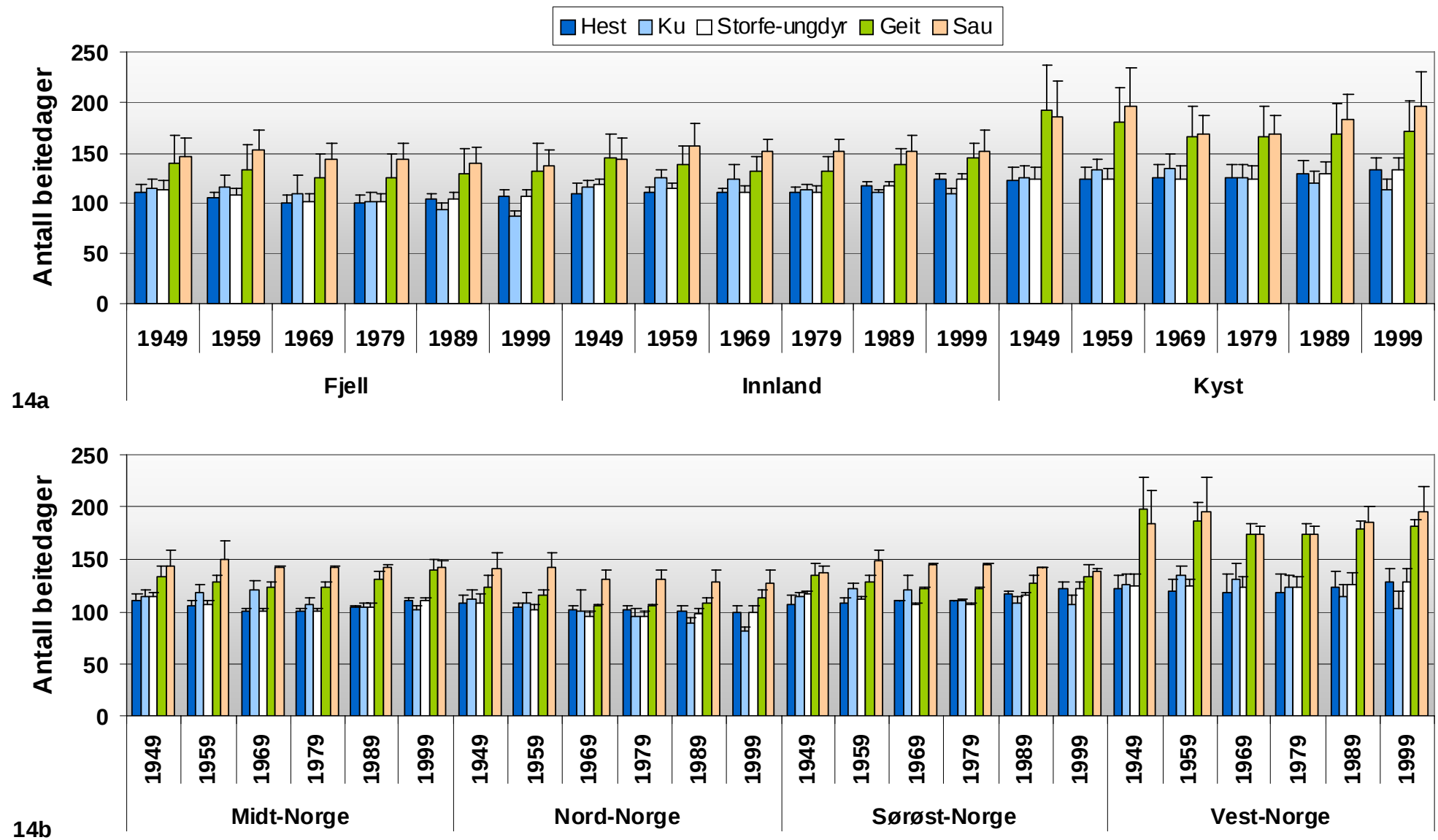


Fig. 14 a og b Total beitetid (innmark og utmark) for husdyr i perioden 1949 til 1999. A) Gjennomsnitt for ulike naturgeografiske regioner. B) Gjennomsnitt for ulike landsdeler.

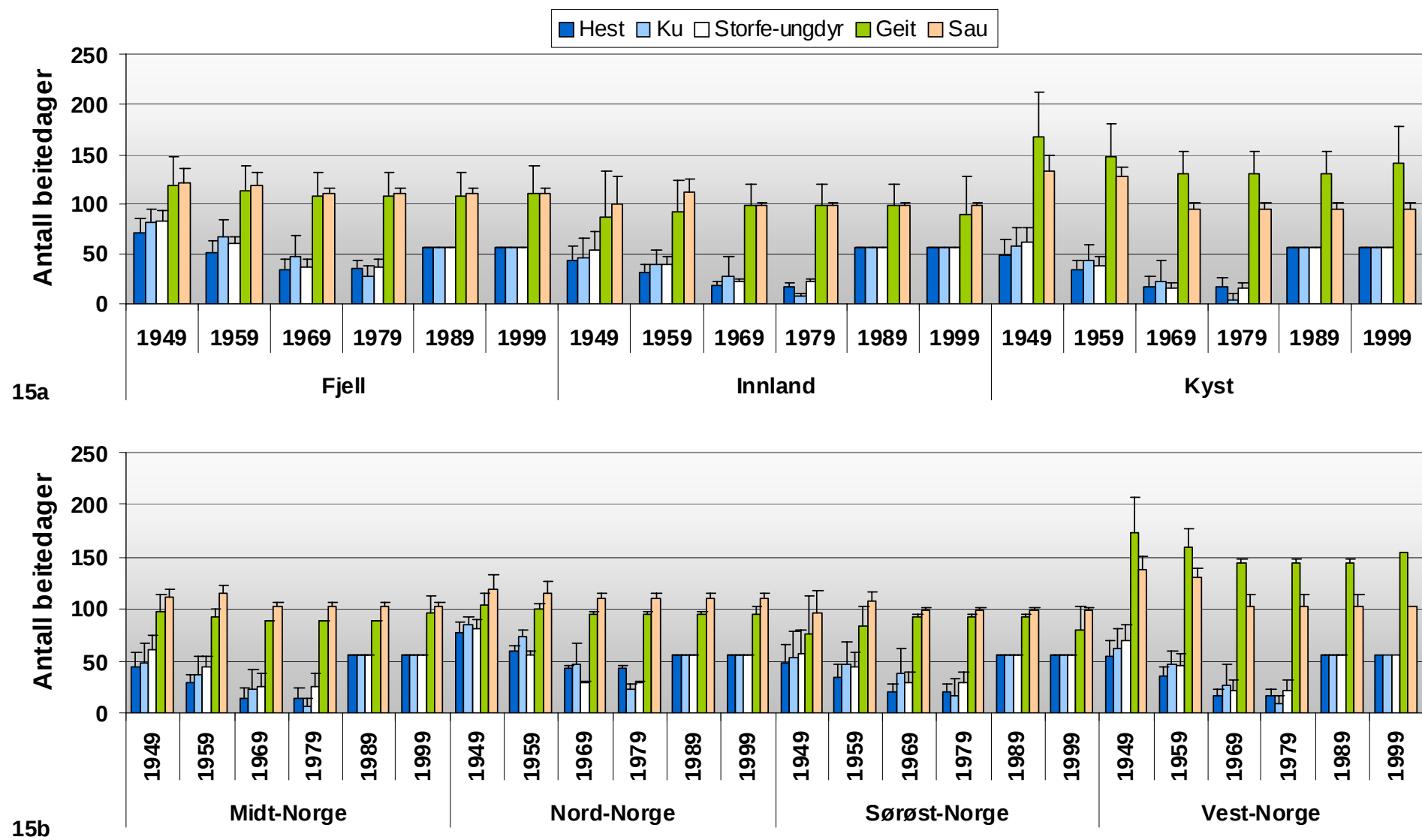


Fig. 15 a og b. Antall beitedager på utmark for husdyr i perioden 1949 til 1999. A) Gjennomsnitt for ulike naturgeografiske regioner. B) Gjennomsnitt for ulike landsdeler.

For ku gikk antallet utmarksbeitedager fra 1949 til 1974 sterkt tilbake (23 % av ABU_{ku} i 1949; fra 62 til 15 dg) på landsnivå. Størst var tilbakegangen på kysten og i innlandet, mens tilbakegangen i fjellet var mer moderat. Landsdelenes reduksjon i andel dager på utmarksbeite var størst i Midt-Norge fulgt av Vest-Norge, Nord-Norge og Sørøst-Norge.

Antall utmarksbeitedager for storfe gikk sterkt tilbake (40 % av ABU_{storfe} i 1949; fra 67 til 26 dg) fra 1949 til 1974. Tilbakegangen var størst på kysten sammenlignet med i innlands- og fjellkommuner. På landsdelnivå gikk antallet utmarksbeitedager mest tilbake i Vest-Norge, fulgt av Nord-Norge, Midt-Norge og Sørøst-Norge.

Reduksjonen i antall utmarksbeitedager for geit fra 1949 til 1974 var liten (94 % av ABU_{geit} i 1949; fra 116 til 109 dg). Både i kyst- og fjellkommuner gikk antallet beitedager tilbake, mens antallet økte i innlandskommuner. Også kommuner i Sørøst-Norge viste en økning i antallet beitedager for geit, mens antallet i Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge gikk tilbake.

For hest ble antall utmarksbeitedager sterkt redusert fra 1949 til 1974 (42 % av ABU_{hest} i 1949; fra 56 til 24 dg). Kystkommuner hadde den største tilbakegangen, fulgt av innlands- og fjellkommuner. Midt-Norge og Vest-Norge hadde den største tilbakegangen av landsdelene fulgt av Sørøst-Norge og Nord-Norge.

2.5 Beregninger av metabolsk biomasse for husdyr

Ved beregning av metabolsk biomasse for ungdyr av storfe (kalver), sau (lam), hest (føll) og geit (kje) er gjennomsnittlig vekt gjennom sommeren beregnet som 75 % av levendevekt ved slakt. Den relativt høyere vekten av ungdyr av husdyr sammenlignet med for hjortedyr er basert på at husdyr normalt føres i fjøs og på innmarksbeite den første perioden. For eksempel for sau er levendevekt på lam 20 kg ved slepp på utmarksbeite og 44 kg ved beitesesongens slutt (Kausrud m.fl. 2006). Dette gir en middelvekt på 32 kg gjennom sommeren, noe som utgjør 73 % av høstvekt. I tillegg estimerte vi totalt antall beitedager i utmark for hver art på kommunenivå. Den metabolske biomassen for hver art pr. kommune (MB) blir da (vist for sau):

$$MB_{sau} = ((N_{søye} \times N_D \times KV^{0,75}) + (N_{værr} \times N_D \times KV^{0,75}) + (N_{lam} \times N_D \times KV^{0,75})), \quad (7)$$

der N_n er det totale antall dyr i utmark innen en demografisk gruppe (n) og N_D er antallet beitedager i utmarka. For husdyr, som hovedsakelig benytter utmarka i sommersesongen, vil beitetrykket pr. dag (MB) derfor være vesentlig lavere enn det gjennomsnittlige beitetrykket pr. dag i perioden dyrene benytter utmarka (på sommeren). For hjorteviltet vil disse verdiene være like. Se tabell 7 for oversikt over andel hunn-, hanndyr og ungdyr samt vekter for de ulike demografiske gruppene.

Tabell 7. Kroppsvekt (kg), andel voksne dyr og kalver samt beitestrategi for alle store husdyr som er inkludert i studiet.

Beitedyrarter	Vekt hunn (kg)	Vekt kalv (kg)	Rase	Andel voksen hann og kalv (%)	Beitestrategi	Referanser
Storfe (<i>Bos taurus</i>)	514	304 (ungdyr)	Norsk Rødt Fe	Gitt spesifikt pr. kommune	Graseter (GR)	Database for Norsk Rødt fe (GENO-Ås)*
Hest (<i>Equus caballus</i>)	432	216 (føll)		Voksen 70, føll 30	Graseter (GR)	(Shipley m.fl. 1994)
Geit (<i>Capra hircus</i>)	50	25 (kje)		Voksen 65 (30 “åringer”), kje35	Mellombeiter (MB)	Lars Olav Eik (pers. med.)
Sau (<i>Ovis aries</i>)	83	44 (lam)	“Norsk kvit sau”***	Søyer 33,3, lam 66,6	Graseter (GR)	Mysterud og Austrheim 2005

* Basert på årene 2002-2003 med 125002 kyr (>3 og < 6 år) og 6895 ungdyr (>10 måneder og < 16 måneder). Vektene er basert på slaktevekter som er antatt å være 48 % av levende vekt.

** I tillegg til den dominerende rasen “Norsk kvit sau” (80 %), inkluderer sauebestandene også “Pelssau/Spelsau” (14 %), og “Utegangarsau”. “Utegangarsau” inngår bare i 1999. De er vesentlig mindre enn de andre rasene, men beiter ute hele året med noe tilleggsforing på vinteren.

Tabell 8. Andel av graminoider og urter (G) og vedvekster (B) i dietten til alle store herbivorer. Andre plantegrupper (lav, moser, bregner, kråkefotplanter og sneller) er ikke inkludert. Data på elg, rådyr, hjort, rein, geit og sau er hentet fra Mysterud ((2000)), mens data på storfe og hest er fra henholdsvis Bjor og Graffer ((1963)) og Vigerust ((1949)). Når verdiene er basert på mer enn en undersøkelse er SE angitt i parenteser og antall undersøkelser som fotnote.

	Sommer						Vinter					
	Kyst		Innland		Fjell		Kyst		Innland		Fjell	
	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B
Elg			25,1	74,9	40,73	59,2	0	100				
	4,1	95,8	(11,11) ₆	(11,11) ₆	(11,60) ₃	(11,58) ₃	(0) ₅	(0) ₅	0 (0) ₁₁	100 (0) ₁₁	0 (0) ₉	100 (0) ₉
Rådyr			20,65	79,3					5,21	94,93		
			(2,85) ₂	(2,9) ₂					(3,02) ₉	(3,04) ₉		
Hjort	80,95	19,05							3,1	96,9	1,75	98,23
	(4,45) ₂	(4,45) ₂					14,8	85,2	(1,54) ₄	(1,54) ₄	(0,55) ₂	(0,55) ₂
Rein					80,2	19,8					75,81	24,12

	Sommer					
	Kyst		Innland		Fjell	
	G	B	G	B	G	B
Storfe			94,68 (2,02) ₂	5,31 (2,04) ₂		
Geit					54	46
Hest					98,2	1,72
Sau	86,57	13,42	84,4	15,3	75	23

2.6 Beitetrykk i forhold til artsgruppe og areal

Vi beregnet summen av metabolsk biomasse for henholdsvis hjortedyr ($MB_{\text{hjortedyr}}$) og husdyr (MB_{husdyr}) ved å summere den metabolske biomassen til de artene som inngår i hver gruppe (eks. $MB_{\text{husdyr}} = MB_{\text{sau}} + MB_{\text{ku}} + MB_{\text{storfe}} + MB_{\text{hest}} + MB_{\text{geit}}$). Tilsvarende beregnet vi det totale beitetrykket (MB_{total}) for alle artene ved å summere MB_{husdyr} og $MB_{\text{hjortedyr}}$.

Beitetrykket pr. arealenhet (MBA) ble beregnet ved å dele summen av MB på summen av utmarksarealet (A_O) for alle kommuner ($MBA = \sum MB / \sum A_O$) på tre ulike nivå: landsnivå (MBA_{land}), naturgeografisk region (MBA_{NGR}) og landsdel (MBA_{GR}). Utmarksarealet (i km^2) er beregnet ved å trekke fra ikke-beitebare arealer, slik som innmark, bebygde arealer, snø og is, innsjøer og vann fra det totale landarealet i hver kommune (SSB 2003). MBA fulgte den samme notasjonen som MB (eks. MBA_{husdyr} , $MBA_{\text{hjortedyr}}$ osv). Det er viktig å merke seg at beitetrykket, indeksert ved MB eller MBA, kun er relative mål på hvor mye plantemateriale som beites på bakgrunn av dyrenes metabolske biomasse, og beskriver ikke i hvilken grad vegetasjonen i det aktuelle området tolererer dette beitetrykket.

2.7 Beitestrategi: andelen gras- og urter versus andelen vedvekster

Beitedyrene har som tidligere nevnt preferanser for ulike beiteplanter (Fig. 2). For å undersøke hvordan endringer i tetthet og sammensetning av beitedyr har påvirket beitingen av de ulike plantene, beregnet vi det relative uttaket av gras og urter i forhold til vedvekster i hver kommune (prosentvis andel av hver diett-type i forhold til MBA_{total}) basert på diettstudier av alle husdyr og hjortedyr som beiter i utmarka (Tabell 8). Diettsammensetningen vil ofte variere mellom naturgeografiske regioner og årstider (Mysterud 2000). For alle beitedyr eksisterer det data for den regionen der arten har sin hovedutbredelse, og i den grad arten forekommer i andre regioner har vi brukt data fra den mest sammenlignbare regionen. For hjortedyrene finnes det diettdata for både sommer og vinter ((Mysterud 2000)). Andelen av året med sommerbeiting er definert som antall dager med en gjennomsnittstemperatur $> 5^\circ\text{C}$ (jfr. Abrahamsen 1977; se tabell 1). Dette er antatt å være nedre grense for plantevekst, og sommersesongen tilsvarer dermed vekstsesongen. Beitingen resten av året er definert som vinterbeiting.

2.8 Dataanalyser

Vi undersøkte variasjonen i metabolsk biomasse av beitedyr pr. km^2 (MBA) i norske kommuner i forhold til art (sau, ku, storfe, hest, geit, tamrein, villrein, tamrein, elg, hjort, rådyr), år (1949 til 1999; 6 år med 10 års mellomrom), naturgeografisk region (NGR; fjell, innland og kyst) og landsdel (LD; Nord-Norge, Midt-Norge, Vest-Norge, Sørøst-Norge). Fordi vi først og fremst var interessert i endringene over tid, benyttet vi endringene i MBA mellom 1949 og 1999 ($\Delta MBA = MBA \text{ i } 1949 - MBA \text{ i } 1999$) på kommunenivå som responsvariabel. ΔMBA var tilnærmet normalfordelt for alle artene. Variasjonen i ΔMBA ble analysert i forhold til landsdel eller naturgeografisk region, eller på landsnivå for forskjellige arter ($n = 10$), artsgrupper ($\Delta MBA_{\text{husdyr}}$, $\Delta MBA_{\text{hjortedyr}}$) eller for alle store beitedyrarter samlet ($\Delta MBA_{\text{total}}$). Vi konkluderte med at MBA for en gitt art eller artsgruppe og på et gitt geografisk nivå endret seg fra 1949 til 1999 hvis den gjennomsnittlige ΔMBA var signifikant ($p > 0,05$) forskjellig fra 0. Variasjonen i ΔMBA ble analysert ved bruk av lineære modeller (LM). Vi brukte variansanalyse (ANOVA) for å undersøke om ΔMBA varierte signifikant mellom NGR og LD.

I resultatkapittelet viser vi forskjellene i beitetrykk mellom områder og over tid ved å angi den metabolske biomassen pr. km^2 (MBA) for det gjeldende geografiske nivå (land, landsdel,

naturgeografisk region) og responsnivå (art, artsgruppe, total). I tillegg gjengir vi de prosentvise endringene fra 1949 til 1999 fordi disse er lettere å tolke enn de statistiske verdiene (gjennomsnittlig absolutt endring) gjengitt i vedlegget (vedlegg 3). Alle analysene ble utført i programmet S+ versjon 6.1. Alle kart er laget i programmet ARCGIS ved hjelp av modulen ARCMAP.

3 RESULTATER

3.1 Endringer i metabolsk biomasse for store beitedyr i Norge 1949-1999

Endringene i total metabolsk biomasse store planteetere pr. km² ($\Delta\text{MBA}_{\text{total}}$) i norske kommuner i perioden 1949-1999 var signifikant negativ på landsnivå ($p < 0.001$). Det var også signifikant variasjon i $\Delta\text{MBA}_{\text{total}}$ mellom naturgeografiske regioner (NGR) og landsdeler (GR).

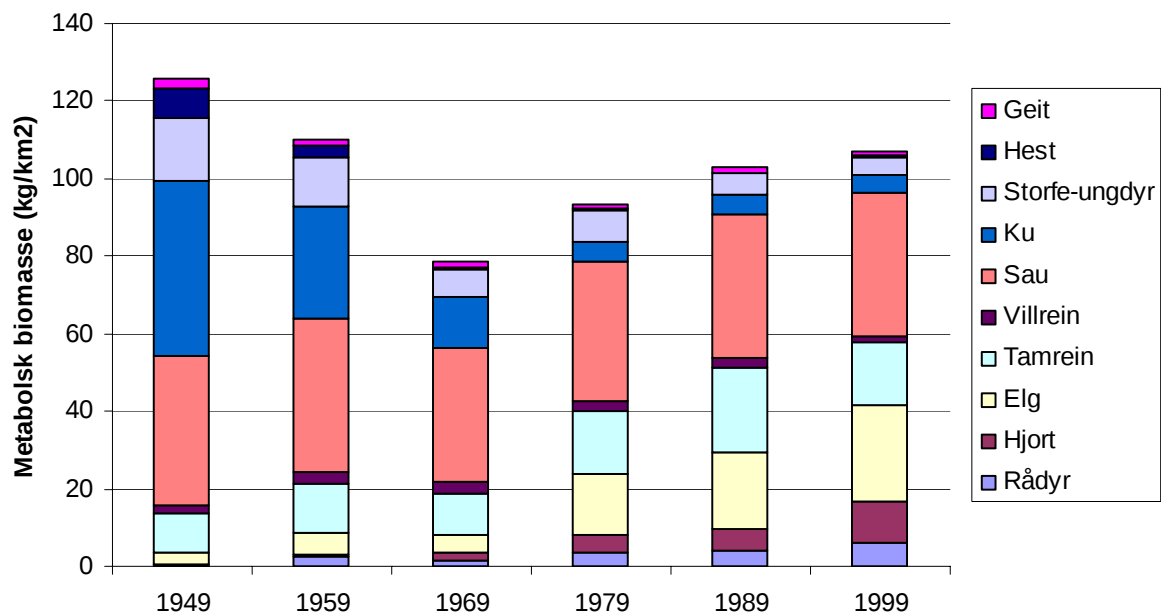
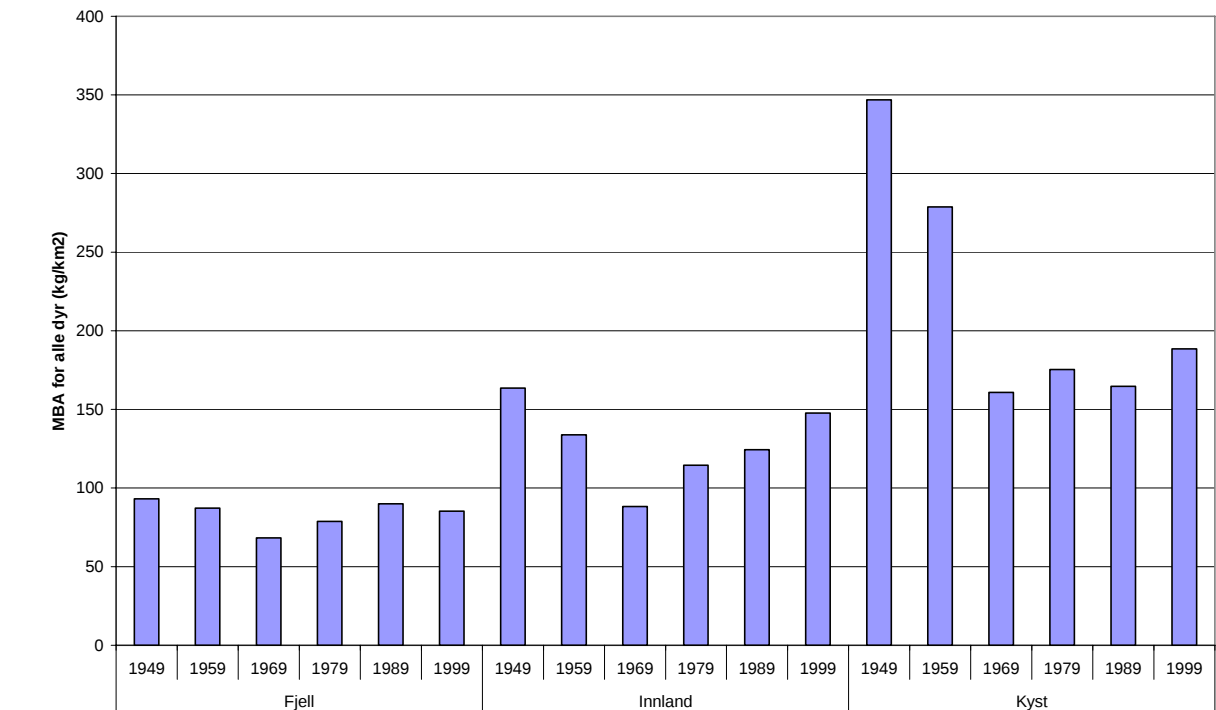
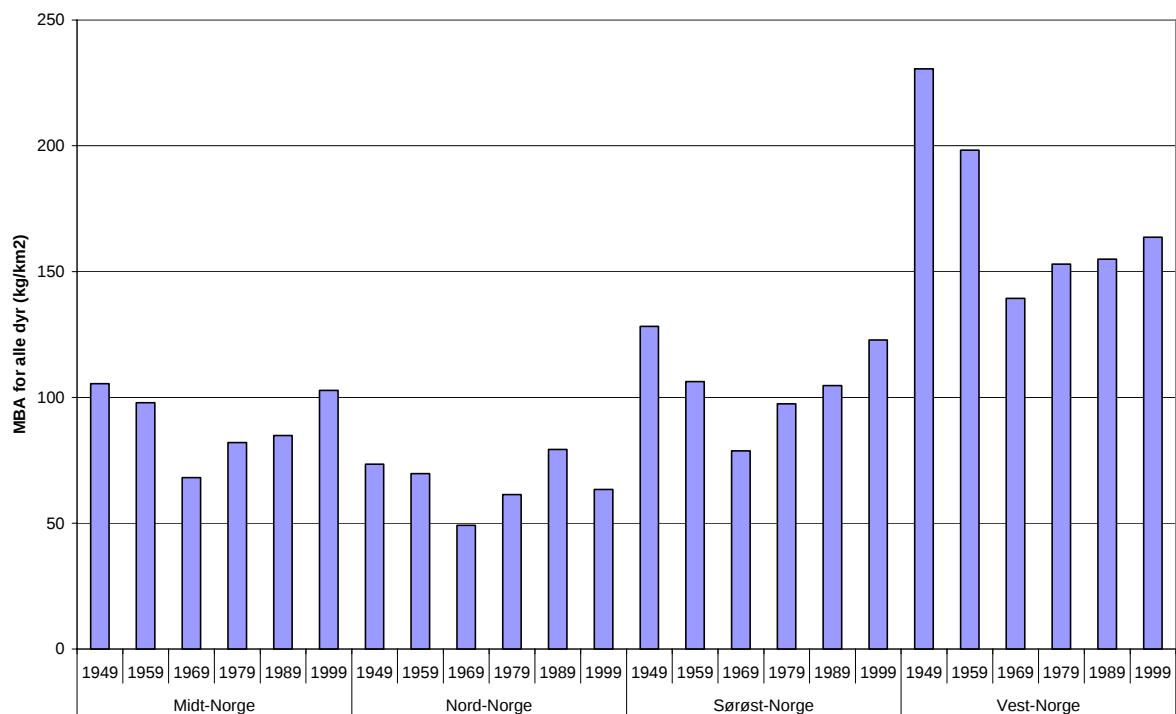


Fig. 16 Beitetrykk for alle store beitedyr i Norge for perioden 1949 til 1999 målt som metabolsk biomasse pr. km² utmark på landsnivå (MBA; kg/km²).

På landsnivå ble $\text{MBA}_{\text{total}}$ betydelig mer redusert i perioden 1949 til 1969 (63 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949), men økte seinere slik at beitetrykket, målt som $\text{MBA}_{\text{total}}$, for alle beitedyr gikk ned fra 125,9 kg pr. km² i 1949 til 107 kg/km² i 1999 (85 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949, Fig. 16). Tilbakegangen fra 1949 til 1999 var betydelig sterkere i kystregionen (64 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 346,9 til 188,4 kg/km²), sammenlignet med innlands- (90 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 163,6 til 147,7 kg/km²) og fjellregionen (92 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 93,2 til 85,2 kg/km²) (Fig. 17 a). For landsdelene gikk beitetrykket mest tilbake i Vest-Norge (71 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 230,5 til 163,7 kg/km²) etterfulgt av Nord-Norge (86 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 73,5 til 63,4 kg/km²), Sørøst-Norge (96 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 128,3 til 122,8 kg km²) og Midt-Norge (97 % av $\text{MBA}_{\text{total}}$ i 1949; fra 105,5 til 102,8 kg km²) (Fig. 17b). For kartpresentasjon av MBA for alle dyr i hele studieperioden (1949 til 1999) og innen hvert tiår i hver kommune, se henholdsvis kart 1 og 2 (vedlegg 4).



a



b

Fig 17a og b Beitetrykk (MBA; kg/km²) for alle store beitedyr for perioden 1949-1999 fordelt på; (A) naturgeografiske regioner; Kyst, innland, fjell, og (B) landsdeler; Sørøst-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge.

Endringene i MBA_{total} varierte mye mellom kommuner både innen og mellom landsdeler og naturgeografiske regioner (vedlegg 4; kart 3). Mange enkeltkommuner (31 %; 135 kommuner) hadde en økning i beitetrykket fra 1949 til 1999 selv om trenden for de fleste kommuner var negativ (68 %; 296 kommuner). For 4 kommuner (1 %) var MBA_{total} uforandret. To naturgeografiske regioner innen landsdel opplevde økt beitebelastning på kommunenivå fra 1949 til 1999: Kystkommuner i Sørøst-Norge og fjellkommuner i Midt-

Norge. Disse kommunene hadde henholdsvis 14 % og 10 % høyere MBA_{total} i gjennomsnitt i 1999 sammenlignet med 1949.

3.2 Endringer i $MBA_{hjortedyr}$ fra 1949 til 1999

Økningen i $MBA_{hjortedyr}$ var signifikant i alle naturgeografiske regioner og i alle landsdeler ($p < 0,001$). På landsnivå økte $MBA_{hjortedyr}$ med 276 % (fra 15,8 til 59,4 kg/km²) fra 1949 til 1999. Økningen i $MBA_{hjortedyr}$ var størst på kysten (1383 %; fra 6,2 til 91,9 kg/km²), fulgt av innlandet (689 %; fra 12,5 til 98,3 kg/km²) og i fjellet (139 %; fra 17,8 til 42,5 kg/km²). Av landsdelene hadde Vest-Norge den største økningen i $MBA_{hjortedyr}$ (556 %; fra 9,5 til 62,5 kg/km²), fulgt av Sørøst-Norge (416 %; 15,1 til 77,7 kg/km²), Midt-Norge (304 %, fra 14,9 til 60,3 kg/km²) og Nord-Norge (105 %, fra 20,1 til 41,3 kg/km²). For kartpresentasjon av MBA for alle hjortedyrartene i hver kommune og år, se vedlegg 4; kart 4.

3.3 Endringer i MBA for de ulike hjortedyrene

Alle grupper av hjortedyr viste en signifikant positiv ΔMBA ($p < 0,001$) fra 1949 til 1999 på landsnivå med unntak av villrein ($t = 1,40$, $p = 0,162$). Tilsvarende var det signifikante forskjeller ($p < 0,001$) i ΔMBA mellom landsdeler og naturgeografiske regioner for alle hjortedyrgruppene, med unntak av villrein ($F = 1,52$ og $p = 0,210$ og $F = 1,61$, $p = 0,202$ for henholdsvis LD og NGR). For endringer i MBA for hver enkelt hjortedyrart på NGR- og LD-nivå, se Fig. 18a og b. For kartpresentasjon av $MBA_{hjortedyr}$ i alle år (1949 til 1999) i hver kommune, se vedlegg 4; kart 5-9.

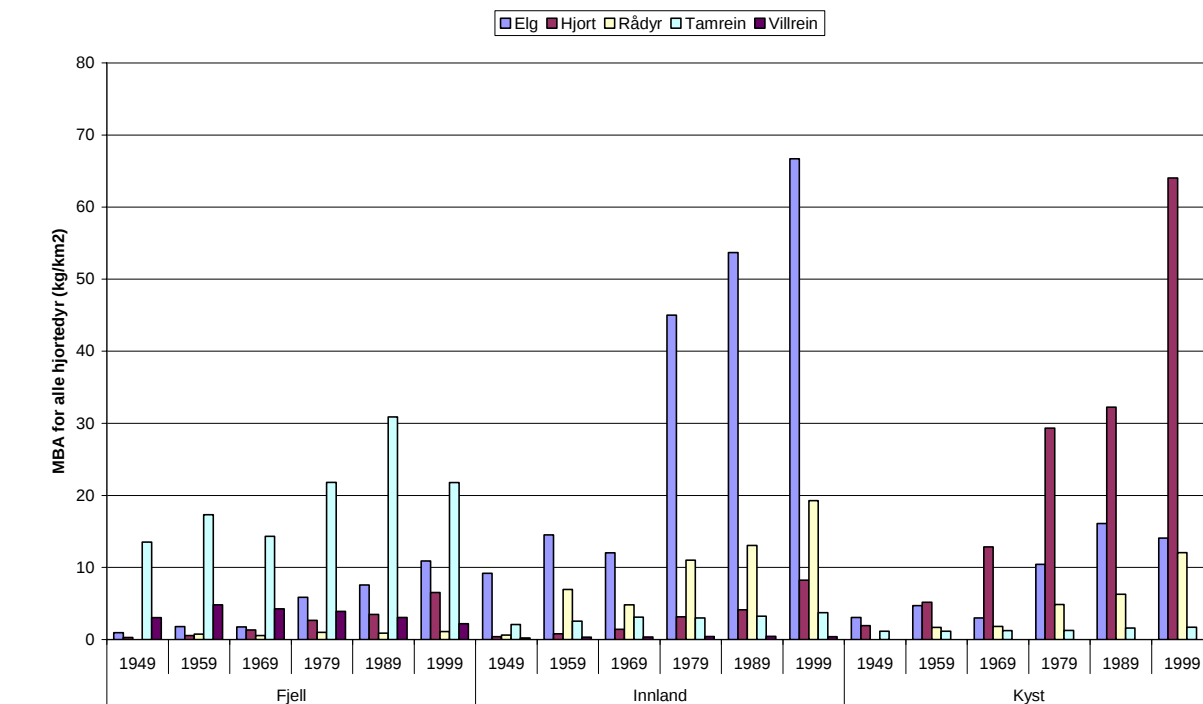
3.3.1 Tamrein

Tamrein var det viktigste beitedyret, målt som andel $MBA_{tamrein}$ av MBA_{total} , blant hjortedyrene i alle år med unntak av i 1999 (dominans av elg). Andelen $MBA_{tamrein}$ av MBA_{total} økte fra 7,8 % i 1949 til 15 % i 1999. I motsetning til elg, hjort og rådyr har bestandene av tamrein fluktuert sterkt de siste 50 årene (fra et minimum på 9,9 kg/km² i 1949 til et maksimum på 22,2 kg/km² i 1989). Tamrein har i hele perioden hatt sin hovedutbredelse i fjellkommuner i Nord-Norge. Økningen i $MBA_{tamrein}$ i fjellet var på 61 % (fra 13,5 til 21,8 kg/km²), men også innlands- og kystkommuner som hadde lave tettheter i alle år, viste en stor prosentvis økning (henholdsvis 81 %; fra 2,1 til 3,7 kg/km² og 46 %; fra 1,2 til 1,7 kg/km²). Kommuner i Midt-Norge, som har hatt en betydelig andel tamrein, hadde den sterkeste økningen på landsdelsnivå (97 %; fra 7,0 til 13,7 kg/km²), foran Nord-Norge (79 %; fra 20,0 til 35,7 kg/km²). I Sørøst- og Vest-Norge var det en ubetydelig beiting av tamrein, målt som $MBA_{tamrein}$, i alle år (Fig. 18). $MBA_{tamrein}$ gikk svakt tilbake i Sørøst-Norge fra 1949 til 1999 (97 % av $MBA_{tamrein}$ i 1949; fra 4,5 til 4,4 kg/km²), mens beitetrykket av tamrein i Vest-Norge i 1999 utgjorde kun 19 % av $MBA_{tamrein}$ i 1949 (fra 2,2 til 0,4 kg/km²).

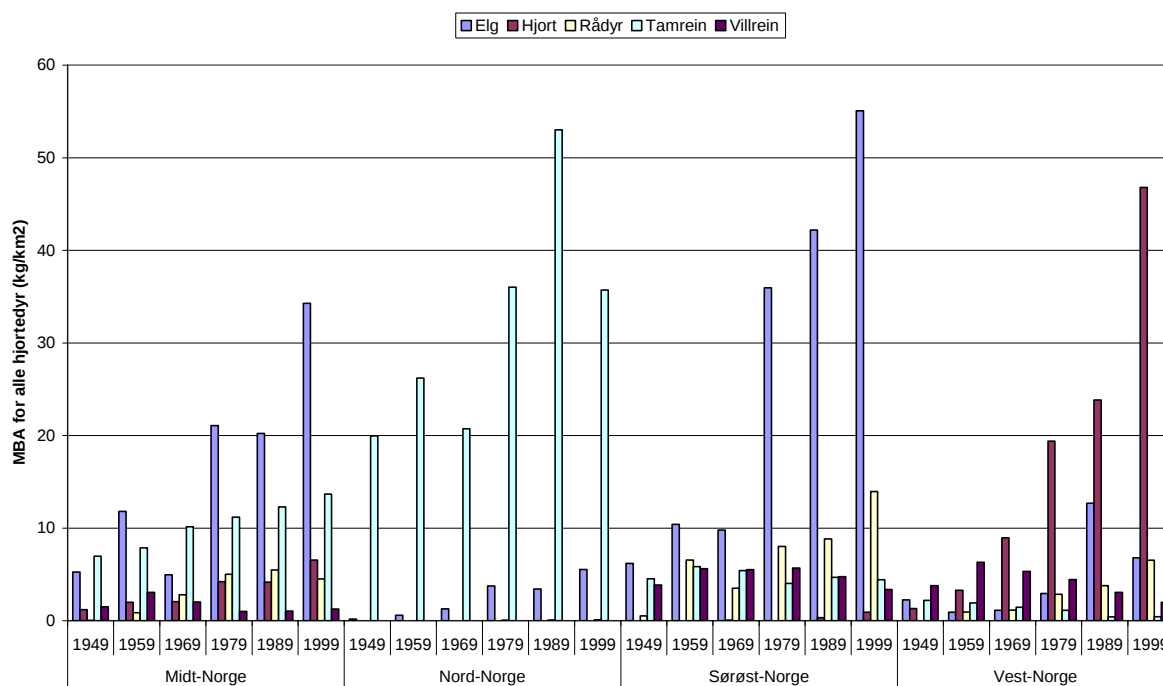
3.3.2 Villrein

Antallet villrein i Norge er langt mindre enn antallet tamrein (Fig. 11). Andelen $MBA_{villrein}$ utgjorde bare 1,7 % og 1,5 % av MBA_{total} i henholdsvis 1949 og 1999. $MBA_{villrein}$ økte fra 1949 til 1959, men viste en kontinuerlig reduksjon i alle påfølgende år (fra et maksimum på 3,4 kg/km² i 1959 til et minimum på 1,6 kg/km² i 1999). Hovedutbredelsen av villrein har i alle år vært i fjellkommunene i de tre sørnorske landsdelene. Beitetrykket av villrein gikk tilbake i fjellregionen ($MBA_{villrein}$ i 1999 utgjorde 73 % av $MBA_{villrein}$ i 1949; fra 3,0 til 2,2 kg/km²), men økte i innlandsregionen (65 % av $MBA_{villrein}$ i 1949; fra 0,2 til 0,4 kg/km²). Villrein er ikke registrert i kystkommuner. På landsdelsnivå gikk beitetrykket av villrein mest tilbake i Vest-Norge ($MBA_{villrein}$ i 1999 utgjorde 53 % av $MBA_{villrein}$ i 1949; fra 3,8 til 2,0 kg/km²) og svakere i Midt-Norge (84 % av $MBA_{villrein}$ i 1949; fra 1,5 til 1,3 kg/km²) og i

Sørøst-Norge (87 % av $MBA_{villrein}$ i 1949; fra 3,9 til 3,4 kg/km^2). Nord-Norge har ikke hatt bestander av villrein i denne perioden.



a



b

Fig. 18a og b Beitetrykk (MBA ; kg/km^2) for alle hjortedyr i perioden 1949-1999 fordelt på (A) naturgeografiske regioner: Kyst, innland, fjell, og (B) landsdeler; Sørøst-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge.

3.3.3 Elg

Elgens relative beitetrykk, målt som andel MBA_{elg} av MBA_{total} , økte fra 2,4 % i 1949 til 23,4 % i 1999. Elgen hadde den høyeste MBA av alle hjortedyrarter i norsk utmark i 1999 (Fig.

15). MBA_{elg} økte med 704 % fra 3,1 kg/km² i 1949 til 25,0 kg/km² i 1999 på landsnivå. Den prosentvise økningen var størst i fjellregionen (1073 %; fra 0,9 til 10,9 kg/km²), fulgt av innlandsregionen (628 %; fra 9,2 til 66,7 kg/km²) og kystregionen (357 %; fra 3,1 til 14,1 kg/km²). Innenfor landsdelene var økningen størst i Nord-Norge (3192 %; fra 0,2 til 5,5 kg/km²), fulgt av Sørøst-Norge (792 %; fra 6,2 til 55,1 kg/km²), Midt-Norge (552 %; fra 5,3 til 34,3 kg/km²), og Vest-Norge (203 %; fra 2,2 til 6,8 kg/km²). MBA_{elg} var altså størst i innlandet og i Sørøst-Norge både i 1949 og i 1999.

3.3.4 Hjort

Andelen MBA_{hjort} av MBA_{total} økte fra 0,3 % i 1949 til 9,7 % i 1999. MBA_{hjort} på landsnivå økte med 2432 % fra 0,4 i 1949 kg/km² til 10,4 kg/km² i 1999. MBA_{hjort} har i hele perioden vært høyest på kysten og økte dessuten vesentlig mer i kystregionen (3217 %; fra 1,9 til 64,0 kg/km²) sammenlignet med fjellregionen (2169 %; fra 0,3 til 6,5 kg/km²) og innlandsregionen (2031 %; fra 0,4 til 8,2 kg/km²). Vest-Norge hadde klart høyest MBA_{hjort} i alle år. Økningen i MBA_{hjort} fra 1949 til 1999 var også størst i Vest-Norge (3452 %; fra 1,3 til 46,8 kg/km²) etterfulgt av Midt-Norge (453 %; 1,2 til 6,6 kg/km²). Sørøst-Norge hadde ingen registrerte hjort i 1949, og selv i 1999 var MBA_{hjort} ubetydelig (0,9 kg/km²). Nordnorske kommuner har ikke hatt registrerte hjort i perioden.

3.3.5 Rådyr

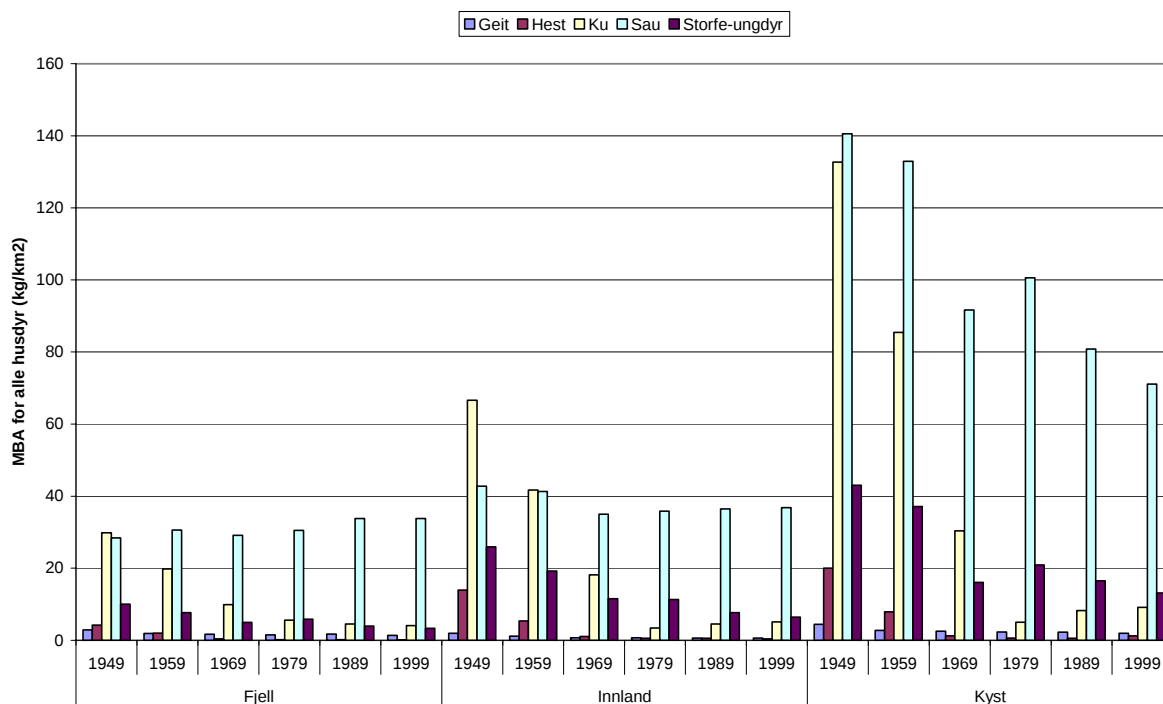
Rådyr økte sin andel MBA av MBA_{total} fra 0,1 % i 1949 til 5,9 % i 1999. $MBA_{\text{rådyr}}$ i Norge økte med 3739 % fra 0,2 kg/km² i 1949 til 6,3 kg/km² i 1999. Størst økning i $MBA_{\text{rådyr}}$ var det på kysten (107301 %; fra 0,01 til 12,1 kg/km²) og i fjellregionen (8597 %; fra 0,01 til 1,1 kg/km²), etterfulgt av innlandsregionen (3012 %, fra 0,6 til 19,3 kg/km²). På landsdelsnivå økte $MBA_{\text{rådyr}}$ i Vest-Norge (201438 %; fra 0,003 til 6,5 kg/km²) og Midt-Norge (23892 %; fra 0,02 til 4,5 kg/km²) mere enn i Sørøst-Norge (2631 %; fra 0,5 til 13,9 kg/km²). Beitetrykket fra rådyr i Nord-Norge har vært minimalt, og bare i 1999 var forekomster av rådyr registrert i jaktmaterialet fra denne landsdelen (0,1 kg/km²).

3.4 Endringer i MBA_{husdyr} fra 1949 til 1999

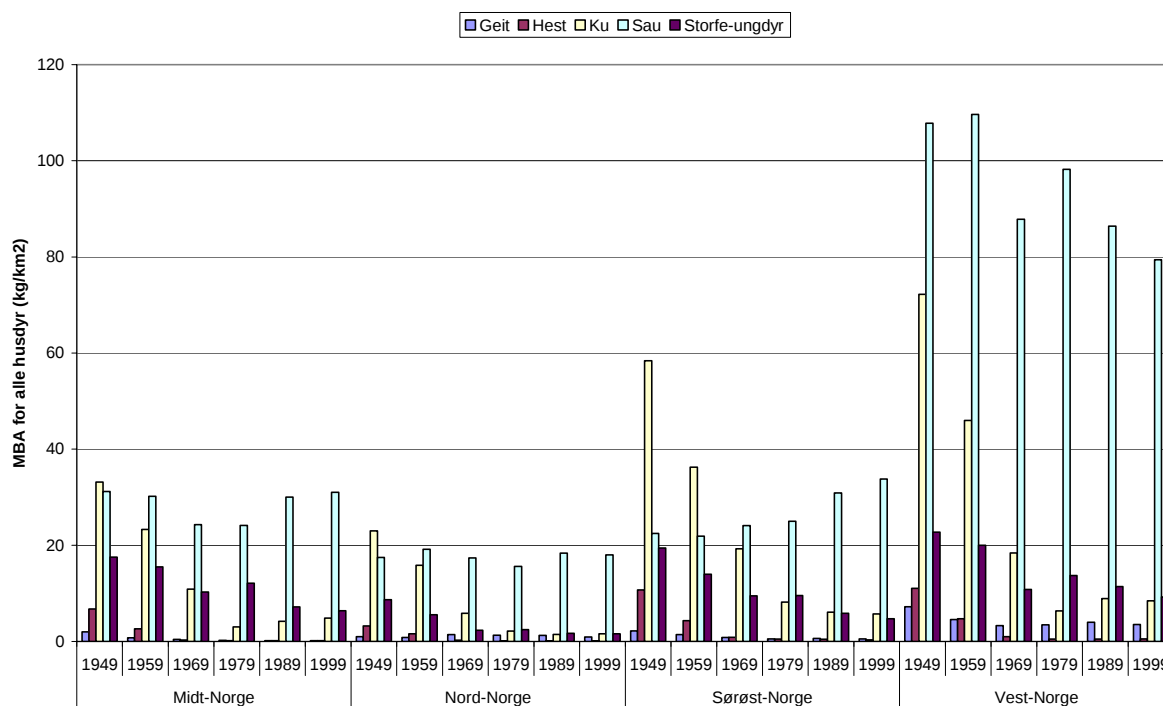
Det var en signifikant negativ ΔMBA ($p < 0,001$) fra 1949 til 1999 for husdyr som gruppe i alle naturgeografiske regioner og i alle landsdeler. MBA_{husdyr} i 1999 utgjorde mindre enn halvparten av beitetrykket for husdyr i 1949 (43 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 110,2 til 47,6 kg/km²). Nedgangen var størst i kystregionen (28 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 340,7 til 96,6 kg/km²), fulgt av innlandet (33 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 151,2 til 49,4 kg/km²) og fjellregionen (57 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 75,4 til 42,8 kg/km²). På landsdelsnivå hadde Sørøst-Norge størst tilbakegang (40 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 113,2 til 45,1 kg/km²) sammenlignet med Nord-Norge (41 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 53,3 til 22,1 kg/km²), Vest-Norge (46 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 221,0 til 101,2 kg/km²) og Midt-Norge (47 % MBA_{husdyr} i 1949; fra 90,6 til 42,6 kg/km²). For endringer i MBA_{husdyr} på NGR- og LD-nivå, se fig 19a og b. For kartpresentasjon av gjennomsnittlig beitetrykk for alle husdyr i hvert tiår i hver kommune, se vedlegg 4; kart 10.

3.5 Endringer i MBA for de ulike husdyrartene

Alle husdyrgruppene viste en signifikant nedgang i gjennomsnittlig MBA i perioden 1949 til 1999 ($p < 0,001$). For de fleste husdyrgrupper var det også en signifikant forskjell i ΔMBA mellom landsdeler og mellom naturgeografiske regioner ($p < 0,001$) med unntak av for storfe



a



b

Fig. 19 a og b Beitetrykk (MBA; kg/km²) for alle store husdyr i perioden 1949-1999 fordelt på (A) naturgeografiske regioner: Kyst, innland, fjell, og (B) landsdeler: Sørøst-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge.

og hest i forhold til LD (henholdsvis $F = 3,44$, $p < 0,017$ og $F = 5,51$, $p = 0,001$). ΔMBA_{geit} varierte ikke mellom NGR ($F = 0,02$, $p = 0,978$). For endringer i MBA for hver enkelt husdyrart på NGR- og LD-nivå, se Fig. 19a og b. For kartpresentasjon av MBA_{husdyr} i alle år (1949 til 1999) i hver kommune, se vedlegg 4; kart 11-15.

3.5.1 Sau

MBA_{sau} gikk svakt tilbake på landsnivå i perioden 1949 til 1999 (95 % av MBA_{husdyr} i 1949; fra 38,7 til 36,8 kg/km²). Sau var likevel det dominerende beitedyret i 1999 (34 % av MBA_{total} mot 31 % i 1949). Kystregionen hadde den høyeste MBA_{sau} i alle år, men beitetrykket gikk sterkt tilbake fra 1949 til 1999 (51 % av MBA_{sau} i 1949; fra 141,0 til 71,0 kg/km²). MBA_{sau} i innlandsregionen utgjorde 86 % av MBA_{sau} i 1949 (fra 42,8 til 36,8 kg/km²), mens MBA_{sau} i fjellregionen økte med 19 % (fra 28,4 til 33,8 kg/km²). MBA_{sau} gikk mest tilbake i Vest-Norge frem til 1999 (74 % av MBA_{sau} i 1949; fra 107,8 til 79,4 kg/km²), mens den var nærmest uforandret fra 1949 til 1999 i Midt-Norge (99 % av MBA_{sau} i 1949; fra 31,2 til 31,0 kg/km²). I Nord-Norge økte MBA_{sau} svakt (3 % økning; fra 17,5 til 18,0 kg/km²). Sørøst-Norge var den eneste geografiske regionen med en klar økning av MBA_{sau} fra 1949 til 1999 (50 % økning, fra 22,5 til 33,8 kg/km²).

3.5.2 Ku

MBA_{kyr} utgjorde i 1949 35,8 % av MBA_{total}. I 1999 var andelen sunket til 4,3 %. MBA_{ku} i 1999 utgjorde 10 % av MBA_{ku} i 1949 (fra 45,2 i 1949 til 4,7 kg/km² i 1999). MBA_{kyr} gikk mest tilbake i kystregionen (MBA_{ku} i 1999 utgjorde 7 % av MBA_{ku} i 1949; fra 133,0 til 9,0 kg/km²) fulgt av innlandsregionen (8 % av MBA_{ku} i 1949; fra 67 til 5 kg/km²), mens fjellregionen hadde den laveste reduksjonen (14 % av MBA_{ku} i 1949; fra 30 til 4 kg/km²). Av landsdelene var det Nord-Norge (MBA_{ku} i 1999 utgjorde 7 % av MBA_{ku} i 1949; fra 23,0 til 1,6 kg/km²) som hadde den sterkeste nedgangen, fulgt av Sørøst-Norge (10 % av MBA_{ku} i 1949; fra 58,4 til 5,7 kg/km²), Vest-Norge (12 % av MBA_{ku} i 1949; fra 72,2 til 8,5 kg/km²) og Midt-Norge (15 % av MBA_{ku} i 1949; fra 33,2 til 4,9 kg/km²).

3.5.3 Ungdyr av storfe

MBA_{storfe} i 1999 utgjorde 29 % av beitetrykket i 1949 (fra 16,0 til 4,7 kg/km²). Andelen MBA_{storfe} av MBA_{total} ble redusert fra 12,6 % i 1949 til 4,4 % i 1999. MBA_{storfe} gikk tilbake i innlandet (25 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 25,9 til 6,4 kg/km²) etterfulgt av kysten (31 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 43,0 til 13,2 kg/km²), og fjellet (33 % av MBA_{storfe} i 1949, fra 10,0 til 3,3 kg/km²). Nord-Norge (18 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 8,7 til 1,6 kg/km²) og Sørøst-Norge (24 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 19,5 til 4,7 kg/km²) hadde den sterkeste tilbakegangen i MBA_{storfe} av landsdelene, fulgt av Midt-Norge (36 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 17,5 til 6,4 kg/km²) og Vest-Norge (41 % av MBA_{storfe} i 1949; fra 22,7 til 9,3 kg/km²).

3.5.4 Geit

MBA_{geit} i 1999 utgjorde 45 % av beitetrykket i 1949 (fra 2,7 til 1,2 kg/km²). Det relative beitetrykket av geit var lavt i 1949 (MBA_{geit} utgjorde 2,2 % av MBA_{total}) som i 1999 (1,1 %). Innlandsregionen hadde den største tilbakegangen i MBA_{geit} fra 1949 til 1999 (31 % av MBA_{geit} i 1949; fra 1,9 til 0,6 kg/km²), mens MBA_{geit} i 1999 i kyst- og fjellregionen utgjorde henholdsvis 66 % av MBA_{geit} i 1949 (fra 4,4 og 2,0 kg/km²) og 48 % av MBA_{geit} i 1949 (fra 2,9 til 1,4 kg/km²). På landsdelsnivå gikk MBA_{geit} sterkest tilbake i Midt-Norge (10 % av MBA_{geit} i 1949; fra 2,0 til 0,2 kg/km²), Sørøst-Norge (25 % av MBA_{geit} i 1949; fra 2,2 til 0,5 kg/km²) og Vest-Norge (49 % av MBA_{geit} i 1949; fra 7,2 til 3,5 kg/km²), mens tilbakegangen i Nord-Norge var liten (92 % av MBA_{geit} i 1949; fra 1,0 til 0,9 kg/km²).

3.5.5 Hest

Hest hadde den største reduksjonen i MBA av alle husdyr i perioden fra 1949 til 1999 (4 % av MBA_{hest} i 1949; fra 7,6 til 0,3 kg/km²). Andelen MBA_{hest} av MBA_{total} sank fra 6,0 % i 1949 til 0,2 % i 1999. Fjell- og innlandsregionen hadde den største nedgangen i MBA_{hest} fra 1949 til 1999 (begge 3 % av MBA_{hest} i 1949; fra henholdsvis 4,2 og 14,0 kg/km² til 0,1 og 0,4

kg/km²). MBA_{hest} gikk minst tilbake på kysten (6 % av MBA_{hest} i 1949; fra 20,0 til 1,2 kg/km²). Den største nedgangen i MBA_{hest} på landsdelsnivå var i Midt-Norge (2 % av MBA_{hest} i 1949; fra 6,7 til 0,1 kg/km² kg) og i Nord-Norge (2 % av MBA_{hest} i 1949; fra 3,2 til 0,1 kg/km² kg) etterfulgt av Sørøst-Norge (3 % av MBA_{hest} i 1949; fra 10,7 til 0,3 kg/km² kg), mens Vest-Norge viste den laveste nedgangen i MBA_{hest} (5 % av MBA_{hest} i 1949, fra 11,0 til 0,6 kg/km²) fra 1949-1999.

3.6 Andelen hjortedyr i forhold til husdyr

$MBA_{hjortedyr}$ utgjorde i 1999 55 % av MBA_{total} , mot 13 % i 1949 (Fig. 20). Den største økningen i andel $MBA_{hjortedyr}$ av MBA_{total} i perioden fant sted i innlandsregionen (fra 8 til 67 %), fulgt av kyst- (fra 2 til 49 %) og fjellregionen (fra 19 til 50 %) (Fig. 21 a). På landsdelsnivå økte andelen $MBA_{hjortedyr}$ av MBA_{total} mest i Sørøst-Norge (fra 13 til 65 %), fulgt av Midt-Norge (fra 16 til 49 %), Vest-Norge (fra 14 til 36 % av MBA_{total}) og Nord-Norge (fra 15 til 30 % av MBA_{total}) (Fig. 21b). For kartpresentasjon av andel hjortedyr (%) i hvert tiår i hver kommune, se vedlegg 4; kart 16.

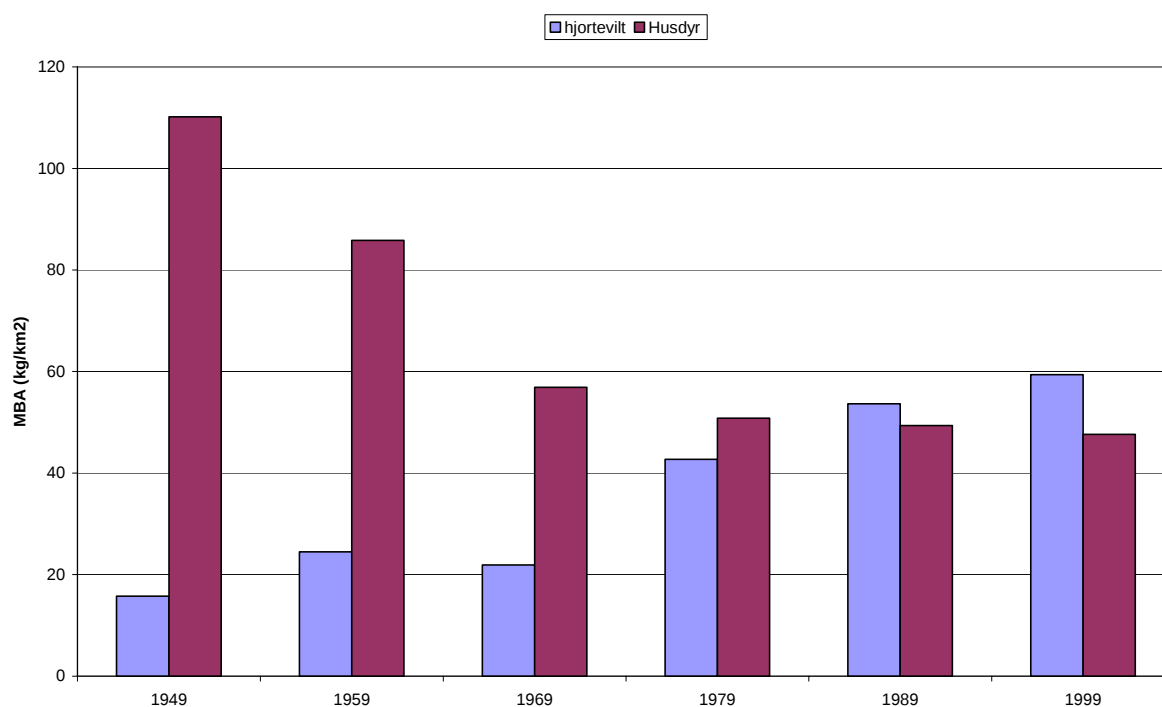


Fig. 20 $MBA_{hjortedyr}$ og MBA_{husdyr} (kg/km²) på landsnivå i perioden 1949 til 1999.

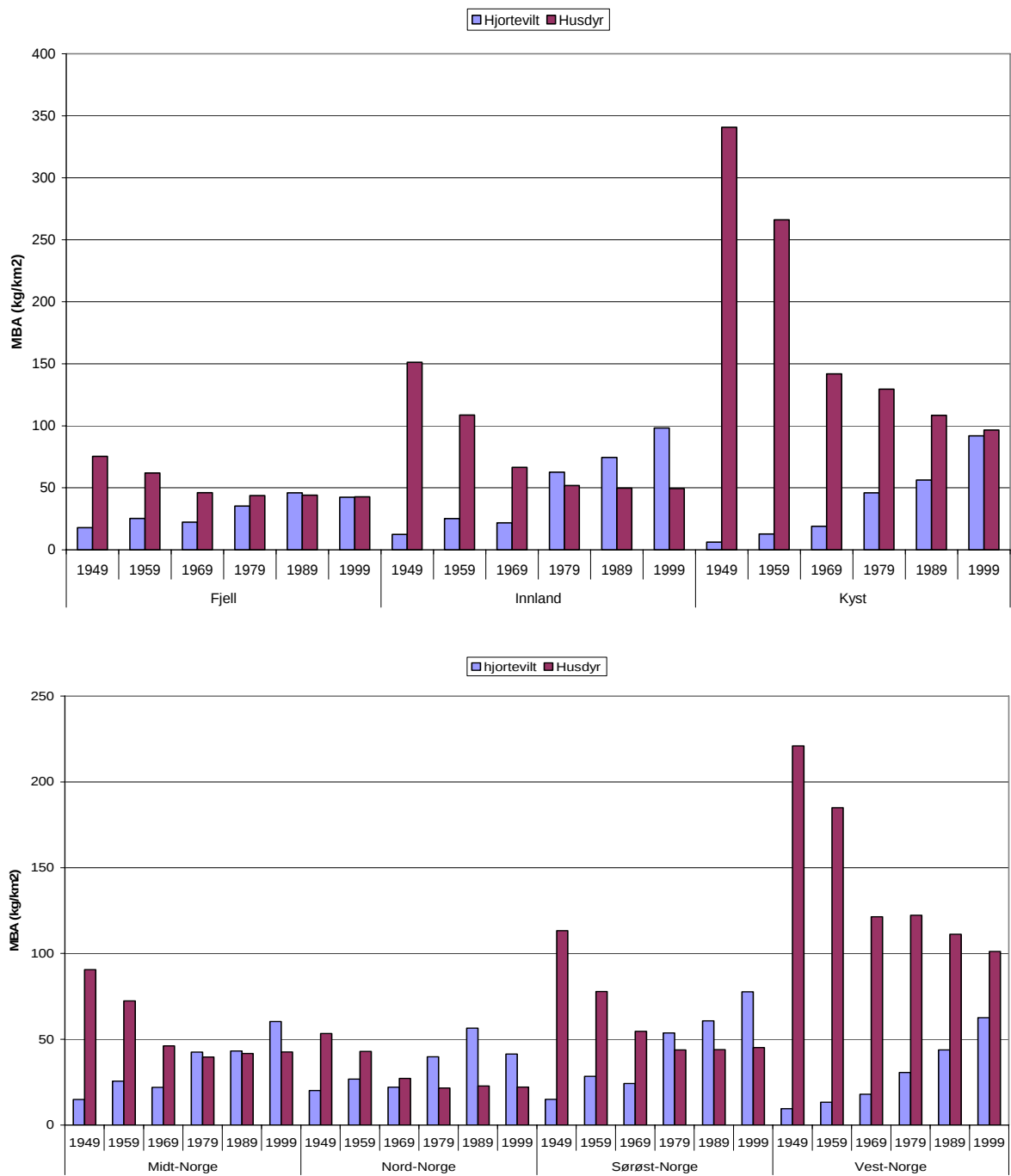


Fig. 21a og b. $MBA_{hjortedyr}$ og MBA_{husdyr} (kg/km²) i perioden 1949 til 1999 fordelt på (A); naturgeografiske regioner, (B) landsdeler

3.7 Hvor mye beiter klauvdyr i Norge på gras og urter i forhold til vedvekster?

Den relative andelen av beiting på vedvekster (kvist- og lauvbeiting) i Norge økte fra 11 % i 1949 til 46 % i 1999 (Fig. 22). Økningen var signifikant for alle naturgeografiske regioner og landsdeler ($p < 0,001$). Innlandsregionen hadde en høyere relativ økning (fra 11 til 63 % kvistbeiting i henholdsvis 1949 og 1999) sammenlignet med både kyst- (fra 10 til 30 %) og fjellregionen (fra 15 til 38 %) (Fig. 23a). Innenfor landsdelene fant vi den høyeste veksten i andel kvistbeiting fra 1949 til 1999 i Sørøst-Norge (fra 11 til 66 %), fulgt av Midt-Norge (fra 12 til 50 %), Vest-Norge (fra 11 til 34 %) og Nord-Norge (fra 12 til 27 %) (Fig. 23b). For kartpresentasjon av andel beiting på vedvekster i hvert tiår og kommune, se vedlegg 4; kart 17.

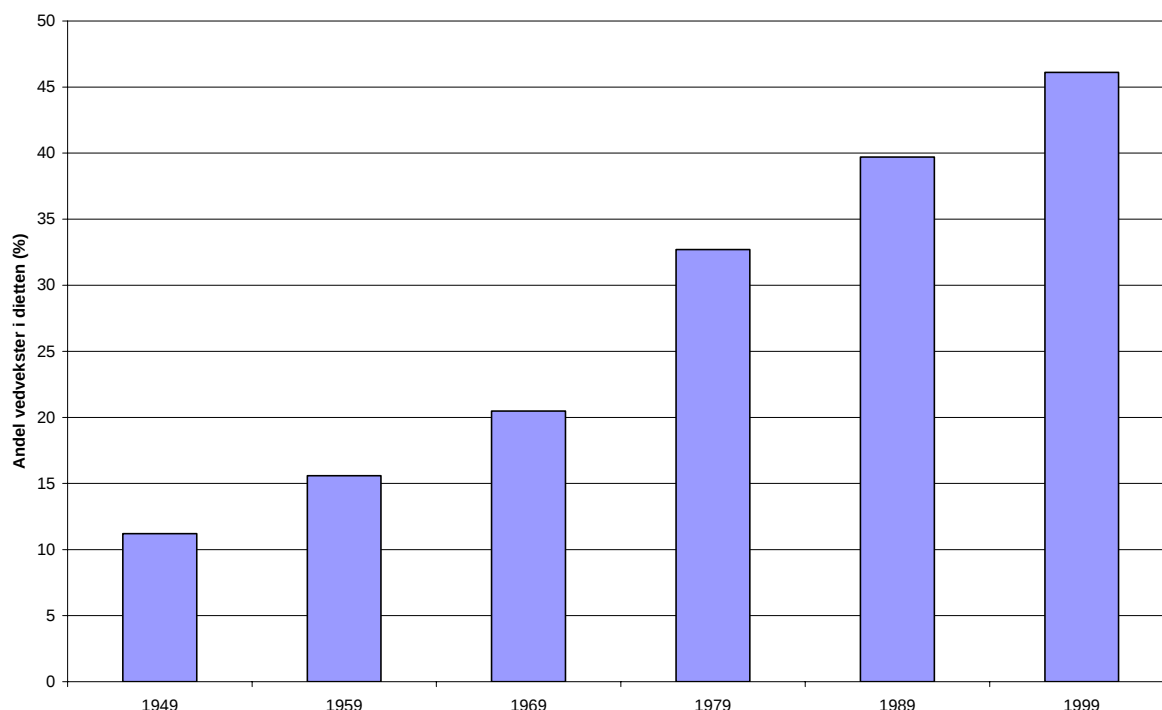


Fig. 22 Andel beiting på vedvekster (av all beiting) i perioden 1949-1999 vist på landsnivå.

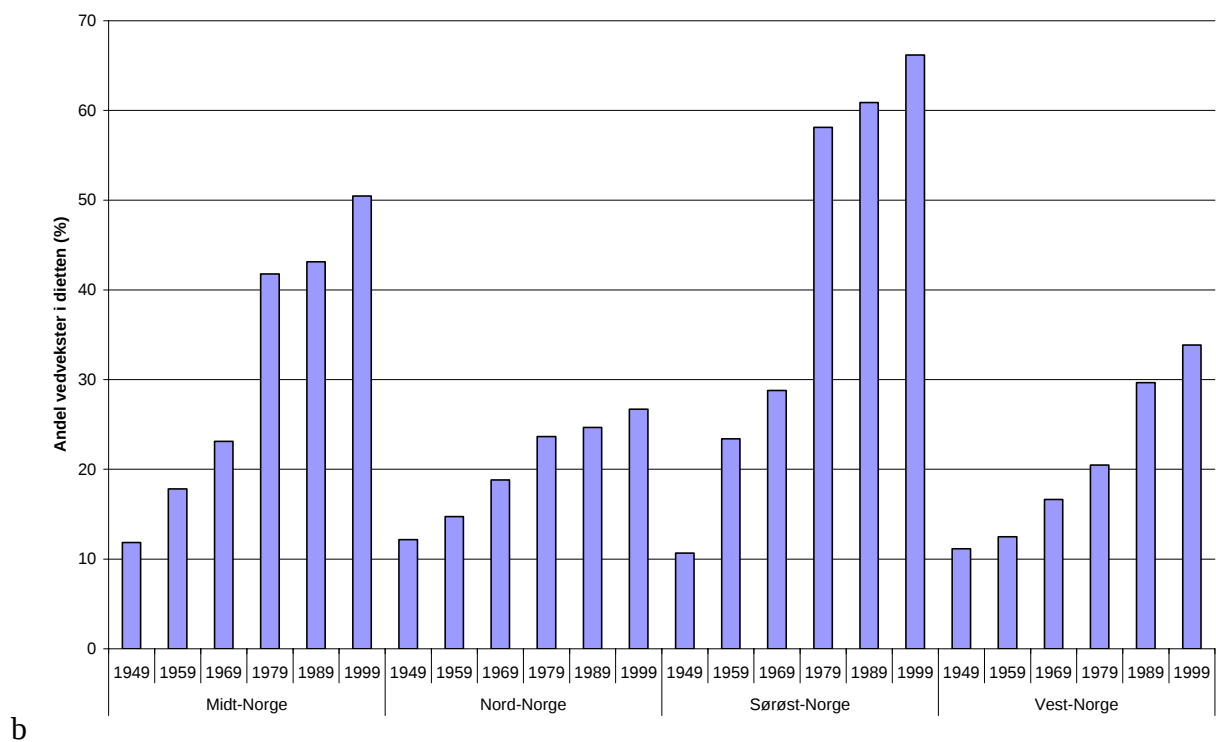
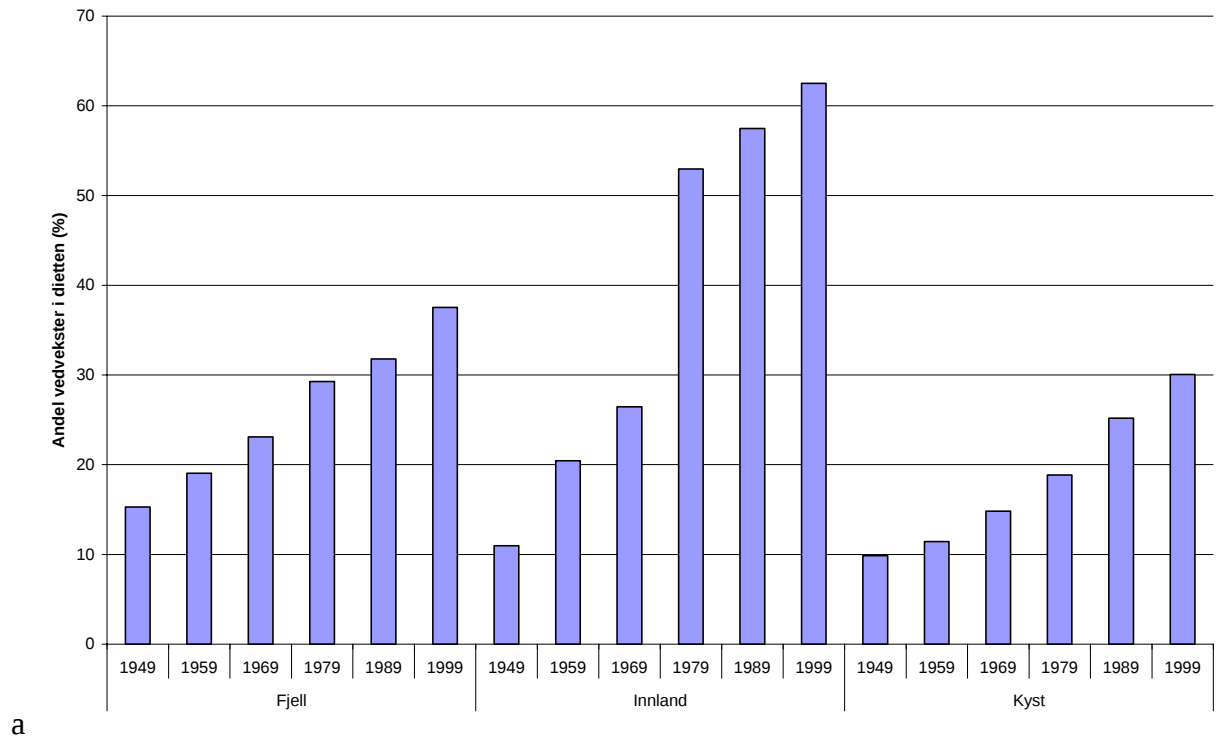


Fig 23 a og b Andel beiting på vedvekster (av all beiting i perioden) 1949 til 1999 fordelt på (A) naturgeografiske regioner, (B) landsdeler.

4 DISKUSJON

Den store endringen av beitedyrs sammensetningen i norsk utmark de siste femti år har vært åpenbar for alle. Vi har imidlertid manglet en samlet oversikt over hvordan beitetrykket, beitemønstre og sesongmessige uttak av fôrressursene har endret seg på en nasjonal, regional (naturgeografisk, landsdel) og kommunal skala, og ikke minst hvordan disse endringene påvirker landskaps- og vegetasjonsutviklingen.

Dette studiet viser at den kontinuerlige nedgangen i metabolsk biomasse av beitende husdyr i utmarka fra 1949 til 1999 er delvis kompensert for ved økt metabolsk biomasse av hjortedyr (elg, hjort og rådyr) i den samme perioden. Beitetrykket fra reinsdyr har fluktuert. Den samlede metabolske biomassen av store planteetere i utmarka (MBA_{total}) i 1999 utgjorde 85 % av MBA_{total} i 1949. Økningen av hjortedyrbiomassen viser imidlertid en tydelig tidsforsinkelse i forhold til reduksjonen av husdyrbiomassen, slik at det spesielt på 1960-1970-tallet var vesentlig lavere MBA_{total} for store planteetere i norsk utmark.

Selv om den generelle trenden er en reduksjon i MBA_{total} , er det store forskjeller i den regionale fordelingen mellom landsdeler og naturgeografiske regioner. Nedgangen er klart størst i kystregionen (46 %) og i Vest-Norge (29 %). Resultatene viser at endringene i MBA_{total} først og fremst er et resultat av den kraftige nedgangen i husdyrbeitingen (MBA_{husdyr}). I flere av de andre regionene er reduksjonen i MBA_{total} mellom 1949 og 1999 overraskende lav (varierer fra 14 % lavere i 1999 enn i 1949 i Nord-Norge, til 3 % lavere i Midt-Norge). Hele 31 % av kommunene har også opplevd en økning i MBA_{total} fra 1949 til 1999. Disse resultatene antyder at kunnskap om den regionale fordeling av beitedyr er nødvendig for å sikre en tilstrekkelig differensiert forvaltning av utmarksbeitene i Norge.

4.1 Endring av husdyrdriften i Norge

Den sterke nedgangen i utmarksbeitende husdyr i Norge fra 1949 til 1999 gjelder for alle naturgeografiske regioner og landsdeler. Tilbakegangen i MBA_{husdyr} var størst på kysten og i Vest-Norge, og minst i fjellområdene og i Nord-Norge. Mesteparten av tilbakegangen skjedde i perioden 1949 til 1969. I perioden fra 1969 og fram til 1999 er det kun sau (34 % av MBA_{total} i 1999), storfe og ku (henholdsvis 4,4 og 4,3 % av MBA_{total} i 1999) som har hatt noen betydning, mens den samlede utmarksbeitingen av geit og hest var ubetydelig i perioden 1969 til 1999 (mindre enn 3 % av MBA_{total} hvert år). Nedgangen i utmarksbeiting skjer på tross av at det samlede antallet store planteetende husdyr var høyere i 1999 enn i noe annet år i studieperioden. Nedgangen skyldes at færre dyr bruker utmarka, og at den gjennomsnittlige beitetiden i utmarka har gått ned. Den dramatiske nedgangen i husdyrbeiting i norsk utmark bremses i hovedsak av en art - sauen. Beitetrykket av sau gikk bare svakt ned fra 1949 til 1999, men på grunn av en stor omfordeling av dyr opplevde kyst- og innlandsregionen en nedgang, mens saubeitingen i fjellet økte. Utmarksbeiting av sau i fjellet har økt på tross av at antall beitedager i utmarka gikk tilbake. Variasjonen er mindre mellom ulike naturgeografiske regioner og landsdeler for de andre artene.

4.2 Husdyr på utmark: dyretall og beitetider

Den reduserte utmarksbeitingen fra husdyr er altså en kombinasjon av to faktorer; antall dyr på utmarksbeite og beitetiden i utmarka. Husdyrstatistikken viser en kontinuerlig nedgang i andelen utmarksbeiting av all beiting ute (denne variabelen er en kombinasjon av redusert antall dyr på utmarksbeite og færre dager i utmarka). Dette gjelder for alle dyr i perioden 1949 til 1974. Andelen husdyr i utmarka gikk også noe ned fra 1989 til 1999 til tross for ulike

tilskudd (tilskudd til utmarksbeiting fra 1984) og lovendringer (krav til minimumstid for beiting ute i 1997). Selv om vi ikke kjenner beitetiden i utmark for disse husdyrene i 1989 og 1999, bortsett fra minimumskravet om 8 uker, er våre estimerer mest sannsynlig konservative i den forstand at vi har brukt de siste kjente beitetidene (1974) som grunnlag; om beitetiden var lengre enn 8 uker i 1974, har vi brukt dette som grunnlag i 1989 og 1999, mens beitetiden er forlenget til 8 uker i 1989 og 1999 om den var oppgitt som kortere i 1974. Det er imidlertid stilt spørsmål om dette minimumskravet blir fulgt, spesielt for kyr, hest og ungdyr av storfe (Statens landbruksforvaltning 2005). Sau og geit tilbringer vanligvis mer enn 8 uker i utmarka.

Årsakene til redusert utmarksbeiting av husdyr kan være mange. Økt tilgang på innmarksbeite (kulturbeite) er den mest åpenbare forklaringen på den reduserte utmarksbeitingen av husdyr fordi den totale beitetiden ute (som vi har data på gjennom hele perioden) har endret seg lite (fra 133 til 124 dager fra 1949 til 1999). Nedgangen i utmarksbeiting var mest markert i de klimatiske mest marginale områdene, fjellkommuner og kommuner i Nord-Norge, mens innlandskommuner og kommuner i Sørøst-Norge faktisk viser økt utmarksbeiting. Årsakene til dette skiftet fra utmark til innmark er sannsynligvis flere. Landbruksstatistikken viser at noe innmark har gått ut av drift de seinere årene, slik at vi kan anta at det er mindre press på innmarka for annen jordbruksproduksjon. Spesielt i Rogaland har saueeierne i økende grad tatt i bruk innmarka til beiting. Utmarksarealer som har vært uten husdyrbeiting vil også raskt gro igjen med busker og trær og dermed være mindre egnet for beiting selv om tilskuddsordninger for utmarksbeiting eksisterer. For storfe, og spesielt kyr, kan et ulendt utmarkslandskap ha vært et økende problem for dyr som har blitt stadig tyngre fordi økende produksjon av melk og kjøtt har vært et overordnet mål i avlsarbeidet. For småfe som geit og spesielt sau, har rovdyrtaap medført at beitetiden i utmark er redusert i flere områder, for eksempel i områder der jerven har vært et problem på seinsommeren og høsten. Utmarksbeiting er trolig også mer arbeidskrevende sammenlignet med innmarksbeiting, både med hensyn til gjeting og daglig henting av melkekyr.

Endringene i andel husdyr på utmarksbeite har endret seg lite fra 1999 til 2005. En rapport fra Statens Landbruksforvaltning (SLF 2006), viser en økning i antall dyr som får produksjonstilskudd for minimum 8 uker på utmarksbeite i 2005 i forhold til 2000. Antallet beitende geiter går noe ned, mens tallet for de andre dyregruppene viser en liten økning (eks. storfe behandlet som en gruppe).

4.3 Endringer i hjortedyrbestandene

Mens antallet husdyr på beite i utmarka er gradvis redusert i løpet av de siste 50 årene, har hjorteviltbestandene økt vesentlig. Dette gjelder spesielt for de skoglevende artene (elg, hjort og rådyr), samt tamrein, mens den samlede bestanden av villrein i mindre grad har endret seg i 50-årsperioden.

Økningen av elg, hjort og rådyr i perioden 1949-1999 var fortsettelsen av en positiv utvikling i bestandstetthet og utbredelse for disse artene som startet midt på 1800-tallet. På det tidspunktet nådde hjorteviltet sitt bestandsminimum i Norge (rådyret var endog utryddet) etter vedvarende bestandsnedgang siden 1600-tallet. Mye av nedgangen kan trolig tilskrives moderne våpen, mer effektive fangstmetoder og generelt økende befolkningstetthet. I tillegg har antagelig høy rovdyrbelastning, og i perioder svært strenge vintre virket negativt. Etter innføringen av lover som begrenset jakten fikk vi så en økning i antall og utbredelse av elg og hjort, og på slutten av 1800-tallet innvandret rådyret fra Sverige. Til å begynne med var økningen i bestandsantall relativt beskjeden, og selv så sent som i 1920 ble for eksempel

elgen fredet som følge av en bestandsnedgang. På det tidspunktet var den norske vinterbestanden av elg neppe over 5000 dyr, og utbredelsen var begrenset til barskogsområdene på Østlandet og Midt-Norge opp til sørlige Nordland. I samme periode var hjortebestanden begrenset til noen få hundre dyr i 7 områder på Vestlandet (Collet 1912; Langvatn 1999), mens rådyret så vidt hadde fått fotfeste i Sørøst-Norge (Cederlund og Liberg 1995). I de etterfølgende 30 årene økte bestandene både i antall og utbredelse. I 1950 var det åpnet for elgjakt i 63 % av kommunene som hadde elgjakt i 1999, mens tilsvarende tall for kommuner med hjort- og rådyrjakt var henholdsvis 22 % og 24 %. Som vist i Figur 4 så fortsatte den positive trenden frem til begynnelsen av 1990-tallet for elg og rådyr, mens bestanden av hjort fortsatt øker (Figur 4).

Økningen i tetthet og utbredelse av hjorteviltet kan tilskrives flere forhold. Reduksjonen i antall store rovdyr hadde sannsynligvis en effekt, spesielt tilbake på 1800-tallet. Siden har ulv og bjørn stort sett vært fraværende og rovdyr har kun hatt nevneverdig effekter på tilveksten av rådyr (rev og gaupe). Sannsynligvis hadde også tilbakegangen i husdyrbeitingen en positiv effekt på næringstilgangen for hjorteviltet som følge av redusert direkte konkurranse om beiteplantene. I tillegg hadde husdyrhold og annen utmarksbruk (vedhogst, lauvving og slått) negative effekter på tilveksten av viktige beiteplanter for hjorteviltet. Siden har vi opplevd en gjengroing av tidligere intensivt utnyttede utmarksarealer, med den følge at disse nå er mer egnet som beite for hjortevilt enn for husdyr (Ahlén 1965; Ahlén 1975). Etter krigen har det også vært vesentlige endringer i skogbruket. Spesielt overgangen til bestandsskogbruket på 1950- og 60-tallet medførte økt produksjon av attraktive busker og trær i riktig høyde (Andersen 1991). Dette var forhold som virket positivt på næringstilbudet for elg og delvis rådyr, som begge er typiske lauv- og kvistetere, men i kanskje mindre grad for hjorten. Derimot kan granplantingen på Vestlandet ha skapt viktige overvintringshabitater for hjorten (Ahlén 1965; Mysterud m.fl. 2002).

Selv om økt beiteproduksjon og redusert konkurranse fra husdyr har hatt en positiv effekt på antallet hjortevilt skogen kan forsørge (bæreevnen), er det lite som tyder på at næringsmangel har begrenset tilveksten av elg og hjort før inntil relativt nylig. På den annen side kan klimaendringer ha hatt en viss effekt ettersom bestandstilveksten av rådyr, og i mindre grad hjort og elg, kan begrenses av strenge vintre. Det er således antydning at nedgangen i jaktuttaket for rådyr og delvis elg på slutten av 1960-tallet var et resultat av spesielt snørike vintre i denne perioden (Hjeljord 2008). Senere har de strenge snøvintrene kommet mindre hyppig, noe som kan ha virket positivt på bestandsveksten.

Den viktigste årsaken til bestandsveksten i hjorteviltbestandene de siste 50 årene er trolig redusert jakttrykk. I årene etter krigen fikk vi mer moderne jaktlover, og forvaltningen arbeidet for å øke bestandene av hjortevilt. Et viktig grep var innføringen av 'rettet avskytning' på slutten av 1960-tallet, spesielt for elg og delvis hjort. Før overgangen var det vanlig å felle en stor andel eldre hunndyr, noe som medførte at det ble relativt få og unge hunndyr tilbake i bestanden, og lav kalveproduksjon det påfølgende året. Det var også forbud mot felling av kalv. Etter innføringen av rettet avskytning ble jaktfokus rettet mot yngre dyr (kalv og åring) og voksne hanndyr. Resultatet ble en dreining av kjønnsraten mot en større andel eldre og produktive hunndyr, og en påfølgende økning i tilvekstratene. På det viset kunne en fortsette å felle det samme - og etter hvert også et økende antall individer - samtidig som deler av tilveksten ble tilført neste års bestand.

Villreinen har i mindre grad vært gjenstad for samme bestandsvekst som det skoglevende hjorteviltet. Tvert imot har det vært stor variasjon i bestandsutviklingen mellom områder

delvis på grunn av ukontrollerte svingninger og delvis som følge av en bevisst forvaltningspolitikk. Deler av forvaltningseffekten besto i å omdefinere tidligere tamreinbestander til villrein. Økningen i metabolsk biomasse av villrein i Midt-Norge i studieperioden skyldes for eksempel etableringen av Forollhogna villreinområde på basis av en liten flokk med forvillet tamrein på 1950-tallet (Brox m.fl. 2006). Den samme utviklingen, fra tamrein til villrein, fant sted i Ottadalen, Rendalen, Jotunheimen og på Norefjell (Andersen og Hustad 2004). I løpet av de siste 20-30 årene har det også blitt opprettet en rekke mindre villreinområder basert på introdusert tamrein på Vestlandet. Disse har fått lov til å vokse i antall og har bidratt til økt beitetrykk i mange fjellområder som har vært uten villrein i flere hundre år.

Til tross for en aktiv forvaltning av alle villreinbestandene, har mange av dem fluktuert betraktelig i antall som følge av perioder med relativt ukontrollert vekst etterfulgt av bevisst nedskyting. På Hardangervidda ble det gjennomført slike reduksjonsavskytinger på slutten av 1960-tallet, på begynnelsen av 1980-tallet og på slutten av 1990-tallet. En tilsvarende kraftig nedskyting av stammen ble gjennomført i Snøhetta på 1960-tallet. Spesielt problematisk har det vært å forvalte villreinstammene i de største villreinfjella som på Hardangervidda og i Setesdal-Ryfylkeheiene, der usikre bestandsestimat kombinert med reinens flokk- og trekkatferd og lite bevegelig jakttrykk har gjort det vanskelig å ta ut tilstrekkelig antall dyr hvert år (Andersen og Hustad 2004). I likhet med elg og hjort har villreinen i liten grad vært utsatt for predasjon fra store rovdyr etter krigen, og jakt har derfor vært den desidert viktigste reguleringsmekanismen. I tillegg har varierende vinterklima og tetthets-avhengig næringsbegrensning i perioder påvirket kalveproduksjonen. Også disse mekanismene har vært spesielt fremtredende på Hardangervidda og i Setesdal-Ryfylkeheiene, hvor antallet dyr i forhold til vinterbeitearealet i perioder har vært svært høyt (Andersen og Hustad 2004).

I praksis betyr dette at dagens høye tettheter og metabolske biomasse av hjortevilt i all hovedsak er resultatet av en ønsket utvikling, der forvaltningen (og jegerne) har holdt jaktuttaket under den årlige tilveksten slik at bestandene kunne øke. Dette har vært mulig fordi andre naturlige begrensninger, som rovdyr, klima og næringsmangel, i mindre grad har påvirket tilvekstratene, spesielt for elg og hjort. Hjorteviltets relativt raske bestandsvekst (forrenting) og økonomiske og rekreasjonsmessige betydning har sannsynligvis virket positivt på viljen til å la dette skje. Skoglevende arter bruker relativt mindre leveområder og viser stor grad av stedstrohet sammenlignet med villreinen. Dette gjør det mulig for en eller flere jaktrettshavere (grunneiere) å gjennomføre langsiktig husholdning med dyr og samtidig høste gevinsten. Villreinens store og uforutsigbare arealbruk gjør det vanskeligere å drive målrettet forvaltning av denne arten ved hjelp av jakt. Samtidig vil villreinens arealbruk redusere den potensielle gevinsten av lokale forvaltningstiltak. Dette kan være en av flere bakenforliggende årsaker til at villreinbestandene har fluktuert mer mellom år enn hva vi har sett for bestander av elg og hjort.

Forvaltningens kontroll med bestandsutviklingen har vært viktig for mange elgbestander de siste tiårene. Etter en jevn bestandsoppgang siden 1950-tallet, ble jakttrykket bevisst økt i en rekke sørnorske elgbestander på 1990-tallet, med en påfølgende styrt bestandsnedgang (Solberg m.fl. 2006). Dette kom som en reaksjon på økende beitetrykk, skogskader og redusert bestandskondisjon (reduerte slaktevekter og fruktbarhet). Hvorvidt hjortebestander vil være like "enkle" å forvalte står tilbake å se. Tatt i betraktning hjortens relativt lave bestandstilvekstrate og begrensende migrasjonsmønster, er det sannsynlig at jakt også vil være et effektivt middel til å stabilisere og eventuelt redusere bestandene av denne arten, om

man ønsker det. Regionale forskjeller i styrken på de ulike bestandsbegrensende faktorene for hver enkelt art vil også kunne være avgjørende. Eksempelvis vil endringer i tettheten av rådyr i regioner med generelt gode bestander være mest påvirket av jaktforvaltningen, mens predasjon fra rev og gaupe (og ulv), samt klimatiske forhold vil påvirke tettheten mest i områder med lavere bestandstetthet (Linnell m.fl. 1996).

4.4 Evaluering av estimeringsmetoden og bestandsestimatene for hjortevilt

Den viktige betydningen av jakt som en bestandsregulerende faktor for hjorteviltet i Norge er en forutsetning for å kunne estimere bestandstetthetene basert på jaktuttaket. En større og mer varierende påvirkning av klima og rovdyr på bestandstilveksten gjør det vanskeligere å estimere det absolute bestandsantallet ut fra jaktstatistikk fordi den relative betydningen av disse årsakene sjelden lar seg kvantifisere over store områder. På den annen side vil den store betydningen av jakta som bestandsregulerende faktor medføre at jaktuttaket ofte er et tidsforsinket bilde på bestandsfluktuationene. Dette kan ha påvirket bestandsestimatene, spesielt i områder eller perioder med store fluktuationer i jaktuttaket (Solberg m.fl. 2006). Mer nøyaktige estimer, for eksempel basert på flytelling og/eller fangst-gjenfangstteknikker, er tilgjengelig fra mindre områder, men vil aldri kunne bli tilgjengelig på en slik skala som i dette studiet.

Ved å kombinere informasjon om jaktuttaket med estimer på naturlig dødelighet, bestandsvekst og bestandsstruktur, har det vist seg mulig å oppdrive rimelig nøyaktige estimer på bestandstettheten for elg (Solberg m.fl. 2006), og vi finner det sannsynlig at estimatene for hjort og rådyr også er tilfredsstillende på en stor skala. Metoden bygger på at jaktuttaket til enhver tid tilsvarende den årlige tilveksten av kalv minus antallet dyr som dør av naturlige årsaker (inklusive trafikkulykker) og dyr som inngår i bestandsveksten (som kan være negativ). I praksis betyr det at netto inn- eller utvandring ikke inkluderes i modellen. Vi anser det som et lite problem fordi inn- og utvandringen sannsynligvis vil være av relativt samme størrelse i de fleste kommuner og vil utgjøre en begrenset andel av bestanden. Trolig vil nøyaktigheten av tetthetsestimatet i større grad påvirkes av unøyaktighet i estimatene på bestandstilveksten og/eller bestandsstrukturen. Gode data på slike forhold er i begrenset grad tilgjengelig fra norske hjorteviltbestander, og av den grunn har vi benyttet bestandsindekser basert på utviklingen i jaktuttaket (bestandsveksten) og kjønns- og alderssammensetningen fra jegerobservasjoner (bestandsstruktur). Disse indeksene er tidligere funnet å være positivt korrelert med de relevante bestandsvariablene for hjort (Mysterud m.fl. 2007), rådyr (Grøtan m.fl. 2005; Herfindal 2006) og elg (Solberg m.fl. 2006) på stor geografisk skala, mens sammenhengen er svakere innenfor mindre områder på grunn av tilfeldigheter.

For å ta høyde for dette benyttet vi estimer på bestandsveksten basert på endringer i jaktuttaket på fylkesnivå (elg) eller landsnivå (hjort og rådyr). Disse estimatene er mindre påvirket av tilfeldigheter, men samtidig medførte dette at den geografiske variasjonen i vinterbestanden og metabolsk biomasse sannsynligvis er underestimert. I tillegg kan bruken av jaktuttaket som et mål på bestandsutviklingen ha ført til en svak overestimering av vinterbestanden (og metabolsk biomasse) fordi jaktuttaket i gjennomsnitt øker raskere enn bestanden (i %) over tid; det er derfor bestandsveksten før eller siden stopper opp (Solberg m.fl. 2006). Siden bestandene stort sett har økt i studieperioden, antar vi at denne effekten er relativt liten.

Bruken av sett elg- og sett hjort-data til å estimere bestandsstrukturen baserer seg også på antagelsen om at elg og hjort av forskjellig kjønn og alder (kalv, voksen) blir observert med

samme sannsynlighet. Dette er forhold som vi fortsatt vet lite om, spesielt for hjorten. For elgens del antyder undersøkelser fra enkelte bestander at oksene observeres med en noe høyere sannsynlighet enn kyr (Solberg upubl data), men at ku med og uten kalv observeres med samme sannsynlighet (Rolandsen m.fl. 2003). Hvis okser generelt sett observeres med større sannsynlighet enn elgkyr kan dette ha medført at vinterbestanden av elg er noe overestimert.

Underrapportering av antallet dyr som felles er et forhold som kan virke i motsatt retning. Til tross for at den offisielle jaktstatistikken i Norge betraktes som svært god, er det likevel å anta at en viss andel dyr aldri blir rapportert. Dette gjelder trolig i mindre grad for elg, og delvis hjort - der jakta har vært underlagt stor grad av kontroll, men kan ha vært en vesentlig feilkilde for felte rådyr. I forhold til elg og hjort har rådyret vært relativt stemoderlig behandlet som jaktressurs og uttaket har ofte vært underlagt mindre grad av kontroll. I deler av perioden har dessuten jaktstatistikken vært mangelfull. Dette gjelder spesielt for perioden 1984-2000 da antallet felte rådyr ikke ble rapportert til Statistisk Sentralbyrå (SSB), men der SSB estimerte det nasjonale uttaket basert på utvalgsundersøkelser blant jegerne. Antallet ble imidlertid fortsatt innrapportert til kommunene, og dette materialet er siden sammenstilt til en nasjonal database (H. Brøseth upubl. data, Grøtan m.fl. 2005) og utgjør grunnlagsmaterialet for felte rådyr i denne rapporten.

På landsnivå var antallet innrapporterte rådyr til kommunene betraktelig lavere enn det estimerte antallet. For eksempel ble det estimert et totaluttak på 59600 rådyr i toppåret 1993 (www.ssb.no), mens kun snaue 38 000 (63 %) rådyr var innrapportert felt til kommunene (Fig. 4). I hvilken grad dette misforholdet skyldes feilestimering av SSB eller om det viser graden av underrapportering til kommunene er ikke klart, men vi tror det er all grunn til å anta at fellingsstatistikken for rådyr representerer et underestimat. Dette kan i så fall ha ført til underestimering av den metabolske biomassen av rådyr. Fordi de andre parameterverdiene brukt ved modelleringen av biomassen av rådyr også er beheftet med stor usikkerhet (se metodekapittelet), er det imidlertid uklart i hvilken retning den metabolske biomassen av rådyr eventuelt er feilestimert.

I tillegg til den mulige effekten av underrapportering av jaktuttaket, kan biomassen være underestimert i kommuner uten jakt. Jakt på hjortevilt tillates vanligvis først etter at bestandene er vurdert som levedyktige og i stand til å produsere et visst overskudd. I mange kommuner uten jakt på en gitt art - spesielt i kommuner som grenser opp til kommuner med jakt - vil det ofte være et mindre antall individer som ikke inkluderes i våre estimater. Disse individene vil bidra lite til den samlede metabolske biomassen på kommunenivå, men det kan ha medført at biomassen på regional og nasjonalt nivå er svakt underestimert, i den grad antallet kommuner med små bestander er mange.

Dette betyr at parameterverdiene som er benyttet i modelleringen av metabolsk biomasse for elg, hjort og rådyr i forskjellige områder og år alle er beheftet med mulige feil. Høy korrelasjon mellom estimert metabolsk biomasse og det kommunevise jaktuttaket for både elg ($r > 0.968$ innen år), hjort ($r > 0.990$) og rådyr ($r > 0.949$) tilsier imidlertid at valget av parameterverdier kun i begrenset grad har endret på det geografiske og tidsmessige variasjonen som framkommer fra jaktstatistikken. I praksis betyr det at små forskjeller i metabolsk biomasse av skoglevende hjortevilt mellom områder eller over tid ikke bør tillegges mye vekt, men at store forskjeller med stor sannsynlighet avspeiler en forskjell. Hvor godt størrelsen på den estimerte biomassen reflekterer den faktiske metabolske biomassen av en gitt art i et område er beheftet med mer usikkerhet. Dette gjelder spesielt for den

metabolske biomassen av rådyr, som er estimert basert på svært usikre parametere, og i noe mindre grad for biomassen av hjort. Den metabolske biomasse av elg er antagelig langt mer nøyaktig fordi mer kunnskap er tilgjengelig omkring størrelse og variasjon i bestandsvekstrate og bestandsstruktur.

Til tross for at bestandsestimatene for villrein og tamrein er basert på direkte tellinger, er også disse estimatene beheftet med en viss usikkerhet. Dessverre er graden av nøyaktighet vanskelig å avklare da metodene som benyttes i liten grad gir mulighet for å estimere usikkerhetsnivået. For villrein er estimatene stort sett basert på minimumstillinger fra fly og helikopter, men det er ofte uklart hvor stor andel av bestanden som er observert. Nyere undersøkelser, der tellinger er sammenlignet med estimat basert på fangst, merking og gjenobservasjon av merka individer, antyder at en svært stor andel av villreinbestanden observeres under slike tellinger (O. Strand upubl. data). Det er likevel uklart i hvilken grad dette også var tilfelle for tidligere tellinger, som stort sett ble gjennomført fra fly. Den samme usikkerheten gjelder til en viss grad for tamrein, der antallet stort sett anslås på bakgrunn av bakketellinger under merking og slakting, men der graden av underrapportering og andelen dyr som ikke observeres under merkingen i mindre grad er kjent. Disse feilkildene er neppe av en slik størrelse at de overskygger den store variasjonen som observeres i metabolsk biomasse av rein mellom år og områder, men vil påvirke de absolutte verdiene. Fordi tellinger som benyttes til å estimere villrein og tamrein sannsynligvis oftere underestimerer enn overestimerer bestandsantallet, er det å anta at også den metabolske biomassen for rein er noe underestimert.

Alt i alt betyr dette at den estimerte metabolske biomassen for elg, hjort, rein og rådyr, og variasjonen i metabolsk biomasse over tid og mellom områder bør tolkes med forsiktighet. Basert på kvaliteten av grunnlagsdataene og vår generelle kunnskap om bestandsøkologien til de forskjellige artene, er det vårt inntrykk at biomasseestimatene er minst nøyaktige for rådyr og mest nøyaktige for tamrein og elg. Estimaten for villrein og hjort befinner seg et sted imellom. Denne rangeringen avspeiler også den relative betydningen av de forskjellige hjortedyrartene for den samlede metabolske biomassen av hjortevilt ($MB_{\text{hjortedyr}}$) på nasjonalt nivå; i alle årene har biomassen vært dominert av tamrein (1949-1989) eller elg (1999), mens rådyr og spesielt villrein har hatt mindre innflytelse.

4.5 Vurderinger av datagrunnlaget for utmarksareal

Et grunnleggende premiss for vurdering av den metabolske biomassen pr. km² (MBA) er hva som skal defineres som utmark i de forskjellige kommunene. Vi har brukt de kommunevise anslagene fra SSB i 2003 for alle år. Denne verdien inkluderer alt bortsett fra innmark, bebygde områder og vann, og viser at i gjennomsnitt 89 - 99 % av arealet i de ulike naturgeografiske regionene innen landsdel, er vurdert som utmark (Tabell 1). Det er flere åpenbare svakheter ved bruken av denne arealstatistikken: (1) For det første er mye av utmarksarealene impediment og /eller utilgjengelig på grunn av bratt og ulent terreng. Uavhengig av tilgjengelighet vil derfor kvaliteten på utmarksbeitene variere sterkt mellom områder som følge av klima, geologi og topografi. (2) Det er videre rimelig å anta at andelen utmark tilgjengelig for store planteetere har endret seg gjennom studieperioden. Neddemming av arealer (til vannkraft), nydyrking, bygging av hytter, utvidelse av byer og småsteder og utbygging av veinett har ført til en reduksjon av tilgjengelig beite mange steder. For rein, som kan føle seg truet av menneskelig aktivitet, kan slike menneskelige inngrep ha innvirkning for fordelingen av dyr og dermed den effektive MBA i landskapet (Vistnes m.fl. 2004), men se (Reimers m.fl. 2007). Samtidig har det vært en økning av tilgjengelig utmarksbeite etter hvert som utmarksslått ble redusert. Utmarksslått var en viktig arealbruk i norsk utmark frem

til midten på 1900-tallet. Hovedregelen var at de ugjødslende utmarksarealene ble slått hvert annet år. Lokalt kunne derfor store og produktive arealer bli mer eller mindre beskyttet mot beiting (se Fig. 24), slik at beitetrykket økte på andre, ofte mindre produktive arealer.

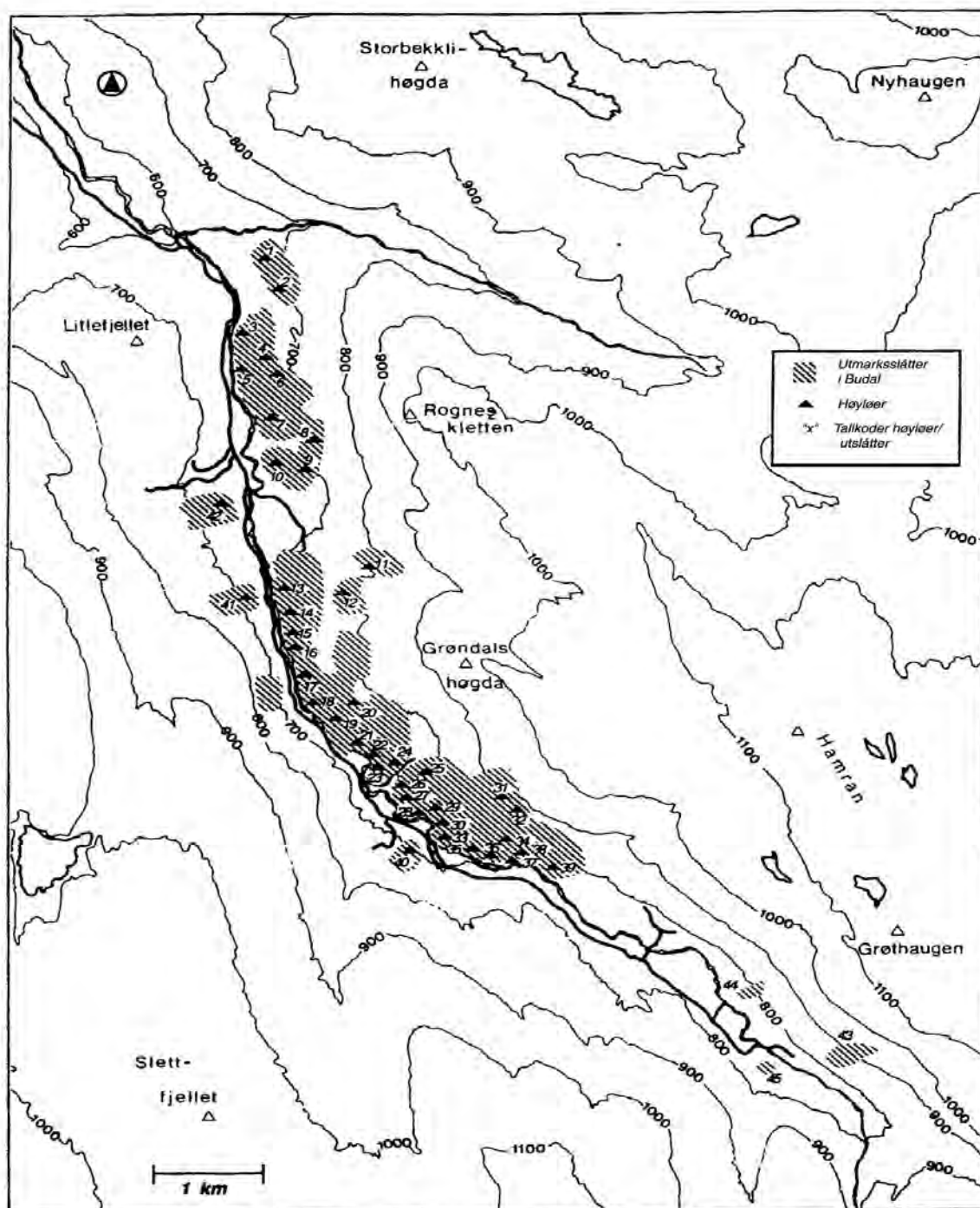


Fig. 24. Kart over utmarksslåtter og høyløer i Budalen. Slåttearealene var hovedsakelig vendt mot sørvest, og utgjorde de mest produktive arealene i seterdalen. Tallkoder er knyttet til høyløer og/eller utmarksslåtter. Mange av disse slåttene var i bruk til midten av 1950-tallet (hentet fra Olsson m.fl. 1995).

For skoglevende hjortedyr er det også sannsynlig at forholdene har endret seg til det positive ved at utmarksarealer som tidligere var intensivt utnyttet for husdyrbeite og vedhogst etc, nå gror igjen og kan tilby både mat og skjul. Mange hjortedyr, spesielt hjorten, drar samtidig nytte av innmarka som beite både i sommer- og vinterhalvåret (Mysterud m.fl. 2002).

Beitedyrenes klare preferanser for enten skogdekte arealer (elg, hjort og rådyr) eller fjell (rein) vil også kunne medføre et skjevt bilde av beitetrykket fordi MBA er skalert mot hele utmarksarealet. I kommuner med stor andel utmark over tregrensa kan beitetrykket av elg, hjort og rådyr fortone seg svært lavt, men kan i praksis være svært høyt i skogområdene. Det samme gjelder for rein i kommuner som har store areal under tregrensa. En mer detaljert kartlegging av beiteressursene vil derfor være en forutsetning for å vurdere tettheten av store planteetere i forhold til bæreevnen i et område. En slik kartlegging er gjennomført for sau i flere områder basert på fjernmåling og feltkontroll (Rekdal og Angeloff 2007). Koblet mot data over den samlede beitebelastningen i et område, kan en slik kartlegging gi forvaltningen bedre informasjon om det relative beitetrykket, og dermed et langt bedre beslutningsgrunnlag (Rekdal og Angeloff 2007). Metoden egner seg imidlertid best for fjellet, fordi beiteressursene i skog er betydelig vanskeligere å estimere ved bruk av fjernmåling.

4.6 Endringer i beitedyrs sammensetning; graseter vs. kvisteter og hjortedyr vs. husdyr

Vårt studium viser at endringer i sammensetningen av beitedyr har ført til en sterk økning i det estimerte lauv- og kvistuttaket og en tilsvarende reduksjon i uttaket av gras og urter i alle regioner. Fôrutttaket i 1949 var i hovedsak gras og urter i alle kommuner. Noen få kommuner hadde mellom 30 og 40 % kvistbeiting, men ellers var > 80 % av fôrutttaket gras og urter. Reduksjonen av gras og urter i dietten fra 1949 til 1999 var spesielt stor i lavereliggende regioner i Sørøst-Norge, der mange kommuner i 1999 hadde > 90 % kvistbeiting. Også Midt-Norge har flere kommuner med mellom 60-70 % kvistbeiting i 1999. Hvor stor andel av beitingen som skjer på vinteren i forhold til om sommeren har også en økologisk betydning fordi dyrenes beiteatferd og plantenes respons er antatt å variere mellom årstider. Beitetrykket og skaden pr. tre synes å være mer fremtredende ved vinterbeiting, når planten er i hvile, men har sannsynligvis mindre effekt på planten enn om den samme beitingen skjedde i den produktive fasen på sommeren. Mye tyder på at beitetrykket på trær og busker på sommeren i forhold til vinteren synker med økende tilbud av planter i feltsjiktet (urter) sommerstid (Sæther m.fl. 1992; Sæther og Andersen 1987; Solberg m.fl. 2006). Samtidig er det en kjensgjerning at hjortedyr som lever under nordlige forhold øker metabolismen og næringsinntaket i sommersesongen, når næringstilbudet er på topp (Schwartz og Renecker 1998). For eksempel øker elgen inntaket av fôr (tørrstoff) med nær 100 % fra sommer til vinter (Schwartz og Renecker 1998). Effekten av beiting på tilveksten av trær og busker sommerstid kan derfor være høy, selv i områder der mye av beitingen skjer i feltsjiktet. Det faktum at hjortedyr beiter mer på feltsjiktarter i sommersesongen enn i vintersesongen, samtidig som de beiter mer intensivt, betyr at den relative økningen i lauv- og kvistinntaket antagelig er noe overestimert. Dette forsterkes av at antallet individer som ligger til grunn for den estimerte MBA er høyere på sommeren (her inngår dyrene som felles på høsten) i forhold til vinteren.

Figur 25 viser en skjematisk oversikt over den relative betydningen av hjortedyr i forhold til husdyr i Norge siden isen forsvant for ca. 10 000 år siden. Kunnskapsgrunnlaget for å tidfeste endringene av andel kvistbeitere (hjortedyr) i forhold til graseter (husdyr) er sparsomt. Selv om de regionale variasjonene sannsynligvis er store, er det grunn til å anta at dagens dominans av lauv- og kvistbeiting i Sørøst- og Midt-Norge er et kontinuitetsbrudd i et

Bein av rein, elg, hjort (rådyr)
funnet på fangstplasser før
jordbruket

Fangstanlegg for
elg og rein i
bronsealderen

Lite hjortedyr
fra 1500-tallet

Hjortedyrene
vender
tilbake

Hjortedyr



Husdyr

Sau, geit,
storfe

Etablering av
jordbruk

Jordbrukseksponasjon i
eldre jernalder

Redusert
husdyrbeite i
utmark



Dominerende beitestrategi



KE

Dominerende dyregruppe
Hjortedyr

KE/GE

Hjorte- og
husdyr

GE

Husdyr

KE

Hjortedyr

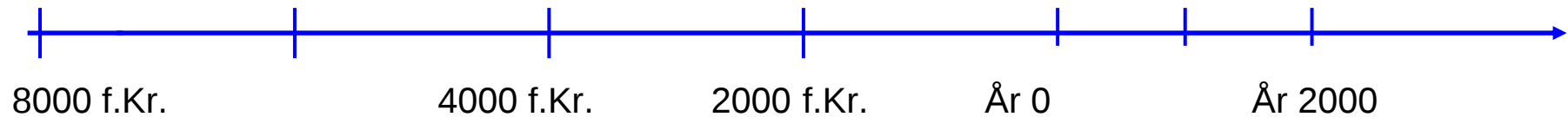


Fig. 25 Husdyr vs. hjortedyr; en skematisk oversikt over den historiske utviklingen. KE = kvistetere, GE = grasetere.

historisk perspektiv, og en gjeninnføring av et beiter regime som ikke har eksistert siden forhistorisk tid. Noen av de eldste sporene av husdyrbruk i Norge er funnet i Vest-Norge (Myhre og Øye 2002). Selv om man i Vest-Norge ved hjelp av paleologiske og arkeologiske data finner at jordbruket i hovedsak ble etablert i sein steinalder (2200-1700 f. Kr.), utgjorde husdyrbein (sau og geit samt i mindre grad storfe) bare mindre andeler av pattedyrbeina (mellom 8-18 %) helt frem til tidlig bronsealder 1700-1000 f. Kr., (Hjelle m.fl. 2006). Dette var samtidig en periode der jakt og fangst var viktige næringer (Hjelle m.fl. 2006). De store fangstanleggene for elg og rein kan ha medført sterk bestandsreduksjon av hjortedyr allerede fra bronsealder ettersom teknologien og metodene for jakt ikke endret seg vesentlig frem mot år 1500 da hjortedyrbestandene var svært lave. Jordbruksekspansjonen i eldre jernalder - i de første hundreår etter Kristi fødsel - er dokumentert gjennom pollendata og arkeologiske funn, og viser en intensivering av husdyrhold og åkerbruk, samt økt utnytting av utmarka, der også jernutvinning ble en sentral aktivitet (Myhre og Øye 2002). I de påfølgende århundrene var det stor variasjon i husdyrhold og utmarksutnytting generelt, som følge av kulturelle og naturlige faktorer. En nedgangsperiode fra ca. 550 til 800 e. Kr. (folkevandringstiden) ble etterfulgt av en ekspansjonsperiode (ca. 950-1300 e. Kr.) for husdyrbruket, med sterkt press på utmarka (Myhre og Øye 2002). Etter ytterligere nedgang i forbindelse med svartedauen (år 1349), fulgte ny ekspansjon på 1500-tallet. I dette århundre har vi også de første sikre opplysninger om at hjortedyrbestandene var sterkt begrenset gjennom jakt og fangst (se introduksjon). Dette antyder at husdyrene (og graseterene) har vært dominerende som store planteetere i norsk utmark siden jordbruksekspansjonen i de første hundreårene etter Kristi fødsel, og at denne dominansen vedvarte frem til slutten av det 20. århundre da hjortedyr igjen ble dominerende (Fig. 20) og fôruttaket igjen ble dreiet over på lauv og kvist (46 % av fôruttaket på landsbasis, Fig. 22). Spesielt gjelder dette innlandskommunene der 66 % av beiteuttaket var ved lauv- og kvistbeiting i 1999.

4.7 Beiteøkologi og skala

Alle beitedyr er selektive i sitt fødevalg, men valgene blir tatt på ulike romlige skalaer, fra landskap, vegetasjonstyper, plantearter, og helt ned til bestemte deler av plantene (Senft m.fl. 1987). Store planteetere benytter ofte store arealer i sine næringssøk i utmarka. Dette gjelder spesielt hjortedyrene som ofte har mer eller mindre regelmessige vandringer mellom sommer- og vinterområder. Romlig skala er derfor et sentralt tema for vurdering av beitetrykket. I dette studiet har vi brukt data på kommunenivå, noe som ofte er en liten skala i forhold til det området som utnyttes av hjortevilt, spesielt elg og rein. For tamrein har vi i en viss utstrekning tatt hensyn til kjente vandringer ved beregningen av den metabolske biomassen, for eksempel i Finnmark. For sau har vi også kontrollert for at mange dyr beiter i en annen kommune enn hjemkommunen, der de tilbringer vinteren. Skalaen for fødevalg er videre sentralt for å forstå beitedyrs økologiske effekter. Ovenfor er det lagt vekt på graden av domestisering (hjortedyr vs. husdyr) og diettvalg (gress og urter vs. vedvekster), men disse faktorene har også andre mer spesifikke effekter på beiteøkologien. Generelt er husdyr antatt å ha høyere lokale tettheter fordi de i større grad kan styres til områder som foretrekkes av brukerne (Albon m.fl. 2007), og fordi de i større grad selekterer grasmarker fremfor skogshabitat og andre mindre kulturpåvirkede (og derfor mindre gras- og urterike) arealer. For melkeproduserende husdyr som geit og ku som daglig må melkes, blir også arealbruken begrenset. Tilleggsfôring av hjortevilt på vinteren, som har blitt mer vanlig i mange områder i Norge (Gundersen m.fl. 2006), medfører også i økende grad en styring av arealbruken til de ville planteeterne. I tillegg til å ha større leveområde enn husdyr, vil elg, hjort og rådyr foretrekke leveområder som har en viss andel skog, samtidig som hjortevilt generelt vil ha klare reservasjoner mot bruk av områder som innebærer nær kontakt med mennesker (Andersen og Hustad 2004). Kvistetere og grasetere kan også ha ulik beiteatferd uavhengig av graden av domestisering (Gordon

2003; Gordon og Prins 2008). For eksempel har graminoider (gras og starr) og vedvekster ulike kjemi, morfologi og fordeling i landskapet, noe som potensielt kan medføre forskjellig arealbruk og atferd hos kvistene og grasetene, og i sin tur forskjellige effekter på vegetasjonen

4.8 Beitetrykk, sammensetningen av beitedyr og vegetasjonsutviklingen

Fordi de forskjellige artene har ulike beitestrategier og ulike diettsammensetning, vil den sterke endringen i beitedyrsamfunnene ha en viktig økologisk betydning utover de rene tetthetsendringene. Ulik grad av diettoverlapp vil igjen påvirke interaksjonen mellom dyr (Latham 1999; Mysterud 2000). For plantene betyr endring i beitestrategier at konkurranseforholdene artene imellom endrer seg slik at vegetasjonsutviklingen kan dreies i ulike retninger. En dominans av grasetene vil gi konkurransefordeler for graminoider (grasplanter), mens en dominans av kvist- og lauvete forventes å skape nedgang for graminoider og et feltsjikt dominert av skogsamfunnets arter; dvergbusker, moser og skoglevende urter (Hester m.fl. 2006; Skarpe og Hester 2008). Tidskalaen for endringene og graden av endring vil være bestemt av intensiteten og varigheten av de ulike beiteregimene, samt habitatfaktorer som klima og jordsmonn etc. Ved en kombinasjon av grasetene og kvistene vil alle livsform-grupper være utsatt for beiting. For eksempel vil vedvekster som unngås av grasetene ofte beites av kvist- og mellombeitere. Hvilke effekter denne sambeitingen vil ha på vegetasjonssammensetningen er dårlig undersøkt. Ut i fra det vi vet om de enkelte beitedyrs effekter på vegetasjonen, kan vi likevel anta at grasetene og kvistene vil ha motvirkende eller kompensatoriske effekter på vegetasjonen fordi de velger konkurrerende arter. For noen av artskombinasjonene (rein-graseter og hjort-grasetene) er det også rimelig å tenke seg additive effekter sommerstid. Med unntak av flere kommuner i Sørøst-Norge, var det beiting fra både grasetene og kvistene i de fleste kommuner i 1999. Hvis det totale beitetrykket er tilstrekkelig, kan dette gi muligheter for bevaring av engsamfunnets plantearter, samtidig som ungskogen av selekterte vedvekster holdes nede gjennom vinterbeiting. For de ulike kulturmarkshabitatene som lynghei og seminaturlige grasmarker, er dette forventet å medføre økt vegetasjonsheterogenitet. Samtidig vil det gi en mosaikk av ulike vegetasjonstyper, noe som igjen kan gi en positiv effekt på det biologiske mangfoldet på landskapsskala. Det er imidlertid gjort få studier av hvordan den relative andelen eng- og skogsarter påvirkes av varierende tettheter av grasetene i forhold til kvistene. I denne sammenhengen gir vi derfor en skjematisk oversikt over hvilke forventninger vi har til hvordan vegetasjonen påvirkes av ulike beitedyrsammensetninger og hvordan planteetere med forskjellig beitestrategi vil påvirke hverandre gjensidig (Tabell 9).

Ved lave tettheter av både gras- og kvistene forventes en generell gjengroing, med etablering av suksesjonstrær, og en gradvis reduksjon av grasmarksvegetasjon (Tabell 9 a). Dette var situasjonen i store deler av landet på 1960- og 1970-tallet da husdyrbeitingen var vesentlig redusert, samtidig som hjortedyrtetthetene fremdeles var lave (Jfr. Fig. 16). Dette "vinduet" i en lang historie med hardt beitepress ga muligheter for en rask skogssuksesjon med etablering av arter som rogn, selje, osp og bjørk, spesielt i områder med høy produktivitet. For hjortedyrene som etablerte seg i etterkant av en slik gjengroingsfase, er det grunn til å anta at beitegrunnlaget var spesielt godt.

Tabell 9. Skjematisk oversikt over økologiske effekter av ulike kombinasjoner av graseter og kvisteter ved ulike tettheter. Hva som kan betegnes som lite og mye av henholdsvis graseter og kvisteter er lite kjent. Hvordan graseter og kvisteter påvirker hverandre gjensidig (interaksjon) ved ulike tettheter (eks. via næringskonkurranse) er også mindre kjent enn deres separate effekter på vegetasjonen. Se ellers tekst for forklaring.

	Lite kvisteter			Mye kvisteter		
	Effekter på vegetasjon	Interaksjoner mellom beitedyr	Eksempler fra Norge i perioden 1949-1999	Effekter på vegetasjon	Interaksjoner mellom beitedyr	Eksempler fra Norge i perioden 1949-1999
Lite graseter	(a) Gjengroing mot skog. Først etablering av suksesjonstrær som rogn, selje, osp, bjørk. Gradvis overgang til mer seintvoksende konkurransekraftige arter som furu og gran	Mutualistisk	Store deler av landet på 1960- og 70-tallet da husdyrbeitingen var redusert samtidig som hjortedyrbeitingen fortsatt var lav.	(b) Fremmer skogsarter innenfor lyng og moser samtidig som et visst innslag av grasmarksarter opprettholdes.	Positivt for både kvist- og graseter	Store deler av lavlandet i Sørøst-Norge i 1989 og 1999, samt deler av Trøndelag i 1999
Mye graseter	(c) Fremmer grasmarksdominert vegetasjon, samtidig som suksesjonstrær til en viss grad holdes nede	Positivt for graseter. Negativt for kvisteter.	Trolig det meste av landet i 1949. Mye av kyst- og fjellregionen i 1999.	(d) Hardt press på selekterte fôrplanter og produktive habitat.	Konkurranse	Ingen konkrete eksempler

Et åpent spørsmål er om denne gjengroingen var nødvendig for å tillate den kraftige bestandsveksten av elg, hjort og rådyr på 1970- og 1980-tallet; dvs. om husdyrhold og førsanking i utmarka delvis hindret etablering og tilvekst av hjortedyr på et tidligere tidspunkt. Også i 1999 finnes det kommuner med høy produktivitet og relativt lav beitedyrbiomasse der slike gjengroingseffekter burde være tydelige.

Høye tettheter av kvistetere og lave tettheter av grasetere er forventet å gi en overgang til skogvegetasjon med lyngarter og moser, samt skogens urter og gras (Tabell 9 b). Grasmarksarter og urter vil ha dårlige betingelser i slike systemer. Dagens fordeling av grasmarksarter er trolig heller ikke i likevekt med grasmarksarealet fordi mange av artene har problemer med å rekruttere over tid (Eriksson og Ehrlén 2001). I den grad slike habitat vil finnes i framtiden vil det være som fragmenter langs veikanter som slåes eller på dyrket mark som går ut av bruk (Eriksson m.fl. 2002). Dette beitereregimet finner vi i dag over store deler av lavlandet i Sørøst-Norge, der beitingen i 1989 og 1999 var sterkt dominert av kvistetere, mens typiske grasetere har vært fraværende de siste 30-40 årene. I tillegg er artssammensetningen i busk- og tresjiktet forventet å skifte fra løvtrær som foretrekkes av herbivorer, til en mer beiteresistent, barskogsdominert vegetasjon (Pastor og Naiman 1992; Gill 2006). Spesielt i den Sørøstnorske skogen som danner en overgang mellom sommergrønne løvskoger og barskoger (Boreonemoral sone; Moen 1998), kan slike treslagsskifter forventes (Bradshaw og Edenius 1988). Et stort antall rødlistede arter er knyttet til grasmarkshabitater og varmekjære løvskoger, spesielt i Sørøst-Norge (Kålås m.fl. 2006). Tidsskalaen for gjengroing av semi-naturlige grasmarker i Sørøst-Norge vil variere med berggrunn og topografi, men det er grunn til å anta at store deler av det åpne landskapet etter hvert vil forsvinne. Det finnes eksempler på at grasetere brukes aktivt av forvaltningsmyndighetene innenfor semi-naturlige verneområder i Norge, men aktiv bruk av store grasetere synes å være mer vanlig i forvaltningen av verneområder ellers i Vest-Europa (Piek 1998; Bokdam 2003). Selv om det er begrenset kunnskap om interaksjonseffekter mellom store planteetende arter ved lave tettheter, er det grunn til å tro at høye tettheter av kvistetere hovedsakelig vil ha en positiv effekt på grasetende arter fordi de motvirker tette skyggefulle skogsystemer som begrenser fremkommelighet og mattilgang for grasetere. Den gjensidige effekten på kvistetende arter er forventet å være minimal på grunn av den lave tettheten av grasetere i dette systemet.

Høye tettheter av grasetere og lave tettheter av kvistetere var det dominerende beitereregimet i hele Norge i 1949 (Tabell 9 c). I 1999 finner vi en dominans av grasetere i kyst- og fjellregionen, og selv om tettheten av beitedyr i utmarka har gått sterkt tilbake i kystregionen, har beitestrategien, og til en viss grad også tettheten av dyr, vært den samme i fjellregionen gjennom hele perioden (selv om det også i denne regionen var en tendens til en nedgang på 1960- og 1970-tallet). Også under slike betingelser er det trolig at et visst innslag av kvistetere vil virke positivt på graseterne, mens effekten av grasetere på kvistetere vil være avhengig av tettheten av grasetere; høye tettheter av grasetere, med sterk beiting på viktige vedvekster i etableringsfasen, er antatt å ha en negativ effekt på kvistetende arter. Dette gjelder spesielt om vedvekstene beites om sommeren. Moderat beiting av vedvekster på våren kan derimot føre til at vedvekstene får bedre kvalitet på vinteren (Alpe m.fl. 1999). I de klassiske beitestudiene til Bjør & Graffer (1963) fant de at både storfe og sau hadde en betydelig høyere andel vedvekster i dietten på våren sammenlignet med seinere i sommerhalvåret.

Høye tettheter av både gras- og kvistetere vil medføre et hardt beitepress på en rekke viktige beiteplanter (Tabell 9 d). I den grad det er stort nisjeoverlapp i dietten (eksempelvis av store konkurransekraftige urter, og vedvekster som vier, selje og rogn), kan dette gi en reduksjon i artsmangfold. Høyt beitetrykk vil imidlertid gi et mer åpent landskap enn moderat beiting.

Dette er vist i studier fra England, der tette bestander av sau og hjort ofte beiter sammen (Hester 1996). Konkurransforholdet mellom beitedyrarter er ofte noe asymmetrisk. I Skottland er det for eksempel vist at sauene har større effekt på hjorten (Clutton-Brock og Harvey 1983), mens hjorten igjen er overlegen i konkurranse med rådyr når de forekommer i samme område (Latham m.fl. 1996; Latham m.fl. 1997). Generelt er det likevel vanskelig å påvise at endringer i beitekvalitet (både positive og negative) gir en effekt på beitedyrenes demografi (Arsenault og Owen-Smith 2002).

I hvilken grad områder med høye tettheter av både gras- og kvistetere finnes i Norge er uvisst. Som antydning i oversikten over husdyr og hjortedyr (Fig.16), har hjortedyr først og fremst økt i tetthet og utbredelse etter at husdyrbeitingen (graseterne) gikk tilbake. Av den grunn har overbeiting i Norge hovedsaklig vært relatert til høye tettheter av enkeltarter, slik som for villrein (Skogland 1983; Skogland 1985; Hansen 1987) og for tamrein (Moen og Danell 2003). I alle disse eksemplene er overbeitingen knyttet til vinterbeiting i habitater som er lite interessante for andre arter (beiting på lavheier av vill- og tamrein). I de siste årene har det også vært diskutert om høye tettheter av elg medfører overbeiting og redusert bæreevne i flere kommuner i Sørøst-Norge (Solberg m.fl. 2006). Overbeiting kan også ha viktige historiske årsaker. En mulig mekanisme bak den antatte overbeitingen kan være at kraftig gjengroing med suksesjonstrær og akkumulering av attraktive beiteplanter etter at husdyrbeitingen gikk tilbake, har tillatt et beiteuttak og en produktivitet i elgstammen som langt oversteg produksjonen av nye planter. Det er derfor mulig at dagens lave produktivitet i elgstammen i Sørøst-Norge, selv ved moderat bestandstetthet, avspeiler en bedre balanse med planteproduksjonen enn hva som var tilfelle i mellomperioden som fulgte etter at husdyrbeitingen opphørte.

De forventede effektene av ulike beiteregimer på vegetasjonen som er beskrevet ovenfor gir et bilde av vegetasjonsdynamikken som en kontinuerlig prosess mellom grasmark og skogshabitat der endringene er reversible; gjennom fjerning av skog får granimoider en konkurransefordel som gjør at grasmark kan bli dominerende. Dette er den klassiske likevektsmodellen kalt range-modellen i den såkalte 'Rangeland-økologi debatten' (Sampson 1917), som bygger på at endringer i beitetrykk gir lineære effekter på vegetasjonsdynamikken. Denne modellen har gjennom de siste tiårene fått mye kritikk fordi flere studier har vist at ikke alle systemer er i likevekt. For eksempel kan beiting i tørre områder føre til brå overganger fra grasmark til ørken når beitepresset overstiger en viss terskel. I slike tilfeller er endringene ikke-lineære, og heller ikke reversible, i så fall bare over lang tid. Tilstand og overgangsmodellen 'State og transition modell' (Westoby m.fl. 1989) ble lansert for å beskrive dynamikken i system som ikke var i likevekt, og er derfor et supplement til den klassiske modellen. Andre har vist at et system kan være både i likevekt og ute av likevekt, avhengig av hvilken romlig og temporær skala man bruker, og graden av menneskelig kontroll (Briske m.fl. 2003).

Mange av beiteeffektene på vegetasjonen som vil framkomme av de forskjellige beitedyrkombinasjonene som er beskrevet over kan trolig også skape mangel på likevekt i enkelte tilfeller: (1) Etablering av skog på en stor skala (uten flekker av grasmark) kan over lang tid føre til utryddelse av mange grasmarksarter fra systemet. Grasmarkshabitater som eventuelt gjenoppstår ved fjerning av skog vil da kunne ha en helt annen artssammensetning enn det opprinnelige systemet som kanskje har utviklet seg over flere tusen år, slik som det norske landbrukslandskapet. (2) Intensiv beiting på yngre individer av enkelte prefererte treslag og urter kan medføre at rekrutteringen av individer til det reproduserende sjiktet opphører og at arten til slutt utryddes over store områder. Redusert beiting over lang tid vil

være nødvendig for at slike arter skal gjenetablere seg i et landskap. (3) Det har også vært foreslått at sterk utnytting av skog (hogst i kombinasjon med beiting) i et tresatt grasmarkssystem kan medføre en irreversibel endring til myr gjennom heving av grunnvannsnivået (Kaland 1986), og dermed reduserte muligheter for ny skogetablering.



Fig. 26 Selv utpregede grasetere kan ha en stor andel vedvekster i dietten i "vårknipa". Bildet viser storfe på utmarksbeite i Georgias fjell tidlig på våren, når det tilgjengelig beitegrunnlaget stort sett er vedvekster. Dette var trolig et vanlig syn også i Norge i tidligere tider. Foto: Per Gustav Thingstad.

4.9 Skog vs. åpne semi-naturlige habitat

Nedgangen i husdyrbeiting og økningen av hjortevilt i norsk utmark samsvarer i stor grad med forholdene ellers i Vest-Europa. Endringene i jordbrukssystemet i Vest-Europa har vært dramatisk de siste tiårene og semi-naturlige habitat har forsvunnet gjennom en intensivering av jordbruksdriften i sentrale, produktive områder, samt opphør av drift i mer marginale strøk (Ostermann 1998). Innenfor EU-landene var det i perioden 1980 til 1990 en reduksjon i grasmarksarealer brukt til beite eller forproduksjon på 1 mill. hektar (data fra EU-kommisjonen referert til i Prins og Gordon (2008). Det tradisjonelle husdyrholdet har ofte vært knyttet til rurale marginale områder og har vært avgjørende for bevaringen av tresatte semi-naturlige grasmarker ("wooded meadows"; Rackham 1986), samt subalpine og alpine grasmarker i Sør-Europas fjellområder (Rook m.fl. 2004; Hadjigeorgiou m.fl. 2005). Samtidig har sterkt voksende bestander av hjortedyr ført til store utfordringer for viltforvaltningen i hele Vest-Europa. I den grad både husdyr og hjortedyr har vært diskutert, har fokuset ofte vært på den klassiske todelingen av naturtyper; (1) semi-naturlige habitat, der jordbrukskultur er en forutsetning for bevaring av miljøkvalitetene, og (2) naturlige habitat, der menneskelig påvirkning er fraværende eller av liten betydning, slik at den naturlige dynamikken får dominere (for eksempel Bialowieza, Polen; Mitchell og Cole 1998). I disse skogsystemene har bevaring og innføring av levedyktige bestander av store beitedyr vært et tema. Store viltlevende planteetere var en del av de fleste habitater i Vest-Europa i Holocene, før utviklingen av jordbruket (van Wieren 1995; Wallis de Vries 1995). Hva som er "naturlige" beitereregimer i de europeiske skogsystemene er imidlertid et omstridt spørsmål. Spesielt er det

ulike synspunkter på hvor viktige de grasetende beitedyrene var før utviklingen av jordbruket, og hvor åpent det "naturlige" skogslandskapet var (Vera 2000; Vera m.fl. 2006; Birks 2005).

Selv om Norge, i motsetning til mange av landene i Vest-Europa for øvrig, ikke har redusert det totale husdyrtallet (Fig. 3) eller grasmarksarealet for fôrproduksjon de siste 50 årene (Fig. 4), er vektleggingen av "naturlig" i forhold til "semi-naturlige habitat" i jordbrukslandskapets utmark også en utfordring for forvaltningen i Norge. Endringer i antallet husdyr og hjortedyr i Norge fra 1949 til 1999 avspeiler en endring i vår bruk av utmarka; en utmarkskultur som i økende grad utvikles i et skogkledd landskap. Trender i landbrukets næringsutvikling tilsier at denne utviklingen mot et skogsmiljø vil fortsette, og at jakt, fangst og reiseliv knyttet til skog og hjortevilt kan bli viktigere næringer i norsk utmark i fremtiden (Statistisk sentralbyrå 1999). I mange områder har også utmarkas kulturlandskap fått økt oppmerksomhet, og utgjør for eksempel viktige bevaringsmål for nyopprettede verdensarvområder på Vestlandet (<http://whc.unesco.org/en/list/1195/>). For landbruket er det også et spørsmål om hvilket jordbrukslandskap man vil ha. Endringer i rammebetingelsene for det norske landbruket åpner for en økning av mer ekstensiv utmarksbruk, der gamle raser av sau og storfe øker på bekostning av de mer produktive husdyrrasene (Statistisk Sentralbyrå 1999). Biologiske og kulturhistoriske verdier knyttet til det åpne semi-naturlige landbrukslandskapet forsvinner gradvis, med tap av biologisk mangfold (Fremstad & Moen 2001), kulturminner (Skar 2001) og verdier for næring. Avveilingen mellom skogsuksesjon og drift/skjøtsel av kulturbetingede vegetasjonstyper er derfor en hovedutfordring for natur-, og kulturforvaltningen, som mottar argumenter for en utvikling av både natur- og kulturlandskapet.

4.10 Hva vil være bærekraftige beitereregimer i dag?

Et viktig bidrag for å identifisere bærekraftig beitebruk har vært forsøket på å konkretisere ved hvilke beitereregimer *de negative* effektene av beiting oppstår. Det finnes imidlertid flere ulike syn på hva som kan oppfattes som negative effekter av beiting, eller hva vi kan kalle overbeiting. Kriteriene er ofte begrunnet ut fra ulike *verdisyn*. For eksempel vil forvaltningsmålene for en skogforvalter, viltforvalter, beitedyrforvalter og en naturverner uten spesifikke næringsinteresser kunne være veldig forskjellige (se oppsummering i Coughenour og Singer 2000; Mysterud 2006). Mysterud (2006) foreslår å ta utgangspunkt i et beitemarkforvalterperspektiv ("range management") fordi målet/fokus her er bevaring av produksjon *både hos beitedyr og beiteplanter* (og ikke bare fokus på ett trofisk nivå). I et slik perspektiv kan bærekraftighet defineres som "*når beiteplanter klarer å opprettholde dekningsgraden over tid til tross for beiting eller relaterte prosesser*". Det motsatte vil være å betrakte som overbeiting. Et slikt fokus vil bidra med et mer konkret og lettere etterprøvbart mål enn det man finner i et naturvernperspektiv, der målet ofte er bevaring av alle arter.

I kontrast til debatten om de negative effektene av beiting har mange vært opptatt av de *positive* beiteeffektene. Også her kan man tenke seg ulike syn på hva som skal oppfattes som positivt, avhengig av verdier. For en beitebruker som driver med typiske grasetere, vil et beitetrykk som bevarer grasmarker med høy fôrproduksjon oppfattes som positivt. Tilsvarende vil moderat beiting, om utvalgte urter ikke overutnyttes (Evju m.fl. 2006), forventes å ha positive effekter på systemets biomangfold (Olff og Ritchie 1998). Som følge av den sterke gjengroingen med busker og trær av tidligere åpne kulturpåvirkede landskaper, har det vært argumentert for en økning av beitetrykket i norsk utmark. Flere beitedyr kan bidra til å redusere gjengroingen, uavhengig av annen bruk (Bruteig m.fl. 2003; Hester m.fl. 2005). Negative effekter av gjengroing på naturminner i verneområder er også dokumentert: (1) Riksrevisjonen (2006) konkluderer med at gjengroing er den viktigste årsaken til at 30 % av verneområder i Norge er vurdert som truet. (2) Videre er arealbruksendringer antatt å være

den viktigste trusselen mot rødlistearter; 85 % av artene trues av dette (Kålås m.fl. 2006). Hvor stor andel av disse arealbruksendringene som kan karakteriseres som gjengroing er uklart, men for fjellet er 45 % av rødlisteartene truet av arealbruksendringer knyttet til landbruket, noe som i hovedsak må tolkes som gjengroingseffekter (Austrheim m.fl. 2007).

Det er få studier som eksperimentelt har sett på effekten av beiting på gjengroingsdynamikken hos busker og trær. Vår kunnskap om gjengroing er i hovedsak indirekte fordi den er basert på sammenligning av ubeitede og beitede områder. Tolkningen av beitingens betydning kompliseres også av at studieområdene ofte har vært utnyttet på andre måter (slått, vedhogst med mer; Bruteig m.fl. 2003). Tatt i betraktning den forholdsvis moderate nedgangen i metabolsk biomasse av store planteetere i utmarka fra 1949 til 1999 (med unntak av kystregionen og Vest-Norge), er det grunn til å tro at gjengroingsproblematikken også er et resultat av redusert vedhogst og opphør av utmarksslått. Hvis formålet er å opprettholde det åpne landskapet uten å intensivere beitingen, bør derfor andre former for utmarksutnytting vurderes i tillegg til beiting. Det er dessuten flere eksempler fra seinere tid, der beitebruk *alene* har medført overutnytting av utmarksressursene. Dette gjelder for fjell- og tundraområder (rein; Bråthen m.fl. 2007; Ims m.fl. 2007, sau; Rekdal og Angeloff 2007). Hele 57 av 135 kommuner som hadde økt beitetrykk fra 1949 til 1999 lå i fjellet. Tidligere tiders ressursutnytting i utmark var mer omfattende, og det er tvilsomt om den historiske utmarksutnyttingen i Norge på 18- og tidlig 1900-tallet var bærekraftige i forhold til biomangfold og husdyrproduksjon. Dette var i mange områder fattigdommens landbruk, der både husdyr og landskap ble overutnyttet. Samtidig var skog og beitearealer ofte en begrenset ressurs, noe som antageligvis også begrenset hjortedyrenes livsbetingelser. Tidlig på 1900-tallet kom det flere rapporter om avskoging i Norge (Gierløff 1923). Dette var spesielt tydelig på kysten (hvor torv var den viktigste kilde til brensel), men også i fjellbygdene gikk skogen tilbake. Oppmerksomheten omkring dette førte til opprettelsen av landskogstakseringen i 1919, som i første omgang fokuserte på de typiske skogsområdene (eksklusive kyst og fjell). Dette var ikke bare forstfolks "klaging". En av botanikkens pionerer, Dr. Thekla Resvoll, uttalte for eksempel at "den viktigste årsak til fjellskogens tilbakegang på Østlandet [er] ysting av gjetost og fetost, da fjellbjerken og eneren må holde for (eneren som betyr så meget både til le og for jordbunnen og beitegresset)" (Gierløff 1923 s. 243). Dette fullseterbruket krevde store mengder ved. I Sør-Trøndelag var det beregnet et vedforbruk på 0,5-0,75 famner (0,6- 0,9 m³) for å foredle melken til en ku gjennom sommeren (Reinton 1955). For å få en bedre forståelse av beitetrykket i norsk utmark i perioden 1949 til 1999 kan antallet utmarksbeitende dyr i denne perioden sammenholdes med antallet som tidligere var til stede i utmarka. Figur 3 viser at antallet husdyr i Norge nådde en historisk topp i 1939 for alle arter med unntak av geit, som nådde en topp i 1929. Et kritisk punkt er imidlertid hvordan man skal tolke husdyrstatistikken på 1800-tallet. Tidspunktet for registrering av antall husdyr var den gang 31. desember (vinterbesetning), mens man på 1900-tallet registrerte antallet dyr sommerstid. Skurdal (1998) opererer med 0,75 lam pr. sau, 1,0 kje pr. geit og 1,0 kalv pr. voksne ku (for 60 % av bestanden) for husdyrbestandene på 1800-tallet. Legger man disse tallene til grunn, nådde antallet husdyr i Norge sitt maksimum på midten av 1800-tallet, på et nivå som var betydelig høyere enn i 1939. På den annen side var husdyrrasene på 1800-tallet forskjellig fra rasene på 1900-tallet og dyrenes kondisjon var ofte lavere (Borgedal 1966; Gjerdaaker 2002). Den metabolske biomassen pr. dyr var derfor trolig mye lavere på 1800-tallet enn senere. Økningen i antall dyr på begynnelsen av 1900-tallet samsvarer i tid med økt bruk av kunstgjødsel og kulturbeiter (Fig. 3 og 4).



Fig. 27. Budalen seterdal, Midtre-Gauldal kommune i Sør-Trøndelag. I likhet med de fleste fjellkommuner i Trøndelag har utmarksbeitingen her vært høy i hele perioden fra 1949 til 1999, men gjengroingen i fjellbjørkeskogen er likevel markert. Redusert vedhogst samt opphør av utmarkslåttene midt på 1950-tallet er her viktige faktorer for å forstå gjengroingen. Merk at store deler av landskapet på venstre side av elva i dalbunnen var slått hvert annet år helt fram til midten av 1950-tallet (jfr. Fig. 24). Foto: Gunnar Austrheim

Det er grunn til å tro at dette var en landbruksutvikling som ga husdyrbrukere muligheten til å redusere bruken av utmarksressursene, og da særlig vinterfôrdelen som i dag utelukkende blir produsert på innmark (Borgedal 1966; Gjerdaaker 2002). Fra 1939 til 1949 sank husdyrtallene noe, spesielt for kyr, geit og ungdyr av storfe, hovedsakelig på grunn av knapphet på ressurser i krigsårene (Almaas 2002). Det er grunn til å tro at mange husdyrbrukere i denne perioden også så seg nødt til å øke utmarksbruken på grunn av begrenset tilgang på innsatsfaktorer, som for eksempel kunstgjødsel.

4.11 Forvaltning av store beitedyr

Hvilke beitereregimer (beitetrykk og sammensetning av beitedyr) som velges av forvaltningen i ulike områder vil være viktig for utviklingen av landskapet og vegetasjonen i Norge. Store planteetere kan påvirke økosystemet i uønsket retning hvis de opptrer ved (1) for høye tettheter (overbeiting) eller (2) ved for lave tettheter (gjengroing). I tillegg kan endringer i beitedyrsammensetning ha konsekvenser for økosystemet ved at det endrer konkurranseforholdet i plantesamfunnet. En dreining fra gras- til kvistetere er for eksempel antatt å utgjøre en trussel for semi-naturlige grasmarksarter.

I dag finnes det ingen felles forvaltning av store beitedyr i Norge, og dermed ingen samlet styring av effektene disse nøkkelartene har på utviklingen i norsk natur. Hver enkelt av disse artene er imidlertid kontrollert gjennom husdyrhold og hjorteviltjakt - komplekse aktiviteter styrt av naturgitte og kulturelle forhold. Miljøforvaltningens prioriteringer for husdyrhold og hjorteviltjakt i Norge har dessuten vært preget av ulike strategier. For husdyrholdet har det vært spesiell fokus på å opprettholde utbytte og dyrevelferd ved å begrense skade forvoldet av rovdyr (hovedsaklig på sau og rein) og sykdom (for eksempel knyttet til rome-beiting og alveld), samt å begrense betydningen av andre ulykkesårsaker (eks. gjerdning mot

ulykkesområder). I tillegg har det vært en økende bevissthet omkring bruken av husdyr for å begrense gjengroingen av utmarka. Målet for hjorteviltjakten har lenge vært å øke jaktutbyttet gjennom selektiv jakt, mens hovedfokus i dag er mer rettet mot de skadelige effektene av høye tettheter, f. eks. antallet trafikkulykker og beiteskader på økonomisk viktige treslag. Forvaltningen av både hjortedyr og husdyr mangler likevel et mer helhetlig perspektiv der bærekraftig forvaltning diskuteres ut i fra de effektene dyrene har på leveområdet som helhet (på et økosystemnivå). Selv om forvaltningsmyndighetene innenfor miljø og landbruk har uttrykt målsettinger om at tettheter av både hjortedyr (Direktoratet for naturforvaltning 1995) og husdyr (Stortingsmelding nr.19 1999-2000 2000; Stortingsmelding nr.12 2002-2003 2003) skal være bærekraftige, mangler det en omforent oppfatning av hvordan begrepet bærekraftighet skal forstås. Det er derfor ikke mulig å vite om det er høy eller lav grad av måloppnåelse på dette punktet i norsk utmark i dag.

5 LITTERATUR

- Aanes, R., Linnell, J., Perzanowski, K., Karlsen, J. og Odden, J. 1998. Roe deer as prey. - In: Andersen, R., Duncan P. og Linnell, J. (red.), The European roe deer: The biology of success. Scandinavian University Press, pp. 139-161.
- Abrahamsen, J. 1977. Naturgeografisk regioninndeling av Norden. Nordisk Utredning Serie B. 34: 1-135.
- Ahlén, I. 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. - Swedish Wildlife Research 3: 177-376.
- Ahlén, I. 1975. Winter habitats of moose og deer in relation to land use in Scandinavia. - Swedish Wildlife Research 9: 45-192.
- Albon, S. D., Brewer, M. J., O'Brian, S., Nolan, A. J. og Cope, D. 2007. Quantifying the grazing impacts associated with different herbivores on rangelands. - Journal of Applied Ecology 44: 1176-1187.
- Almaas, R. 2002. Norsk landbrukshistorie III. 1920-2000. Frå bondesamfunn til bioindustri. - Det Norske Samlaget.
- Alpe, M. J., Kingery, J. L. og Mosley, J. C. 1999. Effects of summer sheep grazing on browse nutritive quality in autumn og winter. - Journal of Wildlife Management 63: 346-354.
- Andersen, R. 1991. Elgen og bestandsskogbruket. - Fauna 44: 30-40.
- Andersen, R. og Hustad, H. 2004. Villrein & Samfunn. En veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villreinfjell. NINA Temahefte 27: 1-77.
- Appolonio, M., Andersen, R. og Putman, R. 2008. European Ungulates og their Management in the 21st Century. - Cambridge University Press.
- Arsenault, R. og Owen-Smith, N. 2002. Facilitation versus competition in grazing herbivore assemblages. - Oikos 97: 313-318.
- Asbjørnsen, E. J., Sæther, B.-E., Linnell, J., Engen, S., Andersen, R. og Bretten, T. 2005. Predicting the growth of a small introduced muskox population using population prediction intervals. - Journal of Animal Ecology 74: 612-618.
- Austrheim, G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Mysterud, A. og Ødegård, F. 2007. Fjellet - Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Trondheim, Artsdatabanken. Faktaark s.1-9.
- Barth, E. K. 1981. Rein og elg, livsviktige ressurser gjennom årtusener. - Fauna 34: 150-161.
- Berglund, B. E. (ed.) 1991. The cultural landscape during 6000 years in southern Sweden: the Ystad project.
- Bernes, C. (ed). 1994. Biological diversity in Sweden. Monitor 14. Solna, Sweden, Swedish Environmental Protection Agency.
- Bevanger, K. og Jordhøy, P. 2004. Reindeer - the mountain nomad. Trondheim, Naturforlaget. pp.1-168.
- Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. og Moe, D. 1988. The cultural landscape: past, present og future. - Cambridge University Press.

- Birks, H. J. B. 2005. Mind the gap: how open were European primeval forests? - *Trends in Ecology og Evolution* 20: 154-156.
- Bjor, K. og Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. - *Forskning og og forsøk i landbruket* 14: 121-365.
- Bokdam, J. 2003. Nature conservation og grazing management. Free-ranging cattle as driving force for cyclic vegetation succession. Wageningen, Wageningen University.
- Borgedal, P. 1966. Norges jordbruk i nyere tid. Bind I. Oslo, Bøndernes Forlag.
- Bradshaw, R. H. W. og Edenius, L. 1988. The Fennoscandian perspective: boreal, hemiboreal og nemoral forest. - In: Humphrey, J. W., Gill, R. og Claridge, J. (eds.), *Grazing as a Management tool in European Forest Ecosystems*. Forestry Commission.
- Bråthen, K. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Fauchald, P., Tveraa, T. og Hausner, V. H. 2007. Density-dependent productivity regimes among reindeer herds: a case for induced shift in ecosystem productivity? - *Ecosystems* 10: 773-789.
- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D. og Smeins, F. E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. - *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.
- Brox, K. H., Jordhoy, P. og Meli, J. J. 2006. *Opplev Forollhogna*. - Snøhetta Forlag.
- Brudeli, I. 1959. *Norsk tamreindrift*. - A.S. Lunde & Co's Forlag.
- Bruteig, I., Austrheim, G. og Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning. NINA Fagrapport 071: 1-65.
- Cederlund, G. og Liberg, O. 1995. *Rådjuret - Viltet, Ekologin ock Jakten*. Svenska Jägareförbundet.
- Clutton-Brock, T. H. og Harvey, P. H. 1983. The functional significance of variation in body size among mammals. - *Special publications of the American Society of Mammalogists* 7: 632-663.
- Collet, R. 1912. *Norges Pattedyr*. H. Aschehough & Co. (W. Nygaard).
- Coughenour, M. B. og Singer, F. J. 2000. The concept of overgrazing og its application to Yellowstone's northern range. - In: Keiter, R. B. og Boyce, M. S. (eds.), *The Greather Yellowstone ecosystem. Redefining America's wilderness heritage*. Yale Univercity Press, pp. 209-230.
- Dahle, H. K., Danell, Ø., Gaare, E. og Nieminen, M. 1998. Reindrift i Nordvest-Europa i 1998 – biologiske muligheter og begrensninger. København, Nordisk Ministerråd. Tema Nord, 1-115.
- Dahlström, A. 2006. Betesmarker, djurantal och betestryck 1620–1850. Naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige [Pastures, livestock number og grazing pressure 1620–1850. Ecological aspects of grazing history in south-central Sweden]. PhD-thesis, Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Demment, M. W. og Van Soest, P. J. 1985. A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant og nonruminant herbivores. - *American Naturalist* 125: 641-672.
- Det Kongelige Norske Utenriksdepartementet 1967. Innstilling avgitt av den norsk-svenske reinbeitekommisjonen av 1964.

- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Forvaltning av hjortevilt mot år 2000. - Direktoratet for naturforvaltning.
- Eriksson, O., Cousins, S. A. O. og Bruun, H. H. 2002. Land-use history og fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. - *Journal of Vegetation Science* 13: 743-748.
- Eriksson, O. og Ehrlén, J. 2001. Landscape fragmentation og the viability of plant populations. - In: Silvertown, J. og Antonovics, J. (eds.), *Integrating ecology og evolution in a spatial context*. Blackwell, pp. 157-175.
- Evju, M., Myrnes, A., Austrheim, G. og Økland, R. H. 2006. Selecting herb species og traits as indicators of sheep grazing pressure in a Norwegian habitat. - *Ecoscience* 13: 459-468.
- Framstad, E. og Lid, I. B. 1998. Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. - Universitetsforlaget.
- Gaillard, J. M., Liberg, O., Andersen, R. og Hewison, A. J. M. 1998. Population dynamics of roe deer. *The European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press.
- Gierløff, C. 1923. Skogen og folket. - H. Aschehoug & CO. (W.Nygaard).
- Gill, R. 2006. The influence of large herbivores on tree recruitment og forest dynamics. - In: Danell K., Bergström R., Duncan P. og Pastor J. (eds.), *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics og conservation*. pp. 1-506.
- Gjerdaaker, B. 2002. Norsk landbrukshistorie III. 1814-1920. Kontinuitet og modernitet. - Det Norske Samlaget.
- Gordon, I. J. 2003. Browsing og grazing ruminants: are they different beasts? - *Forest Ecology og Management* 181: 13-21.
- Gordon, I. J. og Prins, H. H. T. 2007. *The ecology of browsing og grazing*. - Springer Verlag.
- Grøtan, V., Sæther, B.-E., Engen, S., Solberg, E. J., Linnell, J., Andersen, R., Brøseth, H. og Lund, E. 2005. Climate causes large scale spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. - *Ecology* 86: 1472-1482.
- Gundersen, H., Storaas, T., Nicolaysen, K. B. og Zimmermann, B. 2006. Fôring av elg i Stor-Elvdal. Erfaringer gjort ved Høgskolen i Hedmark. - *Hjorteviltet* 16: 67-69.
- Hadjigeorgiou, I., Osoro, K., Fragoso de Almeida, J. P. og Molle, G. 2005. Southern European grazing lands: production, environmental og landscape management aspects. - *Livestock Production Science* 96: 51-59.
- Hansen, I. 1987. Snøhettastammen - villreinforvaltning frem til 1970. - *Villreinen* 1: 39-40.
- Hatter, I. W. og Bergerud, W. A. 1991. Moose recruitment, adult mortality og rate of change. - *Alces* 27: 65-73.
- Herfindal, I. 2006. Life history consequences of environmental variation along ecological gradients in northern ungulates. PhD-thesis, Trondheim, Norwegian University of Science og Technology.
- Hester, A. J. 1996. Overgrazing in upland habitats: a literature review. Craigiebuckler, Aberdeen, Macaulay Research og Consultancy Services Ltd.

- Hester, A. J., Bergman, M., Iason, G. R. og Moen, J. 2006. Impacts of large herbivores on plant community structure og dynamics. - In: Danell K., Duncan P., Bergström R. og Pastor J. (eds.), Large herbivore ecology, ecosystem dynamics og conservation. Cambridge University Press, pp. 97-141.
- Hester, A. J., Lempa, K., Neuvonen, S., Høegh, K., Feilberg, J., Arnthorsdottir, S. og Iason, G. R. 2005. Birch sapling response to severity og timing of domestic herbivore browsing - implications for management. - In: Wielgolaski, F., Karlsson, P. S., Neuvonen, S. og Thannheiser, D. (eds.), Plant Ecology, Herbivory og Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Springer-Verlag.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet - biologi og forvaltning. - Tun Forlag.
- Hjelle, K. L., Hufthammer, A. K. og Bergsvik, K. A. 2006. Hesitant hunters: a review of the introduction of agriculture in western Norway. - Environmental Archaeology 11: 147-170.
- Hofman, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation og diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. - Oecologia 78: 443-457.
- Holte, V. 1977. Villreinområder i Sør-Norge. Trondheim, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, s.1-45.
- Hufthammer, A. K. og Aaris-Sørensen, K. 1998. Late- og postglacial european roe deer. - In: Andersen, R. (red.), The european roe deer: the biology of success. Scandinavian University Press pp. 47-69.
- Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Fauchald, P. og Tveraa, T. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? - Ecosystems 10: 607-622.
- Juvkam, D. 1999. Historisk oversikt over kommune- og fylkesinndelingen. Oslo-Kongsvinger, Statistisk Sentralbyrå, 99/13, s.1-90.
- Kaland, P. E. 1986. The origin og managment of norwegian coastal heaths as reflected by pollen analysis. - In: Behre, K.-E. (ed.), Antropogenic Indicators in Pollen Diagrams. A.A. Balkema.
- Kålås, J. A., Viken, Å. og Bakken, T. Norsk Rødliste 2006. 2006. Norge, Artsdatabanken. s. 1-416.
- Kausrud, K., Mysterud, A., Rekdal, Y., Holand, O. og Austrheim, G. 2006. Density-dependent foraging behaviour of sheep on alpine pastures: effects of scale. - Journal of Zoology 270: 63-71.
- Kjellander, P. 2000. Density dependence in roe deer population dynamics. PhD-thesis, Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Kleiber, M. 1961. The fire of life. An introduction to animal energetics. - John Wiley og Sons.
- Langvatn, R. 1999. Hjortens erobring av Norge. - In: Brox, K. H. (ed.), Brennpunkt Natur 98/99. Tapir, pp. 49-71.
- Langvatn, R. og Loison, A. 1999. Consequences of harvesting on age structure, sex ratio og population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway. - Wildlife Biology 5: 213-223.

- Langvatn, R., Mysterud, A., Stenseth, N. C. og Yoccoz, N. G. 2004. Timing og synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. - *American Naturalist* 163: 763-772.
- Latham, J. 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. - *Forest Ecology og Management* 120: 13-21.
- Latham, J., Staines, B. W. og Gorman, M. L. 1996. The relative densities of red (*Cervus elaphus*) og roe (*Capreolus capreolus*) deer og their relationship in Scottish plantation forests. - *Journal of Zoology* 240: 285-299.
- Latham, J., Staines, B. W. og Gorman, M. L. 1997. Correlations of red (*Cervus elaphus*) og roe (*Capreolus capreolus*) deer densities in Scottish forests with environmental variables. - *Journal of Zoology* 242: 681-704.
- Lein, H. 1977. Utmarksressurser i for og matproduksjon. Delrapport III. Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd.
- Lie, R. W. 1990. Norges faunahistorie (II): Boreal tid. - *Naturen* 2: 68-75.
- Linnell, J., Støen, O. G., Odden, J., Ness, E., Gangås, L., Karlsen, J., Eide, N. og Andersen, R. 1996. Gaupe og rådyr i østre deler av Hedemark. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet. NINA Oppdragsmelding, del 3. 414.
- Loison, A. og Langvatn, R. 1998. Short- og long-term effects of winter og spring weather on growth og survival of red deer in Norway. - *Oecologia* 116: 489-500.
- Lunden, K. 2002. Norsk landbrukshistorie II. 1350-1814 Frå svartedauden til 17. mai. - Det Norske Samlaget.
- Lykke, J. 2005. Selective harvest management of a Norwegian moose population. - *Alces* 41: 9-24.
- Milner, J. M., Bonenfant, C. H. R. I., Mysterud, A. T. L. E., Gaillard, J. M., Csanyi, S. A. N. D. og Stenseth, N. C. 2006. Temporal og spatial development of red deer harvesting in Europe: biological og cultural factors. - *Journal of Applied Ecology* 43: 721-734.
- Mitchell, F. J. G. og Cole, E. 1998. Reconstruction of long -term successional dynamics of temperate woodland in Bialowieza Forest, Poland. - *Journal of Ecology* 86: 1042-1059.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. - Statens Kartverk.
- Moen, J. og Danell, Ø. 2003. Reindeer in the Swedish Mountains: An Assessment of Grazing Impacts. - *Ambio* 32: 397-402.
- Myhre, B. og Øye, I. 2002. Norsk landbrukshistorie I. 4000 f.Kr.-1350e.Kr. Jorda blir levevei. - Det Norske Samlaget.
- Mysterud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N. G. og Stenseth, N. C. 2002. Large scale habitat variability, delayed density effects og red deer populations in Norway. - *Journal of Animal Ecology* 71: 569-580.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. - *Oecologia* 124: 130-137.
- Mysterud, A. og Austrheim, G. (red.) 2005. Økologiske effekter av sauebeiting i høyfjellet. Kortidseffekter. Utmarksnæringen i Norge 1-05: 1-91.
- Mysterud, A. 2006. The concept of overgrazing og its role in management of large herbivores. - *Wildlife Biology* 12: 129-141.

- Mysterud, A., Meisingset, E., Veiberg, V., Langvatn, R., Solberg, E. J., Loe, L. E. og Stenseth, N. C. 2007. Monitoring the population size of red deer in Norway: an evaluation of two types of census data. - *Wildlife Biology* 13: 285-298.
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C. og Langvatn, R. 2001. The effects of age, sex og density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 268: 911-919.
- Nedkvitne, J. J., Garmo, T. H. og Staaland, H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. - Landbruksforlaget.
- Norsk-Svensk Reinbeitekommisjon 2001. Norsk-Svensk Reinbeitekommisjon av 1997. Instilling.
- Olf, H. og Ritchie, M. E. 1998. Effects of herbivory on grassland plant diversity. - *Trends in Ecology og Evolution* 13: 261-265.
- Olsson, G. A., Austrheim, G., Bele, B. og Grøntvedt, E. 1995. Seterlandskapet i Budalen og Endalen, Midtre Gauldal, Midt - Norge. Kulturhistoriske og økologiske forhold i fjellets kulturlandskap. Fylkesmannen i Sør- Trøndelag, Miljøvernavdelingen 2: 1-89..
- Olsson, G. A., Austrheim, G. og Grenne, S. N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use og environmental diversity. - *Landscape Ecology* 15: 155-170.
- Ostermann, O. P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. - *Journal of Applied Ecology* 35: 968-973.
- Pastor, J. og Naiman, R. J. 1992. Selective foraging og ecosystem processes in boreal forests. - *American Naturalist* 139: 690-705.
- Persson, I.-L., Danell K. og Bergström R. 2005. Different moose densities og accompanied changes in tree morphology og browse production. - *Ecological Applications* 15: 1296-1305.
- Piek, H. 1998. The practical use of grazing in nature reserves in the Netherlands. - In: Wallis de Vries, M. F., Bakker, J. P. og van Wieren, S. E. (eds.), *Grazing og conservation management*. Kluwer Academic Publishers, pp. 252-273.
- Prins, H. H. T. og Gordon, I. J. 2008. Grazers og browsers in a changing world. - In: Gordon, I. J. og Prins, H. H. T. (eds.), *The ecology of browsing og grazing*. Springer-Verlag, pp. 1-20.
- Rackham, O. 1986. *The history of the countryside*. - J.M. Dent & Sons Ltd.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J. E. og Gaare, E. 2007. Effects of a power line on migration og range use of wild reindeer. - *Biological Conservation* 134: 484-494.
- Reinton, L. 1955. Sæterbruket i Norge I. Sæterbrukstypar og driftsformer. - Institutt for sammenlignende kulturforskning. H. Aschehoug & Co.
- Reinton, L. 1969. *Til seters*. Norsk seterbruk og seterstell. Oslo, Det Norske Samlaget.
- Rekdal, Y. og Angeloff, M. 2007. Vegetasjon og beite i Setesdal Vesthei. Skog og Landskap 8: 1-40..
- Riksrevisjonen 2006. Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområdene. Riksrevisjonen i Norge, 3:12.

- Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Tufto, J., Sæther, B.-E. og Heim, M. 2003. Factors affecting detectability of moose *Alces Alces* during the hunting season in northern Norway. - *Alces* 3979-88.
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis de Vries, M. F., Parente, G. og Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. - *Biological Conservation* 119: 137-150.
- Sæther, B.-E. og Andersen, J. E. 1987. Elgens sommerdiett i Hedmark og Troms. - *Norsk Skogbruk* 3: 18-19.
- Sæther, B.-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. og Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg- Skog-Samfunn: [The final report from the project "Moose-forest-society"]. NINA Forskningsrapport 28.
- Sæther, N. H., Sickel, H., Norderhaug, A., Sickel, M. og Vangen, O. 2006. Plant og vegetation preferences for a high og a moderate yielding Norwegian dairy cattle breed grazing semi-natural mountain pastures. - *Animal Research* 55: 367-387.
- Sampson, A. W. 1917. Succession as a factor in range management. - *Journal of Forestry* 15: 593-596.
- Schwartz, C. C. og Renecker, L. A. 1998. Nutrition og energetics. - In: Franzmann AW og Schwartz, C. C. (eds.), *Ecology og Management of the North American Moose*. Smithsonian Institutional Press, pp. 441-478.
- Senft, R. L., Coughenour, M. B., Baily, D. W., Rittenhouse, L. R., Sala, O. E. og Swift, D. M. 1987. Large herbivore foraging og ecological hierarchies. Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. - *BioScience* 37: 789-799.
- Shipley, L. A., Gross, J. E., Spalinger, D. E., Hobbs, N. T. og Wunder, B. A. 1994. The scaling of intake rate in mammalian herbivores. - *American Naturalist* 143: 1055-1082.
- Skarpe, C. og Hester, A. J. 2008. Plant traits, browsing og grazing herbivores, og vegetation dynamics. - In: Gordon, I. J. og Prins, H. H. T. (eds.), *The ecology og grazing og browsing*. Springer-Verlag, pp. 217-261.
- Skjenneberg, S. og Slagsvold, L. 1968. Reindriften og dens naturgrunnlag. - Universitetsforlaget.
- Skogland, T. 1983. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. - *Oecologia* 60: 156-168.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. - *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skurdal, E. 1997. Beiting i utmark - i praksis og i plansammenheng. - Landbruksforlaget.
- Skurdal, E. 1998. Beiting i utmark. - I: Kaurstad, E., Lium, B., Simensen, E., Austbø, D. og Ådnøy, T. (red.), *Husdyrmøtet 1998. Norges landbrukshøgskole 10. og 11. februar*. Norges landbrukshøgskole, s. 363-368.
- Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E. og Sonerud, G. A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. - *Wildlife Biology* 5: 157-166.
- Søilen, E. 1995. Sportsmenn i veideland : Norges jeger- og fiskerforbund : 125 års arbeid for jakt og fiske som rekreasjon : 1871-1996. - NJFF.

- Solberg, E. J., Grøtan, V., Rolandsen, C. M., Brøseth, H. og Brainerd, S. 2005. Change-in-sex-ratio as an estimator of population size for Norwegian moose. - *Wildlife Biology* 11: 91-100.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G. og Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne. En analyse av jaktmaterialet fra overvåkningsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. Trondheim, NINA. NINA Rapport 125..
- Solberg, E. J. og Sæther, B.-E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. - *Wildlife Biology* 5: 43-53.
- Solberg, E. J., Sæther, B.-E., Strand, O. og Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. - *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. og Wabakken, P. 2003. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. Trondheim, NINA. NINA Fagrapport 63: 1-75.
- Staaland, H., Holand, Ø., Nellemann, C. og Smith, M. 1998. Time scale for forest regrowth: abandoned grazing og agricultural areas in Southern Norway. - *Ambio* 27: 456-460.
- Steinheim, G., Nordheim, L. A., Weladii, R. B., Gordon, I. J., Ådnøy, T. og Holand, Ø. 2005. Differences in choice of diet between sheep breeds grazing mountain pastures in Norway. - *Acta Agricultural Scandinavica Section of Agricultural Animal Sciences* 55: 16-20.
- Stortingsmelding nr.12 2002-2003 2003. Dyrehold og dyrevelferd. Landbruksdepartementet.
- Stortingsmelding nr.19 1999-2000. 2000. Om norsk landbruk og matproduksjon. Landbruksdepartementet.
- Strand, O., Gaare, E., Solberg, E. J. og Willmann, B. 2004. Faggrunnlag for forvaltning av villreinstammen på Hardangervidda. Trondheim, NINA. NINA Minirapport 46.
- Stubsjøen, T., Sæther, B.-E., Solberg, E. J., Heim, M. og Rolandsen, C. M. 2000. Moose (*Alces alces*) survival in three populations in northern Norway. - *Canadian Journal of Zoology* 78: 1822-1830.
- Svenning, J. C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. - *Biological Conservation* 104: 133-148.
- Tomter, S. M. 1999. SKOG 2000 - Statistikk over skogforhold og -ressurser i Norge. Ås, NIJOS, 7/1999: 1-84.
- Tremblay, J.-P., Huot, J. og Potvin, F. 2006. Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. - *Oecologia* 150: 78-88.
- van Wieren, S. E. 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation og extensive land use in Europe. - *Biological Journal of the Linnean Society* 56 (Suppl.): 11-23.
- Veiberg, V., Meisingset, E. og Smadal, B. 2004. Evaluering av Sett-hjort og vårteljning som hjelpemiddel for den lokale bestandsforvaltninga av hjort. Norsk Hjortesenter. Fagrapport 1: 1-63.

- Vera, F. W. M. 2000. Grazing Ecology og Forest History. - CAB International.
- Vera, F. W. M., Bakker, E. S. og Olff, H. 2006. Large herbivores: missing partners of Western-European light-demanding tree og shrub species? - In: Danell K., Duncan P., Bergström R. og Pastor J. (eds.), Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics og Conservation. Cambridge University Press, pp. 203-231.
- Vigerust, Y. 1949. Fjellbeitene i Sikilsdalen. - Årbok for beitebruk i Norge 1946-1947. s.18-188.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P. og Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration og range use of wild reindeer. - Journal of Wildlife Management 68: 101-108.
- Wallin, K., Cederlund, G. og Pehrson, Å. 1996. Predicting body mass from chest circumference in moose *Alces alces*. - Wildlife Biology 2: 53-58.
- Wallis de Vries, M. F. 1995. Large herbivores og the design of large-scale nature reserves. - Conservation Biology 9: 25-33.
- Welinder, S., Pedersen, E. A. og Widgren, M. 1998. Jordbrukets första femtusen år: 4000 f. Kr. – 1000 e. Kr. Det svenska jordbrukets historia. - Natur och kultur/LT's forlag.
- Westoby, M., Walker, B. og Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. - Journal of Range Management 42: 266-274.
- Østlie, S. 1953. Jaktlovgevingen i Norge: fra de eldste tider og fram til 1899. - Arbeidernes jeger- og fiskerforbund.

Vedlegg 1. Datagrunnlag for estimering av foruttaket for de ulike husdyrene.

Alle data er hentet fra Statistisk Sentralbyrå. Se teksten for nærmere forklaring av variablene

Art	Totalt antall dyr (i fjøs eller på beite)	Total beitetid (innmark og utmark)	Total beitetid i utmark	Andel beitedyr som beiter i utmark	Beitekommune vs. hjemkommune
Sau	1949-1999*	1949, 1959, 1974** 2001**	1949, 1959, 1974**	1989, 1999	1999
Storfe-ku	1949-1999	1949-1969, 1974** 2001**	1949-1969, 1974**	1989, 1999	
Storfe-ungdyr	1949-1999	1949, 1974** 2001**	1949, 1974**	1989, 1999	
Hest	1949-1999	1949, 1974**	1949, 1974**	1989, 1999	
Geit	1949-1999	1949, 1974** 2001**	1949, 1974**	1989, 1999	

* Egne verdier for Utegangarsau som beiter ute hele året er gitt på kommunenivå i 1999.

** Beitetid for 1974 og 2001 er gjennomsnittsverdier gitt på regionnivå (naturgeografisk region innen landsdel).

Vedlegg 2: Oversikt som viser grunnlaget for beregning av variablene "beitetid utmark", "total beitetid" og "antall dyr" for hvert tiår.

	1949	1959	1969	1979	1989	1999
Sau						
Antall dyr	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Antall dyr på utmarksbeite*+	Antall dyr på utmarksbeite*+
Tid på utmark	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1959*	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974
Total beitetid	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1959*	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnitt av beitetid i 2001 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i uker for 2001
Storfe-ku						
Antall dyr	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Antall dyr på utmarksbeite*+	Antall dyr på utmarksbeite*+
Tid på utmark	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1959*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1969*	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier
Total beitetid	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1959*	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1969*	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnitt av beitetid i 2001 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i uker for 2001
Storfe-ungdyr						
Antall dyr	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Antall dyr på utmarksbeite*+	Antall dyr på utmarksbeite*+
Tid på utmark	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier
Total beitetid	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnitt av beitetid i 2001 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i uker for 2001

	1949	1959	1969	1979	1989	1999
Geit						
Antall dyr	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Antall dyr på utmarksbeite*+	Antall dyr på utmarksbeite*+
Tid på utmark	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1989. Prosentandel basert på 1974 verdier	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 2001. Prosentandel basert på 1974 verdier
Total beitetid	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnitt av beitetid i 2001 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i uker for 2001
Hest						
Antall dyr	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Totalt antall dyr*	Antall dyr på utmarksbeite*+	Antall dyr på utmarksbeite*+
Tid på utmark	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Prosentandel utmarksbeite av total beitetid i 1974	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier	Minimum er 28 dager. De kommuner som lå over i 1974 er gitt 1974-verdier
Total beitetid	Gjennomsnittlig beitetid i dager 1949*	Gjennomsnitt av beitetid i 1949 og 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Gjennomsnittlig beitetid i dager for 1974	Antar samme prosentvis endring som storfe	Antar samme prosentvis endring som storfe

* Basert på kommunedata. I ruter som mangler stjerne er dataene på regionnivå (naturgeografisk region innen landsdel).

+ Angir antall dyr det er søkt om produksjonstilskudd for.

Vedlegg 3. Analyser av endringer i MBA (1949-1999)

Parameterestimer og teststatistikk for analyser av endringer i MBA mellom 1949 og 1999 (Δ MBA) på kommunenivå for ulike grupper av beitedyr innen ulike landsdeler og naturgeografiske regioner. Intercept er Midt-Norge og fjell for henholdsvis landsdeler og naturgeografiske regioner.

Alle dyr					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-4936,22	1735,25	4346	-2,84	0,005
Nord-Norge	1398,33	2160,76	4346	0,65	0,518
Sørøst-Norge	-277,99	1986,18	4346	-0,14	0,889
Vest-Norge	-9082,85	2018,05	4346	-4,50	0,000
Intercept	-2234,70	923,47	4347	-2,42	0,016
Innlandet	-4179,69	1298,45	4347	-3,22	0,001
Kyst	-17910,75	1563,94	4347	-11,45	0,000
Alle husdyr					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-9885,45	3378,72	2171	-2,93	0,004
Nord-Norge	2806,16	4207,23	2171	0,67	0,505
Sørøst-Norge	-563,08	3867,30	2171	-0,15	0,884
Vest-Norge	-18168,33	3929,37	2171	-4,62	0,000
Intercept	-4475,20	1780,30	2172	-2,51	0,012
Innland	-8375,11	2503,21	2172	-3,35	0,001
Kyst	-35833,04	3015,04	2172	-11,88	0,000
Storfe					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-4936,22	1735,25	431	-2,84	0,005
Nord-Norge	1398,33	2160,76	431	0,65	0,518
Sørøst-Norge	-277,99	1986,18	431	-0,14	0,889
Vest-Norge	-9082,85	2018,05	431	-4,50	0,000
Intercept	-5384,13	2083,36	432	-2,58	0,010
Innland	-11205,39	2929,34	432	-3,83	0,000
Kyst	-27229,01	3528,29	432	-7,72	0,000
Sau					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-6713,77	12794,40	431	-0,52	0,600
Nord-Norge	4246,05	15931,79	431	0,27	0,790
Sørøst-Norge	11030,82	14644,57	431	0,75	0,452
Vest-Norge	-40568,71	14879,61	431	-2,73	0,007
Intercept	1269,88	6770,61	432	0,19	0,851
Innland	-4636,23	9519,89	432	-0,49	0,627
Kyst	-67961,16	11466,40	432	-5,93	0,000
Ku					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-22007,28	8820,88	431	-2,49	0,013
Nord-Norge	502,86	10983,90	431	0,05	0,964
Sørøst-Norge	-10992,21	10096,45	431	-1,09	0,277
Vest-Norge	-37619,36	10258,49	431	-3,67	0,000
Intercept	-15167,76	4436,49	432	-3,42	0,001
Innland	-19628,77	6237,98	432	-3,15	0,002
Kyst	-71218,61	7513,44	432	-9,48	0,000

Hest					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-5707,53	2198,51	431	-2,60	0,010
Nord-Norge	3251,37	2737,62	431	1,19	0,236
Sørøst-Norge	-2625,16	2516,43	431	-1,04	0,297
Vest-Norge	-4950,06	2556,82	431	-1,94	0,054
Intercept	-2316,29	1142,26	432	-2,03	0,043
Innland	-6439,04	1606,08	432	-4,01	0,000
Kyst	-12838,00	1934,48	432	-6,64	0,000

Geit					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	-862,36	422,84	431	-2,04	0,042
Nord-Norge	757,23	526,53	431	1,44	0,151
Sørøst-Norge	514,48	483,99	431	1,06	0,288
Vest-Norge	-708,89	491,75	431	-1,44	0,150
Intercept	-777,70	231,40	432	-3,36	0,001
Innland	33,89	325,36	432	0,10	0,917
Kyst	81,57	391,89	432	0,21	0,835

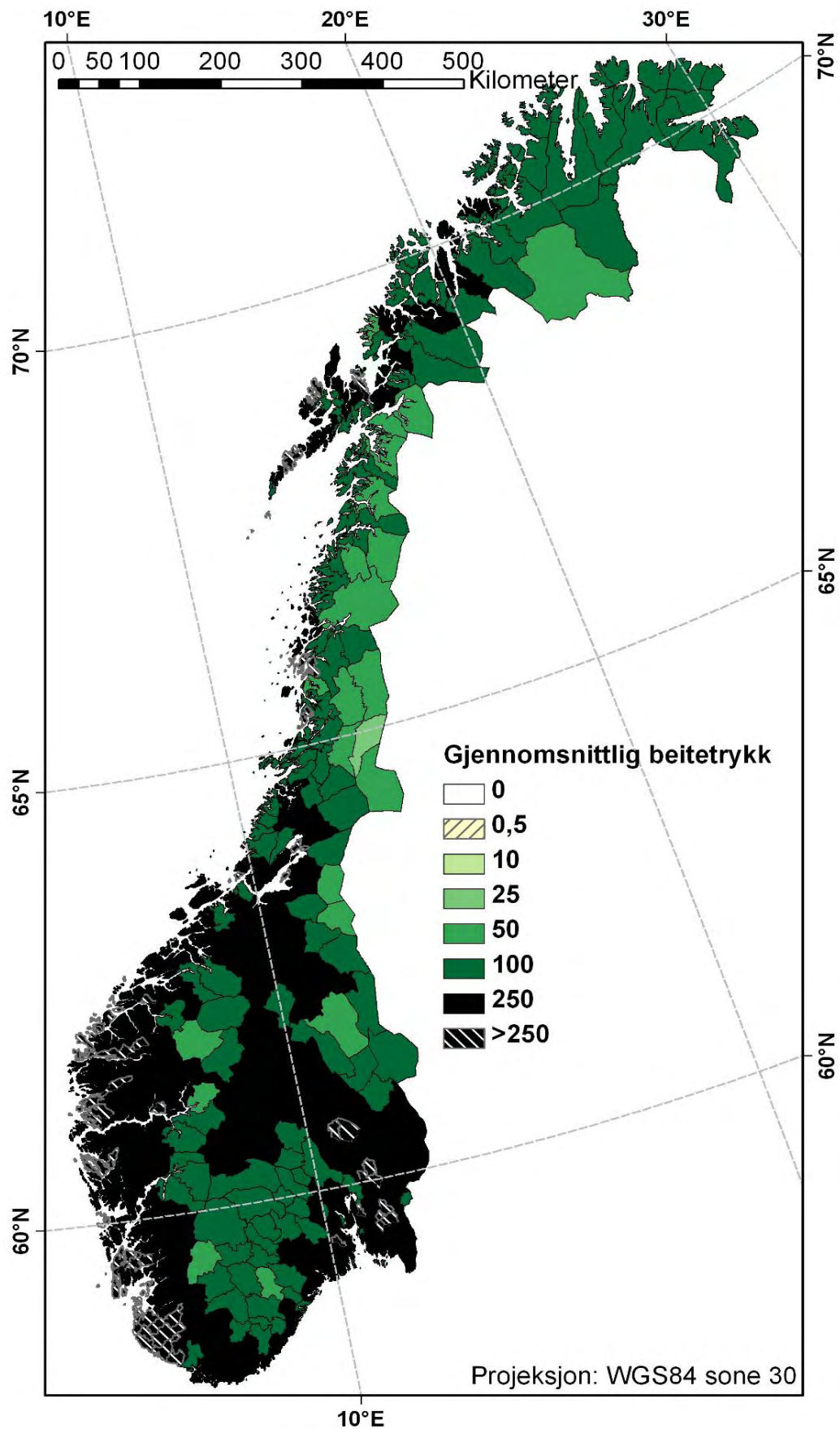
Alle hjortedyr					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	13,02	2,15	2171	6,05	0,000
Nord-Norge	-9,49	2,68	2171	-3,54	0,000
Sørøst-Norge	7,10	2,46	2171	2,88	0,004
Vest-Norge	2,63	2,50	2171	1,05	0,293
Intercept	5,79	1,15	2172	5,05	0,000
Innland	15,72	1,61	2172	9,74	0,000
Kyst	11,54	1,94	2172	5,94	0,000

Elg					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	40,48	3,84	431	10,54	0,000
Nord-Norge	-32,80	4,78	431	-6,86	0,000
Sørøst-Norge	19,89	4,40	431	4,52	0,000
Vest-Norge	-36,07	4,47	431	-8,07	0,000
Intercept	11,83	2,19	432	5,41	0,000
Innland	46,75	3,07	432	15,21	0,000
Kyst	-5,06	3,70	432	-1,37	0,172

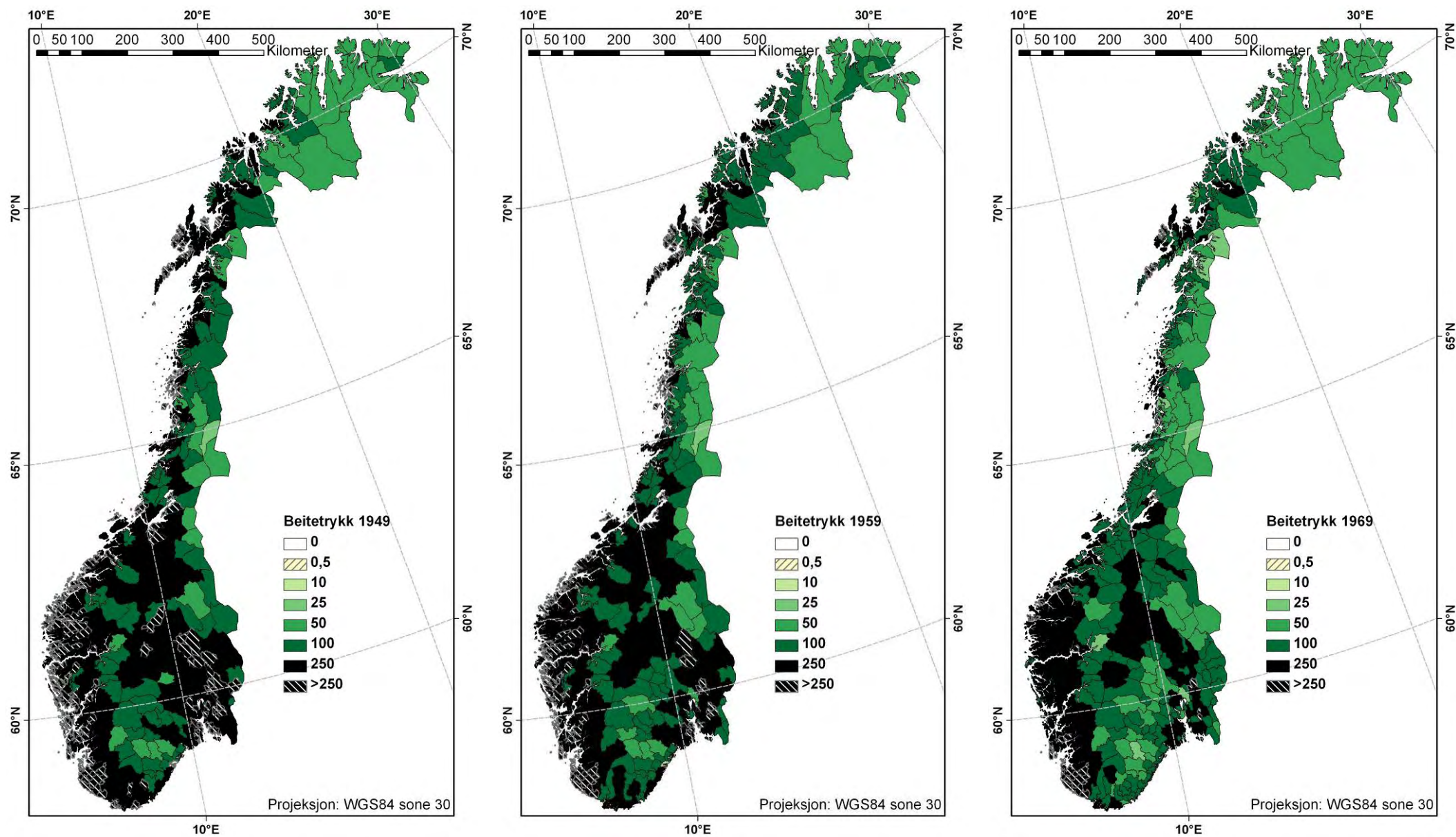
Rådyr					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	12,12	4,79	431	2,53	0,012
Nord-Norge	-11,84	5,96	431	-1,99	0,048
Sørøst-Norge	27,09	5,48	431	4,95	0,000
Vest-Norge	-0,29	5,57	431	-0,05	0,959
Intercept	1,48	2,52	432	0,59	0,557
Innland	37,36	3,55	432	10,53	0,000
Kyst	14,41	4,27	432	3,37	0,001

Hjort					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	7,89	5,67	431	1,39	0,165
Nord-Norge	-7,89	7,06	431	-1,12	0,265
Sørøst-Norge	-7,05	6,49	431	-1,09	0,278
Vest-Norge	55,38	6,59	431	8,40	0,000
Intercept	10,87	3,36	432	3,23	0,001
Innland	-1,36	4,73	432	-0,29	0,774
Kyst	52,99	5,70	432	9,30	0,000
Villrein					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	0,06	0,42	431	0,15	0,877
Nord-Norge	-0,06	0,52	431	-0,12	0,901
Sørøst-Norge	-0,07	0,48	431	-0,15	0,884
Vest-Norge	-0,69	0,48	431	-1,43	0,152
Intercept	-0,51	0,22	432	-2,28	0,023
Innland	0,52	0,31	432	1,64	0,102
Kyst	0,51	0,38	432	1,34	0,180
Tamrein					
Parameter	Estimat	SE	df	T	Pr(> t)
Intercept	4,54	0,96	431	4,74	0,000
Nord-Norge	5,12	1,19	431	4,30	0,000
Sørøst-Norge	-4,35	1,09	431	-3,98	0,000
Vest-Norge	-5,16	1,11	431	-4,64	0,000
Intercept	5,29	0,57	432	9,28	0,000
Innland	-4,65	0,80	432	-5,80	0,000
Kyst	-5,15	0,97	432	-5,33	0,000

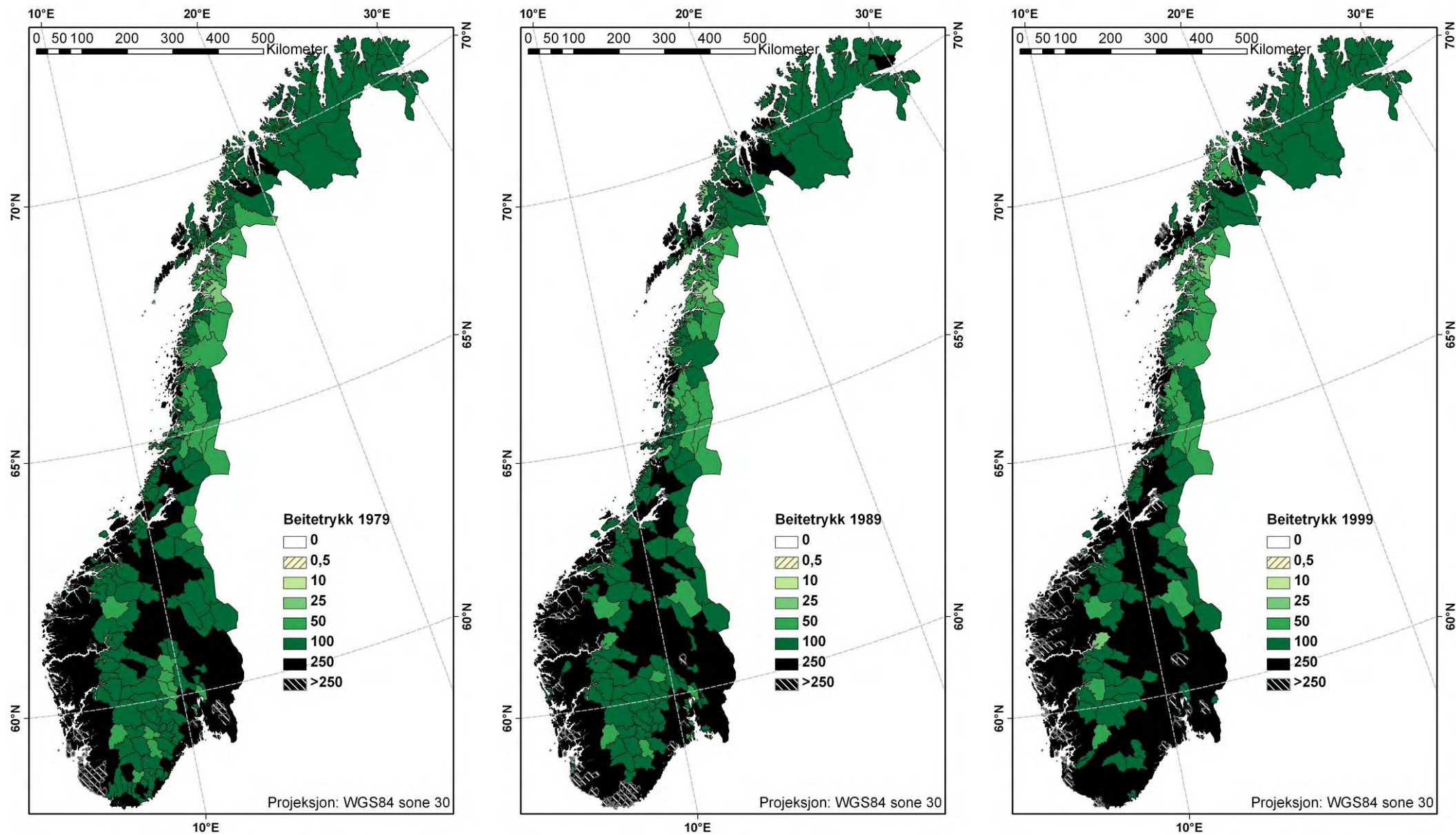
Vedlegg 4. Kart



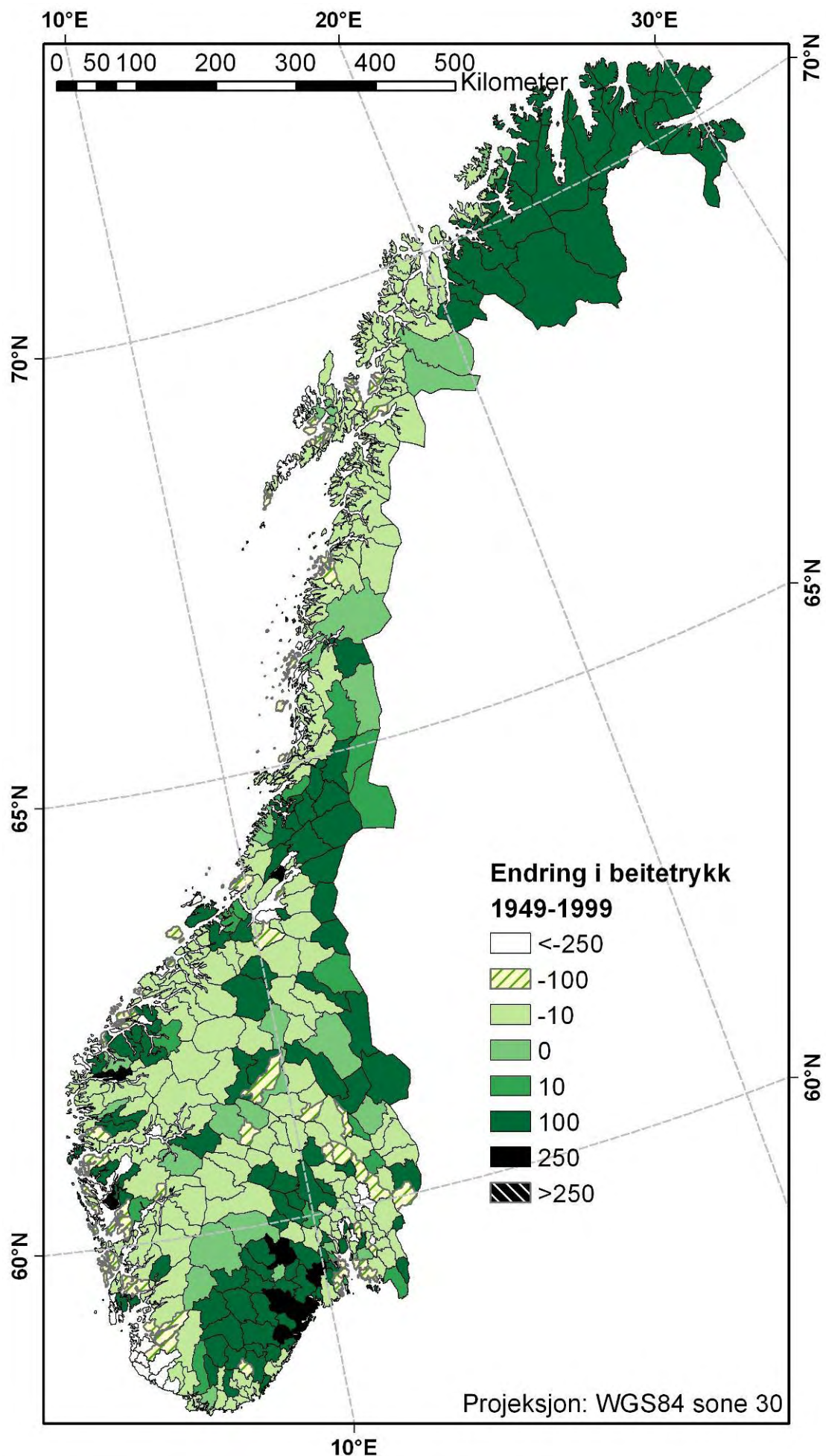
Kart 1 Gjennomsnittlig samlet beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for alle store beitedyrarter i norske kommuner i perioden 1949-1999. Gjennomsnitt basert på data innsamlet hvert tiår.



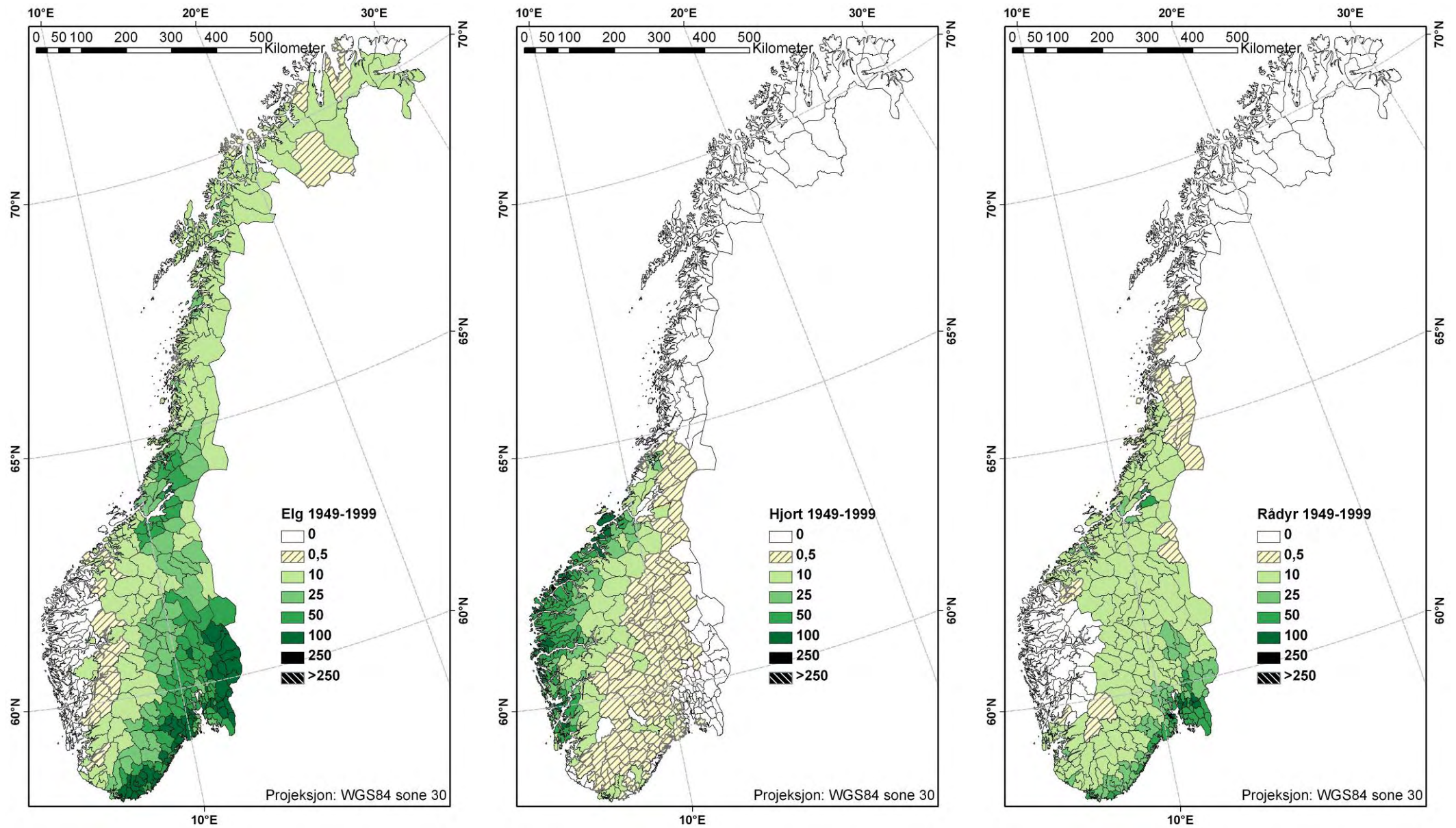
Kart 2a. Samlet beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for store beitedyrarter i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C). 1969



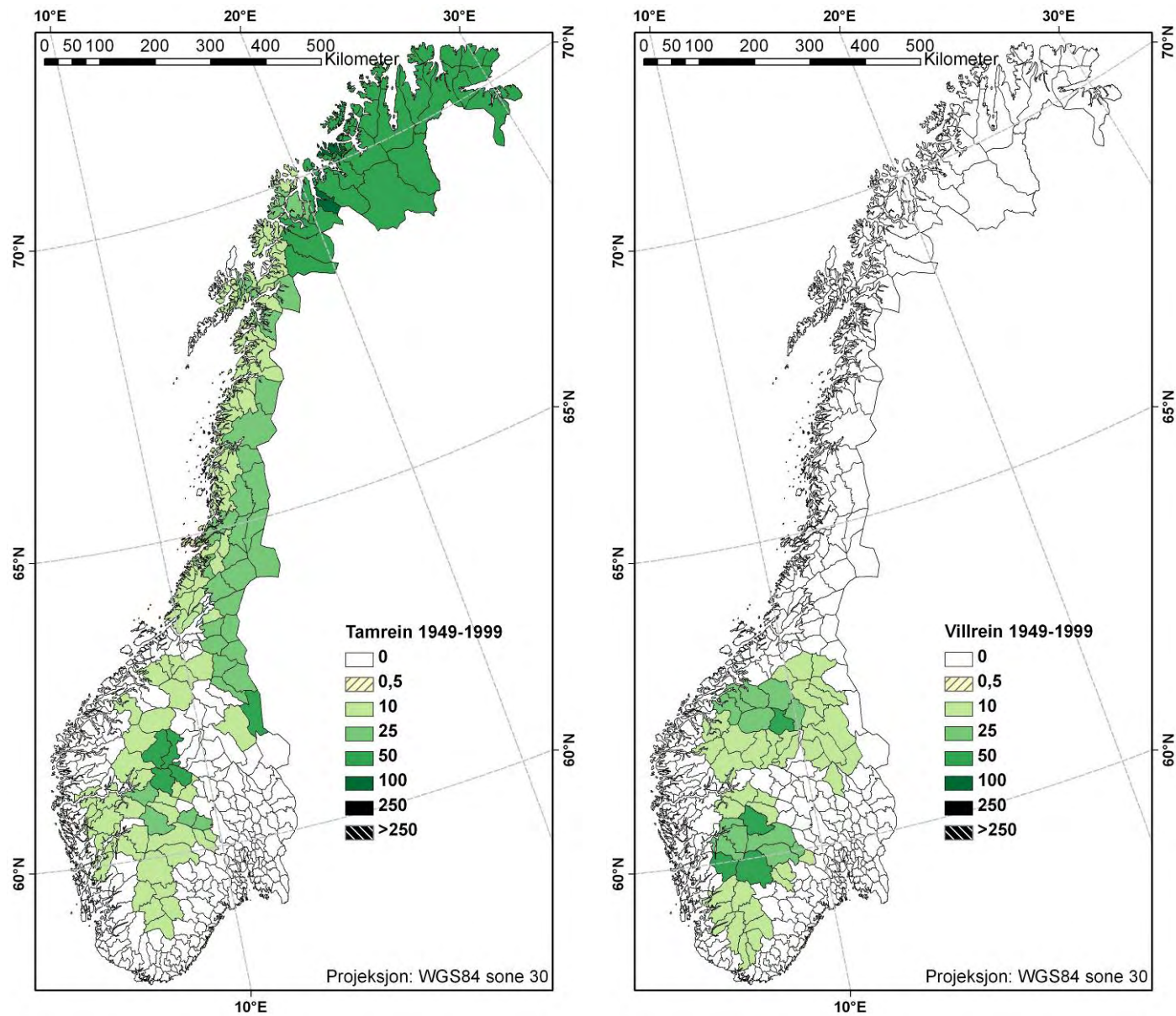
Kart 2b. samlet beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for store beitedyrarter i norske kommuner i perioden 1979-1999. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



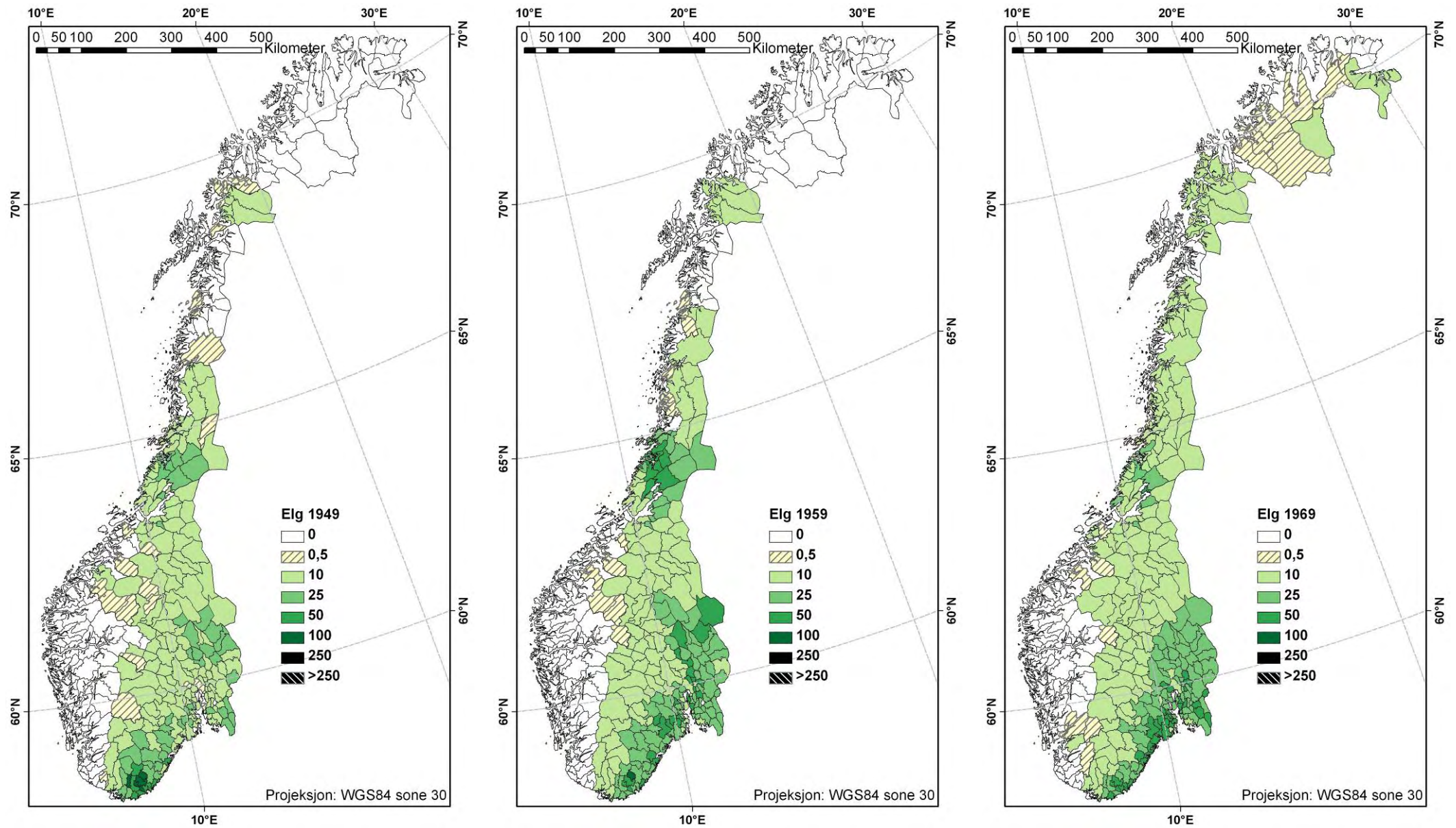
Kart 3 Endringer i samlet beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for store beitedyrarter i norske kommuner fra 1949 til 1999



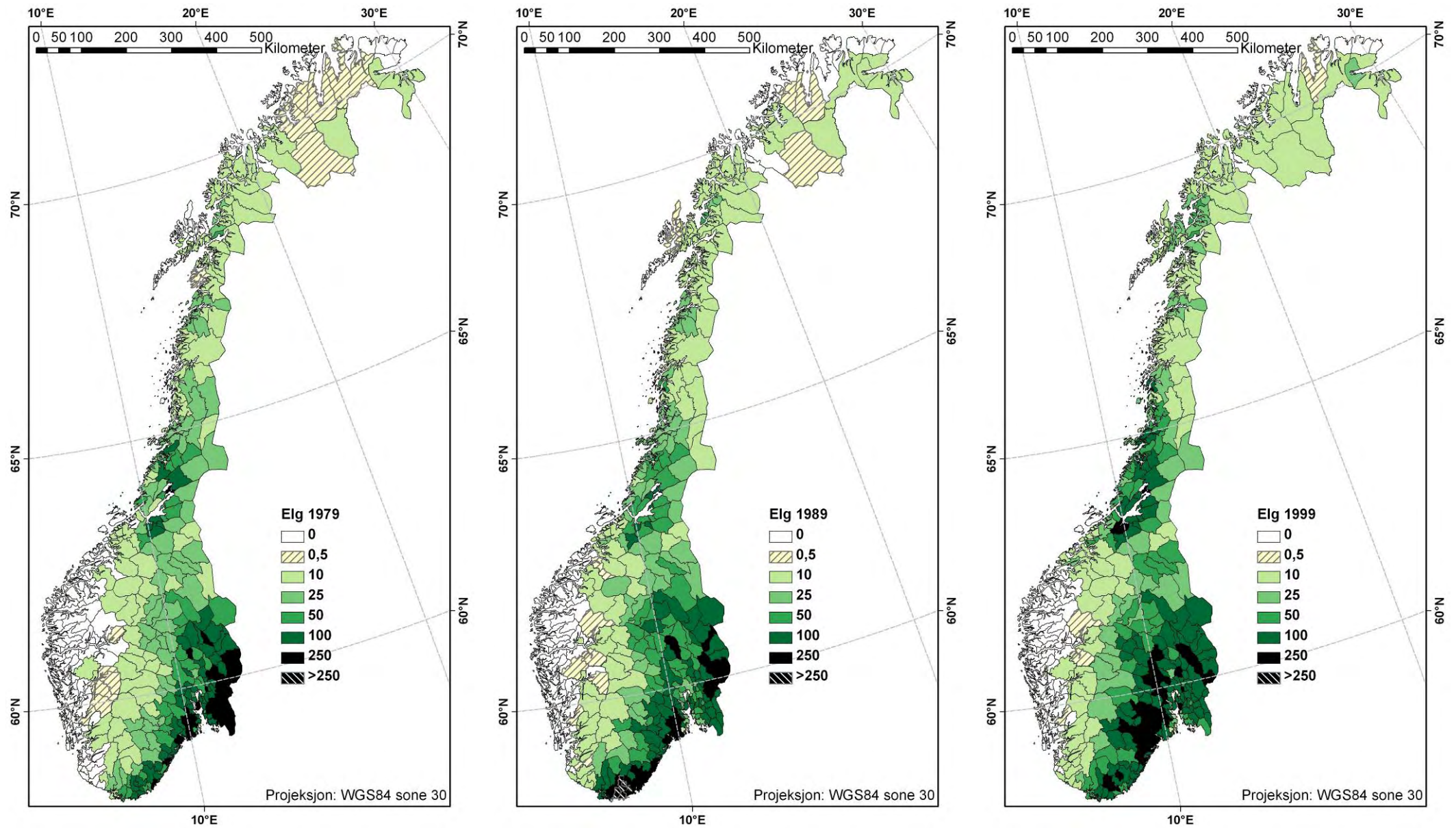
Kart 4a. Gjennomsnittlig artsspesifikt beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for store halvville og ville beitedyrarter i norske kommuner i perioden 1949-1999. A) Elg, B) Hjort, C) Rådyr



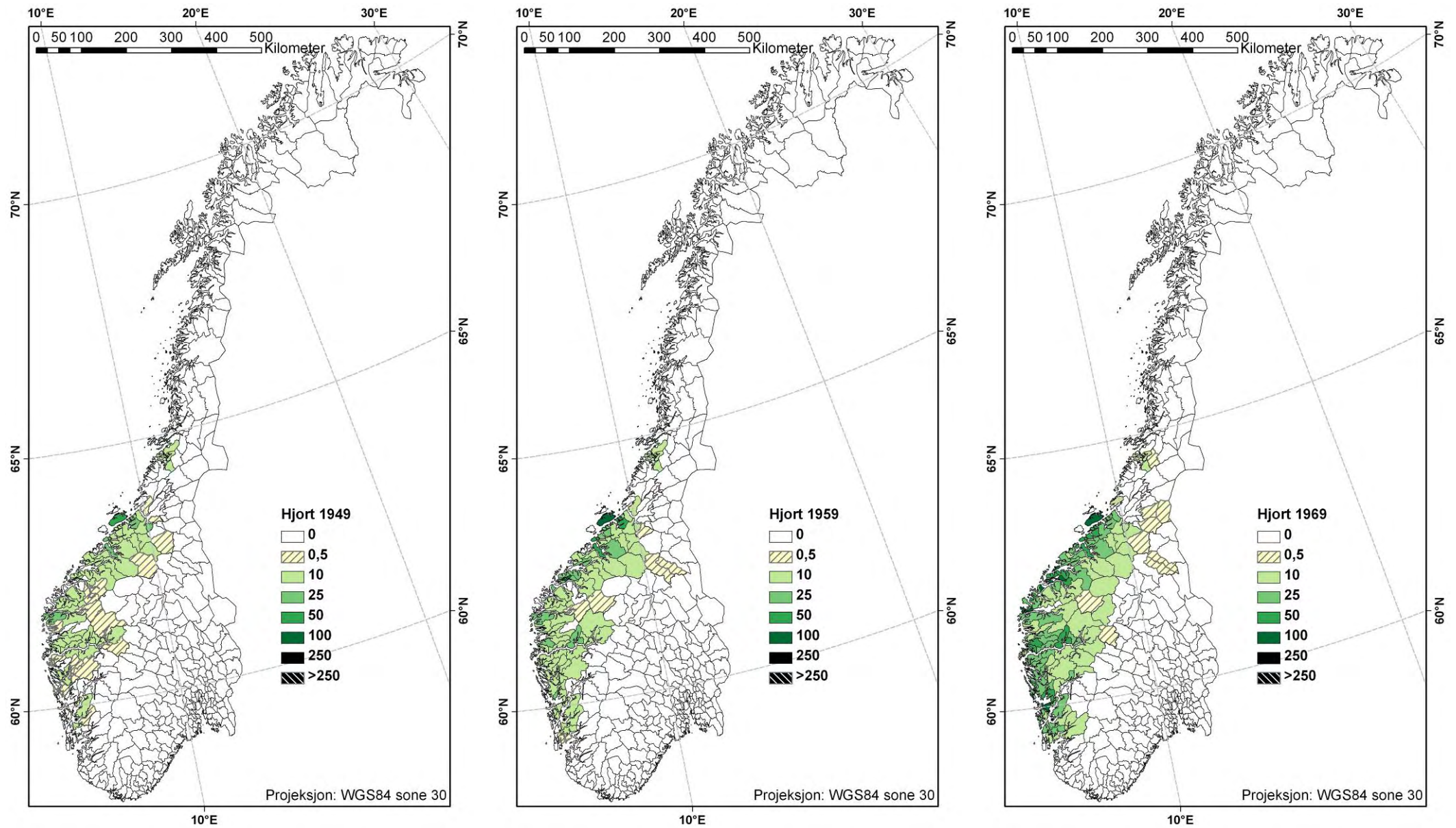
Kart 4b. Gjennomsnittlig artsspesifikt beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for store halvville og ville beitedyrarter i norske kommuner i perioden 1949-1999. D) Tamrein, E) Villrein



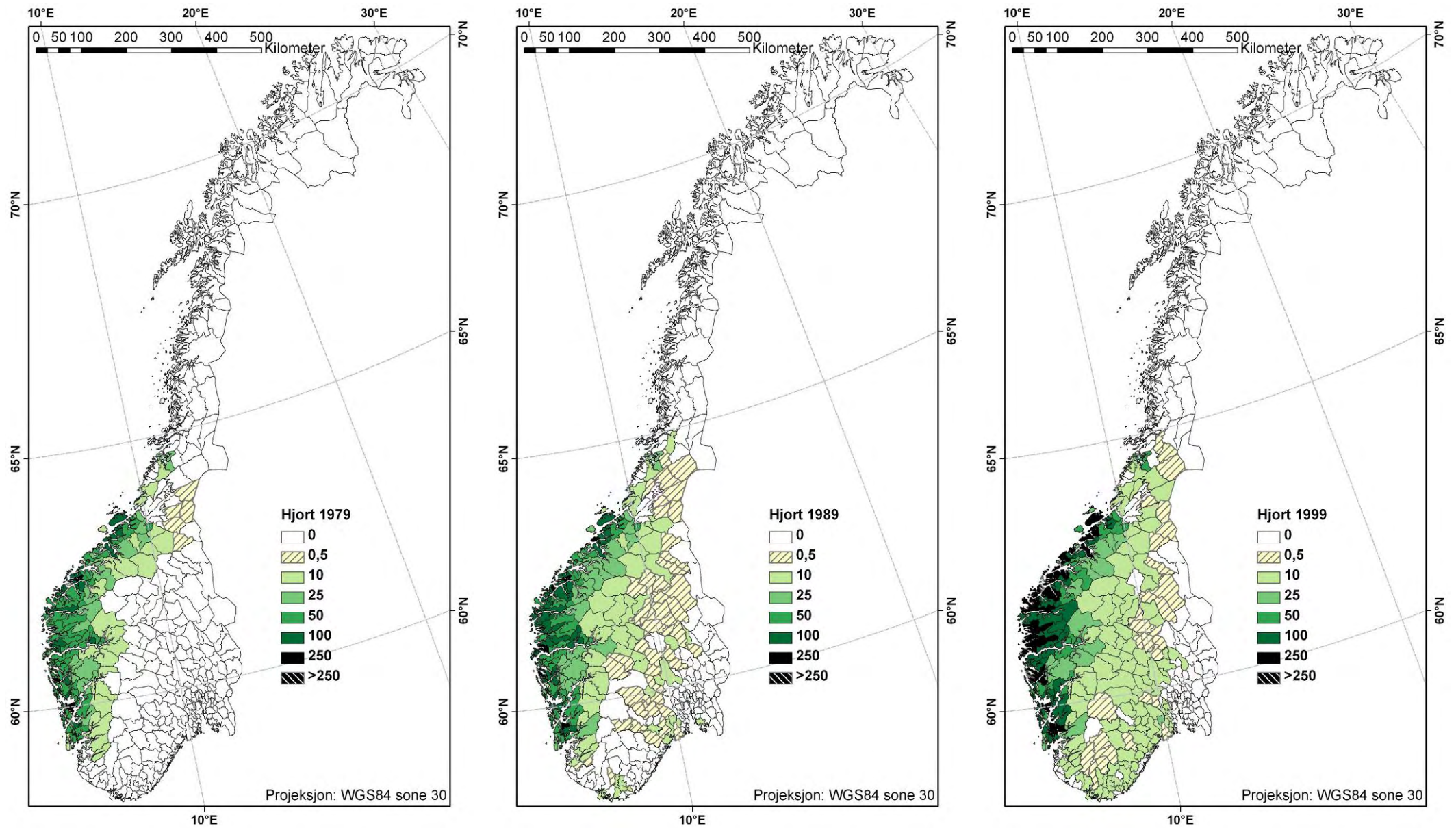
Kart 5a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for elg i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969



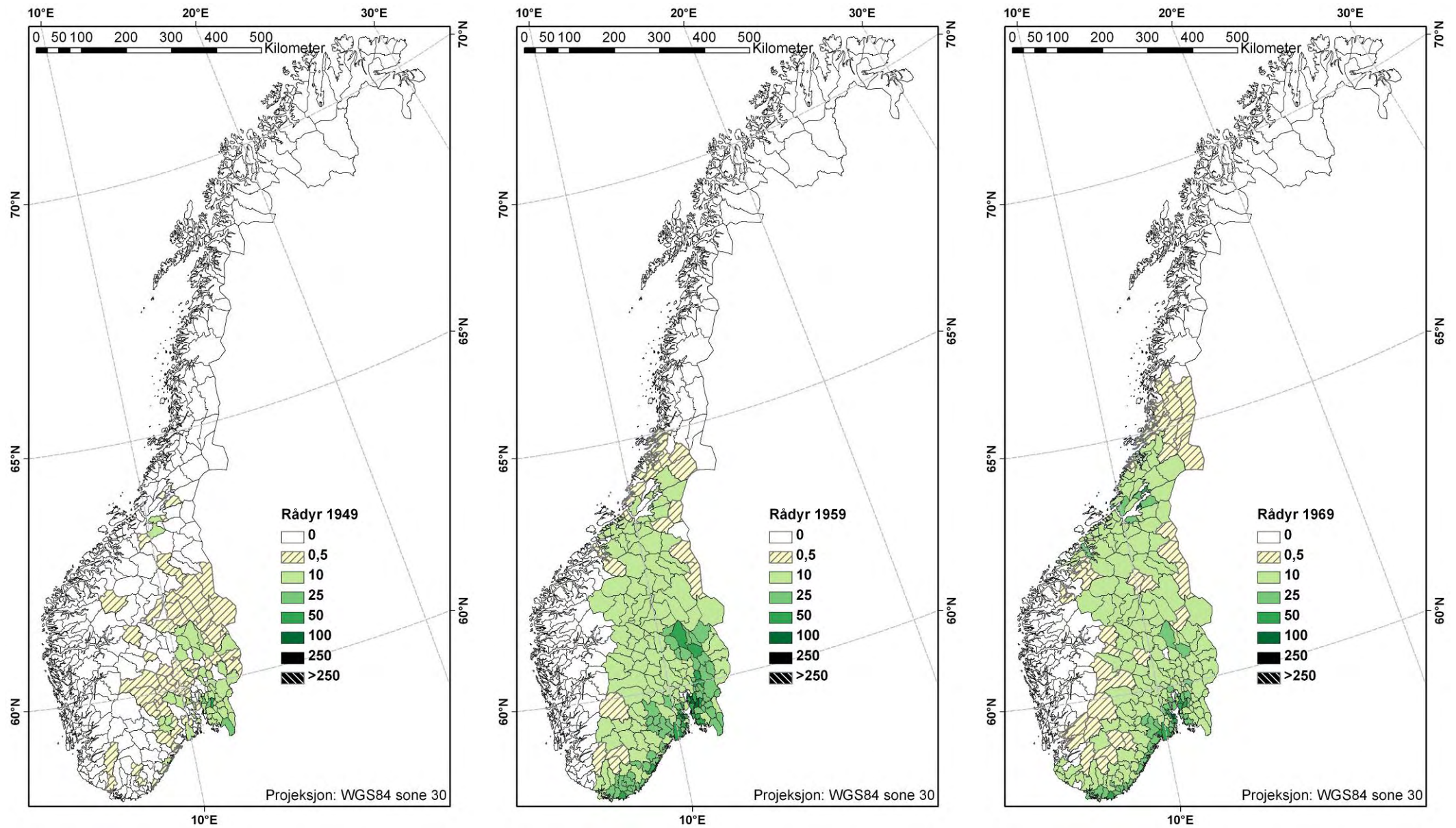
Kart 5b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for elg i norske kommuner i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



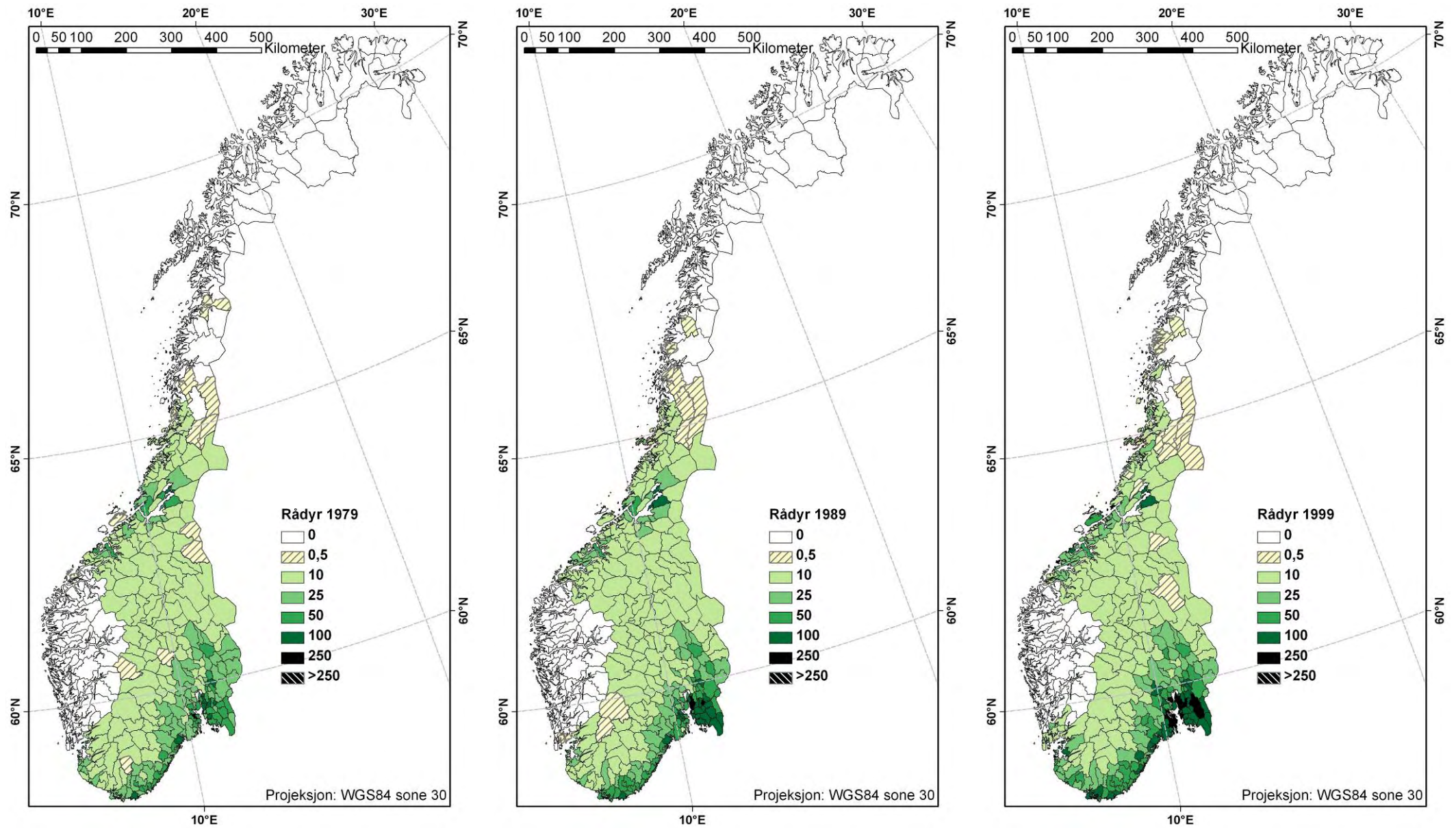
Kart 6a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for hjort i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969



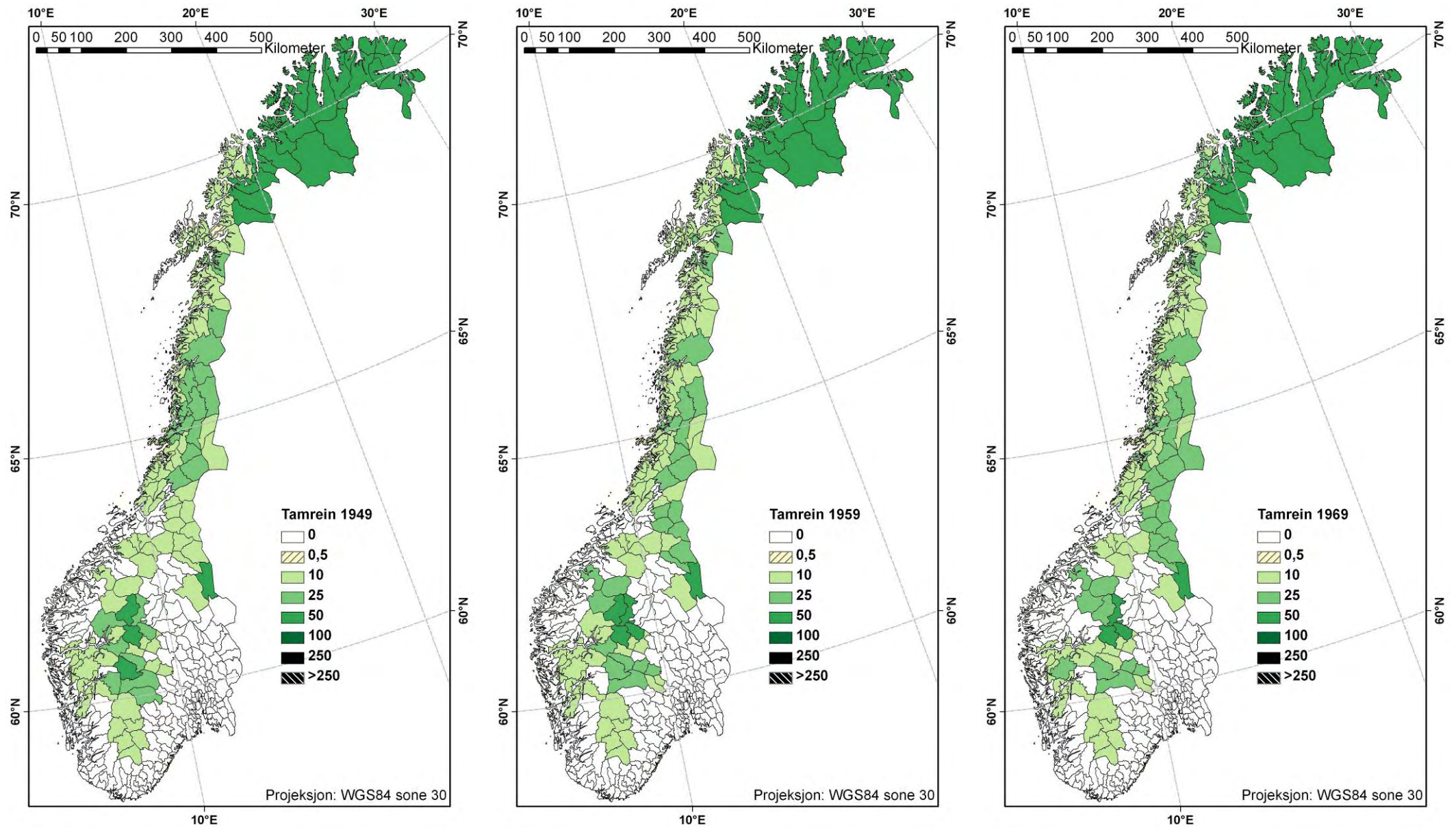
Kart 6b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for hjort i norske kommuner i perioden 1949-1969. D) 1999, E) 1989, F) 1999.



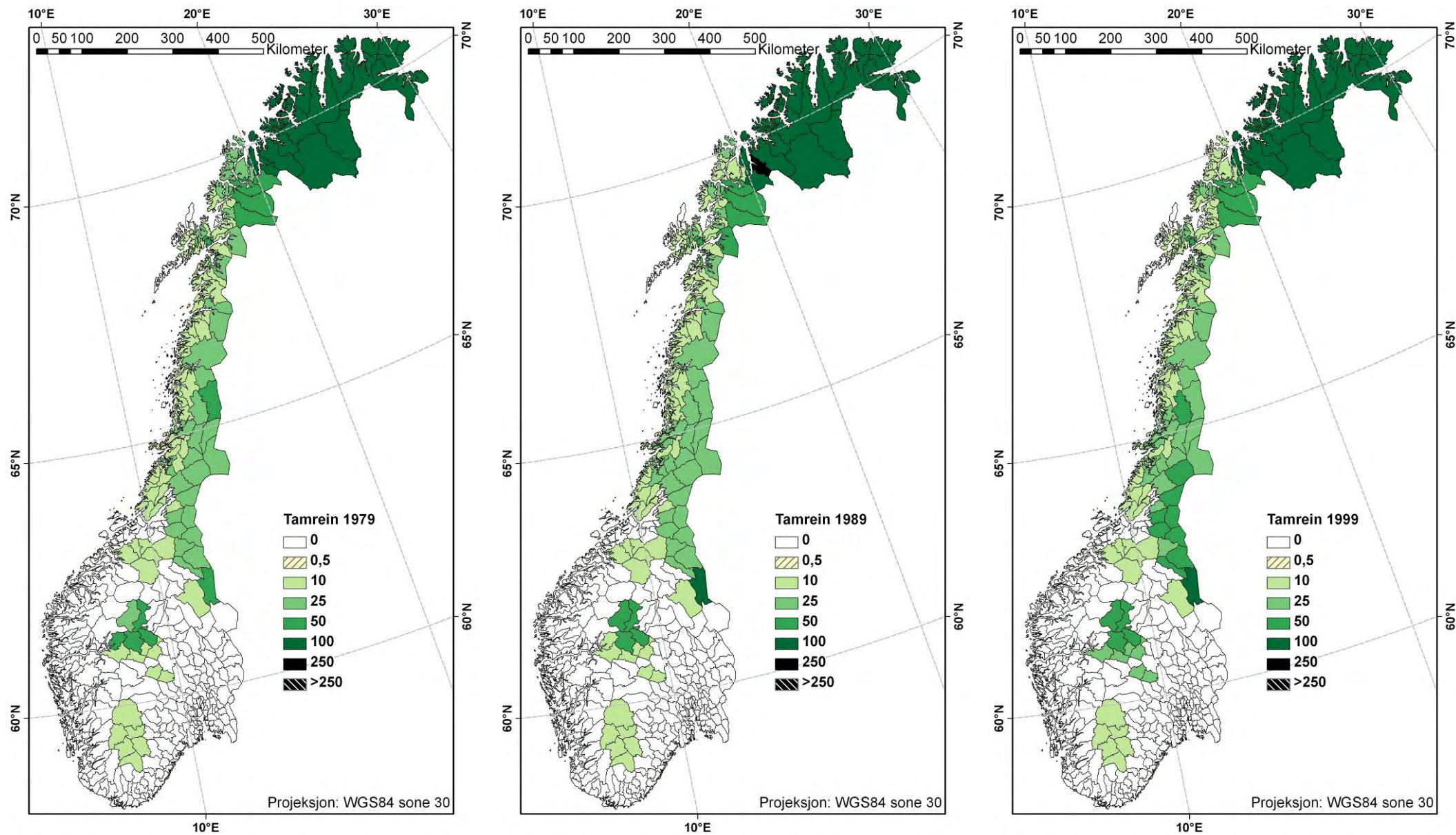
Kart 7a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for rådyr i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969



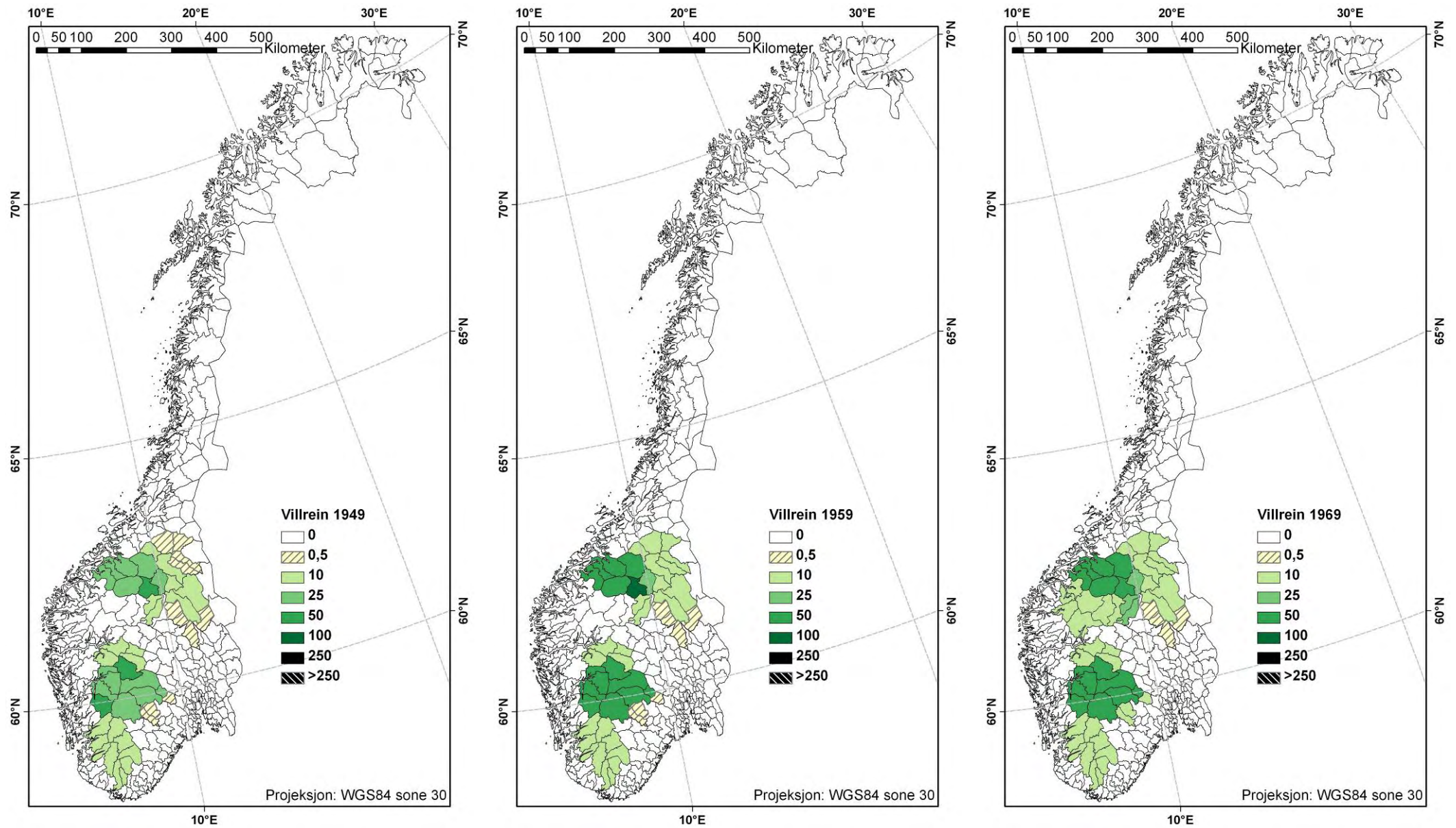
Kart 7b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for rådyr i norske kommuner i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



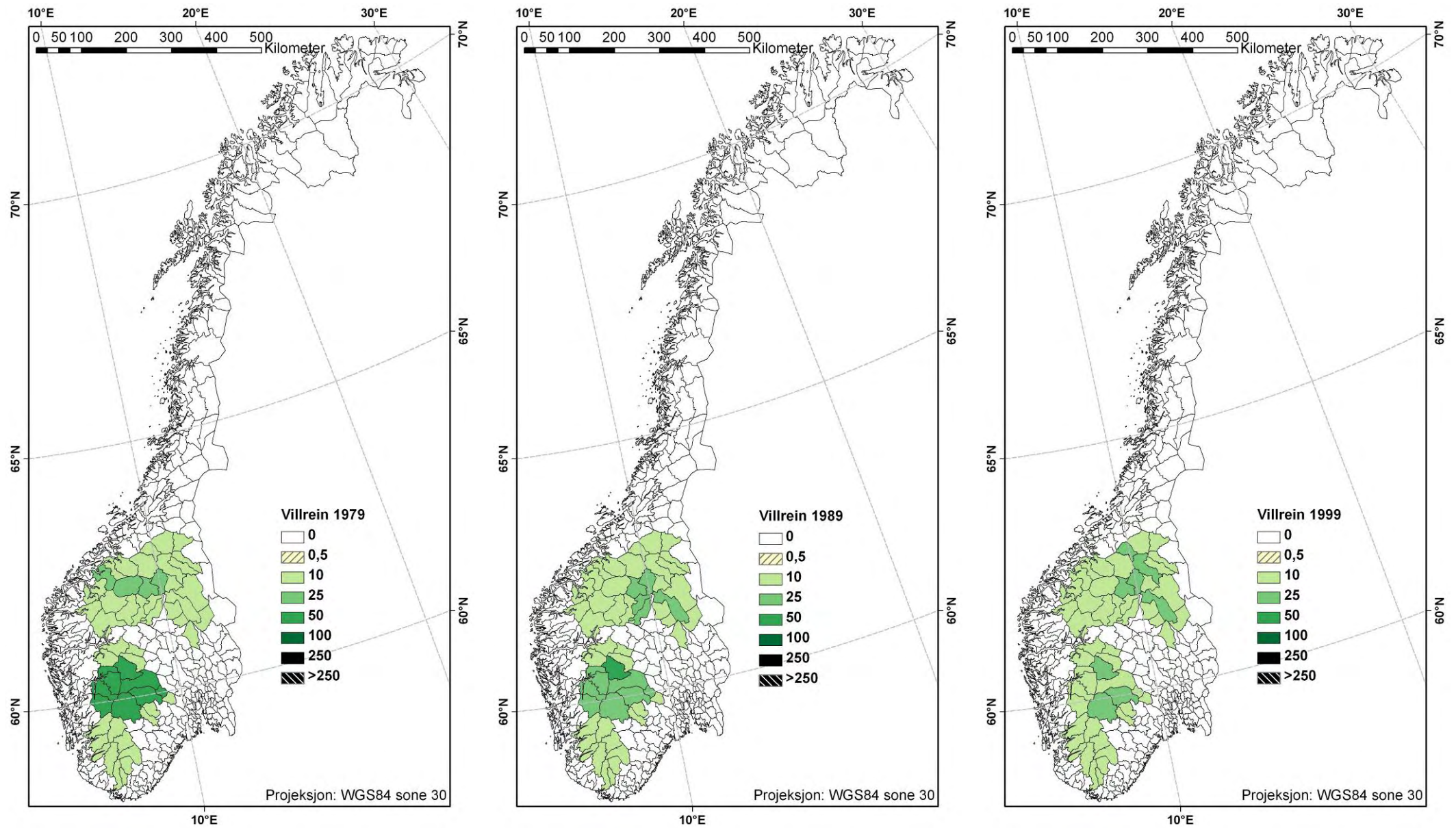
Kart 8a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for tamrein i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969



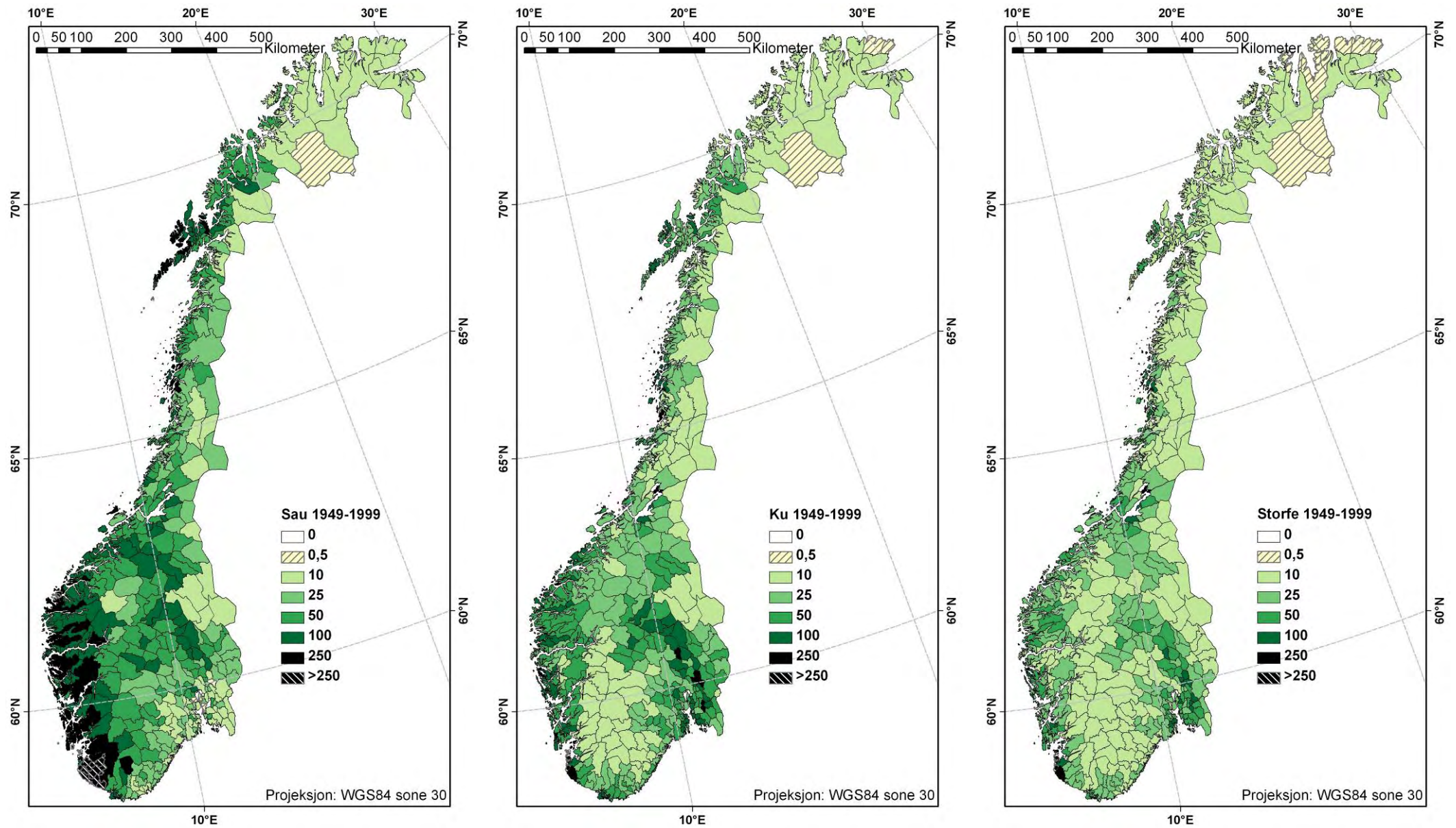
Kart 8b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for tamrein i norske kommuner i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



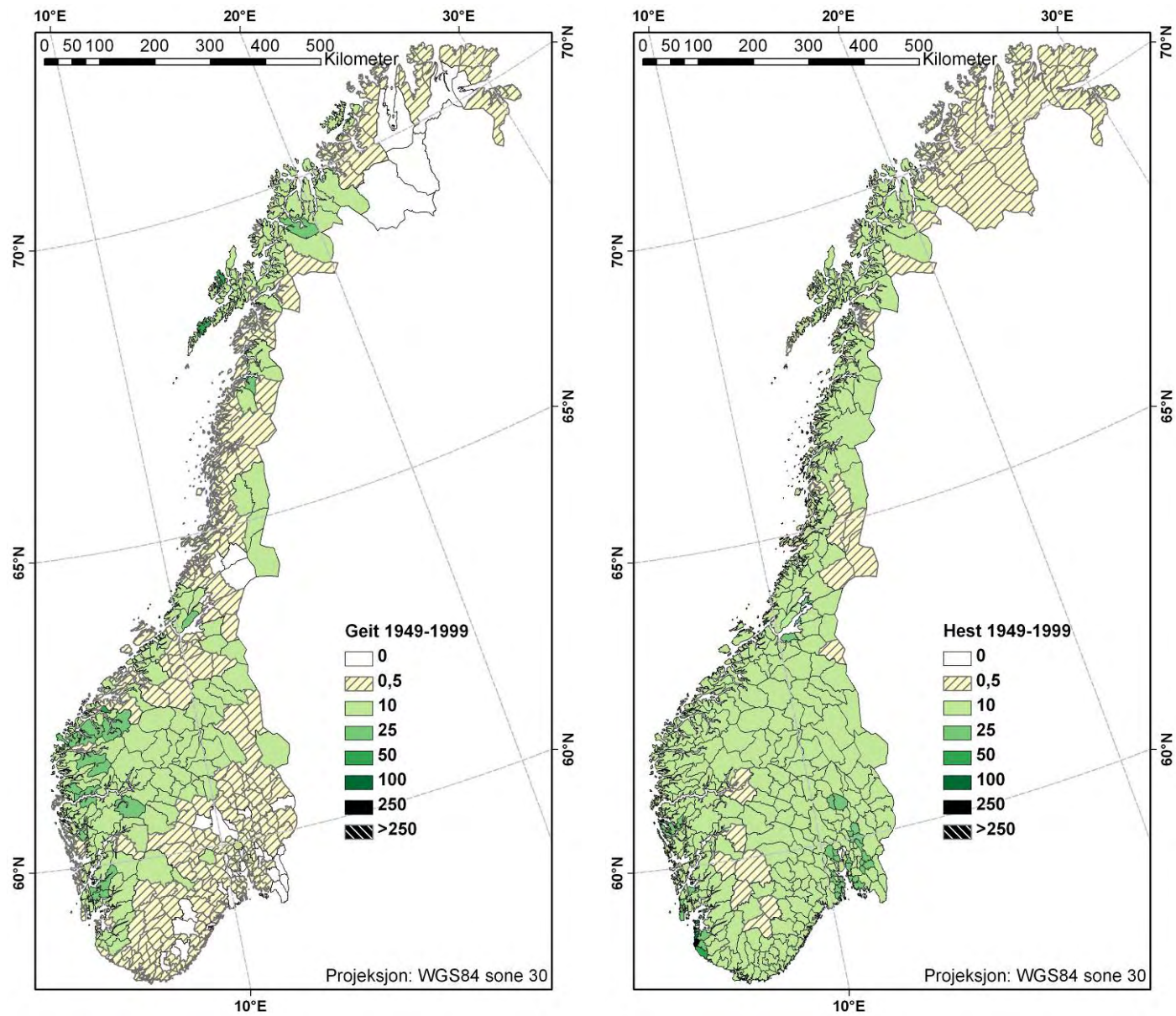
Kart 9a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for villrein i norske kommuner i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969.



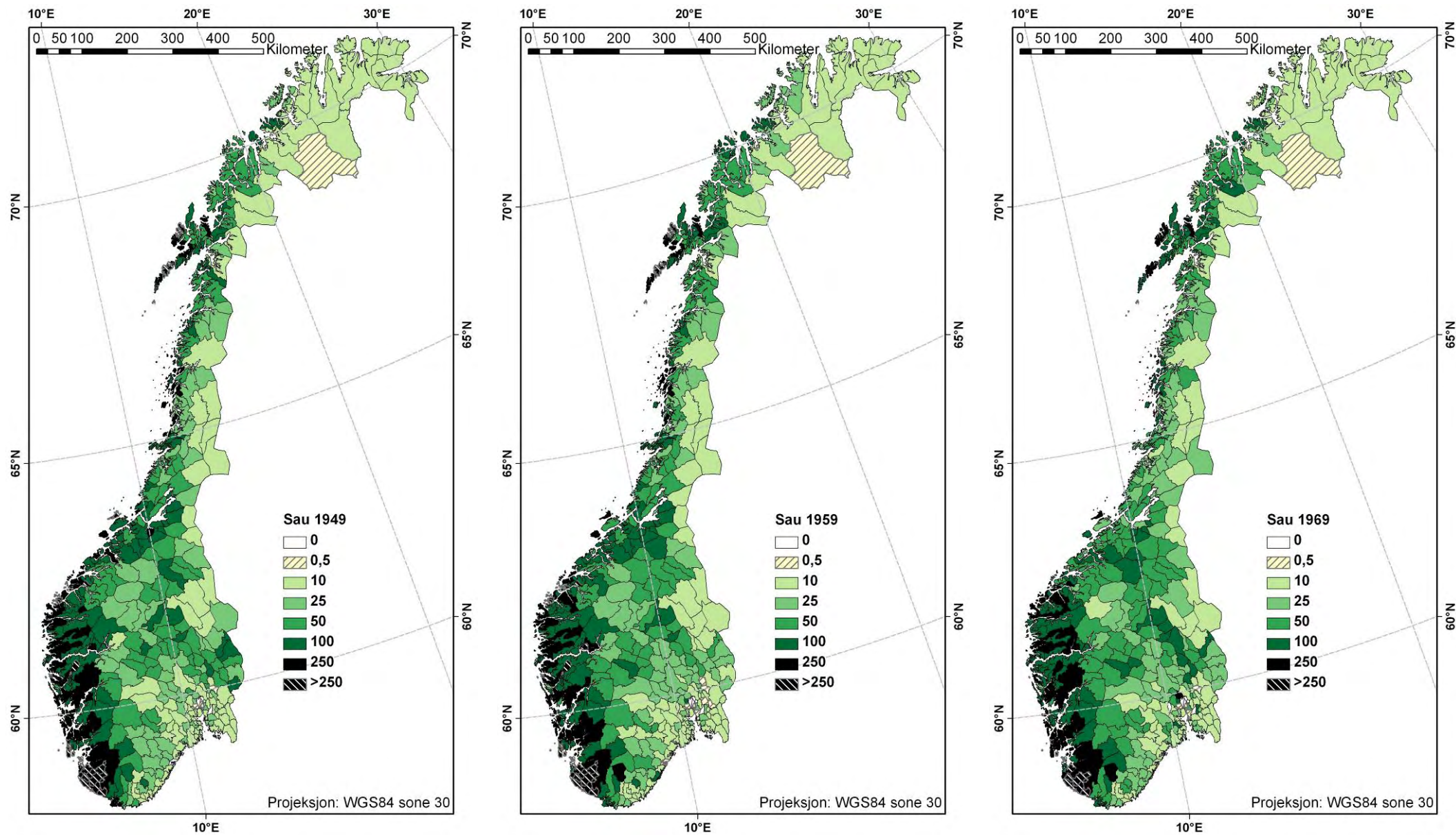
Kart 9b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for villrein i norske kommuner i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



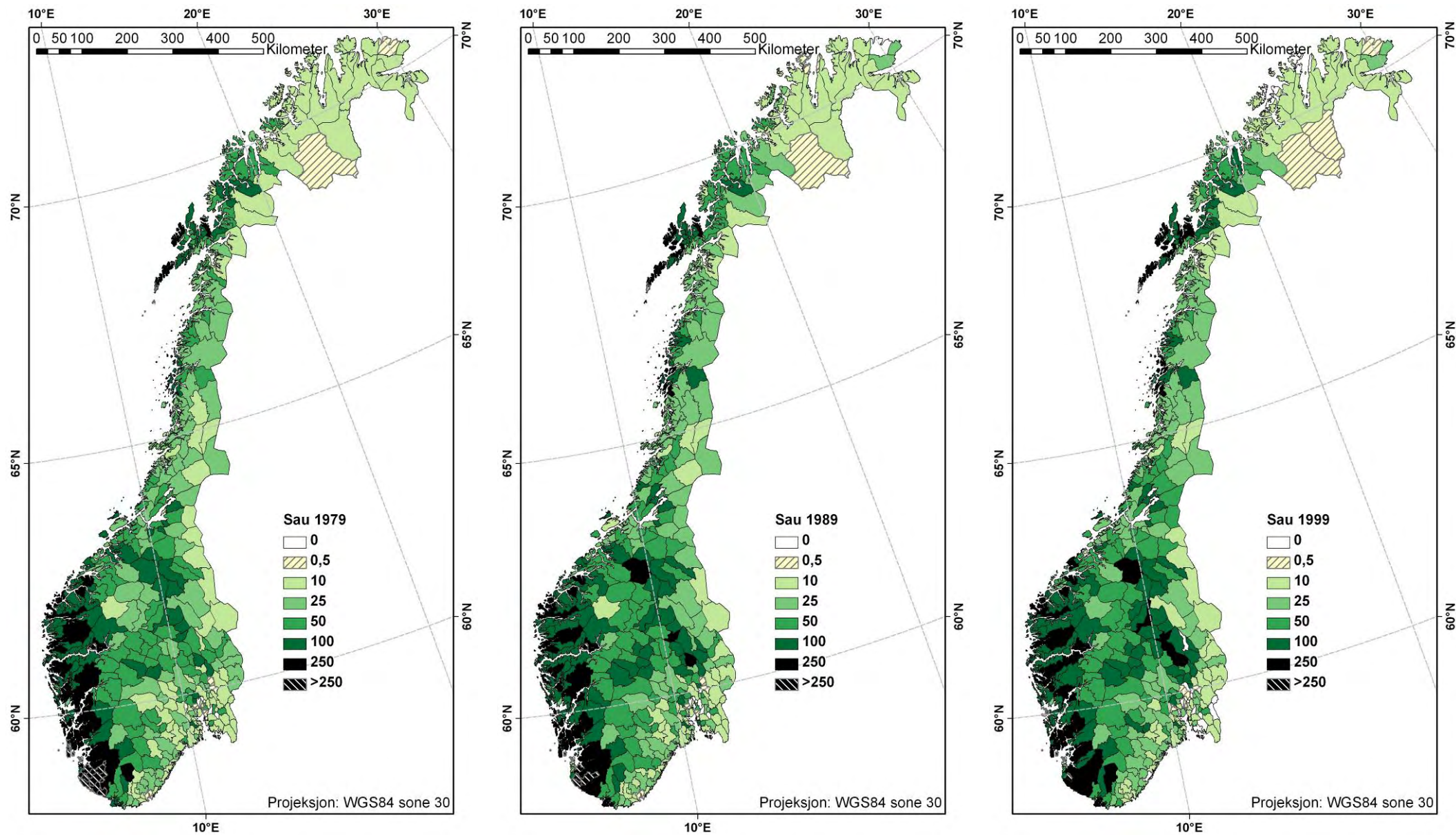
Kart 10a. Gjennomsnittlig beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for artsgrupper av husdyr i norske kommuner i perioden 1949-1999. A) Sau, B) Ku, C) Storfe (ungdyr),



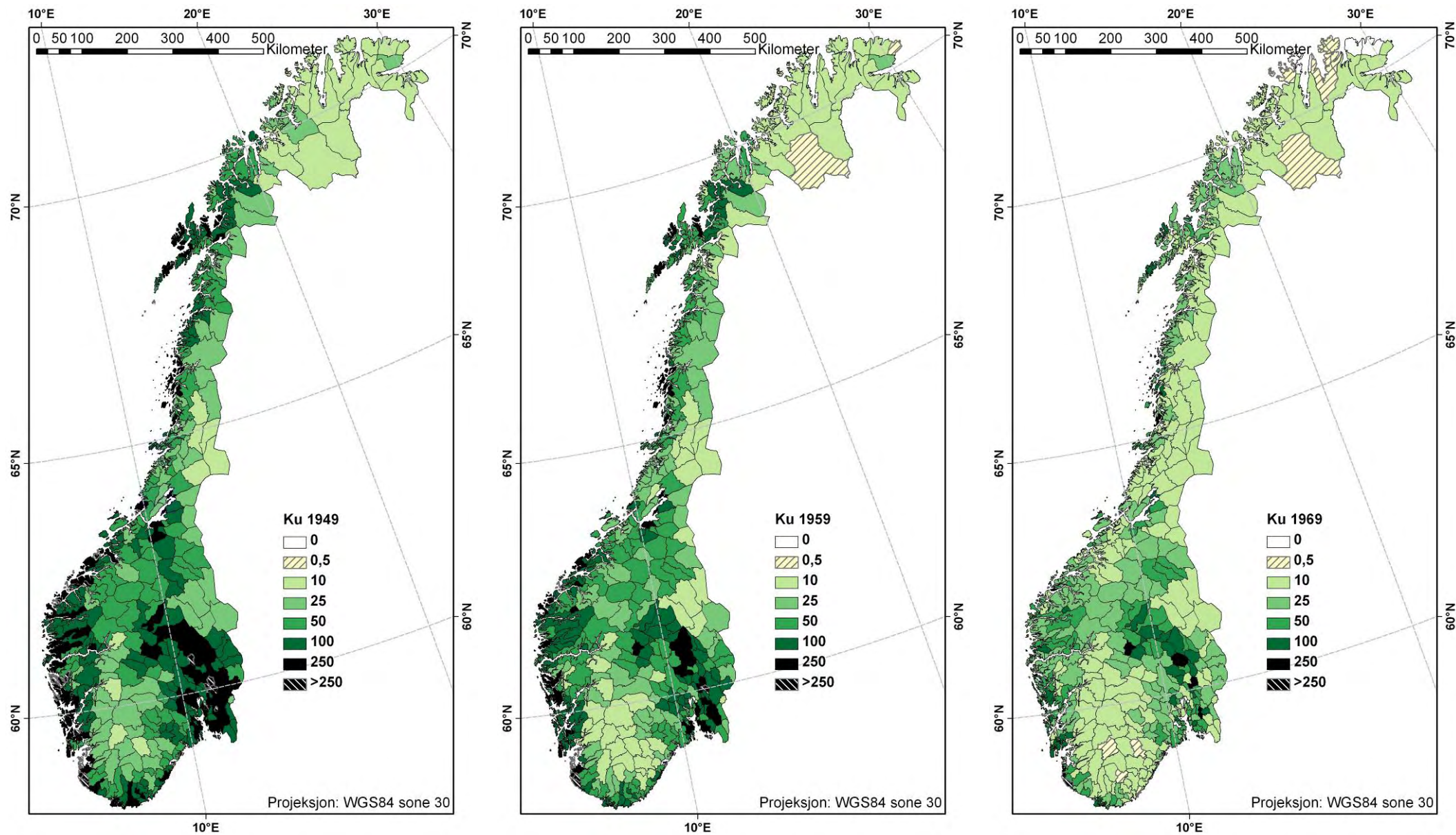
Kart 10b. Gjennomsnittlig beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for artsgrupper av husdyr i norske kommuner i perioden 1949-1999. D) Geit, E) Hest



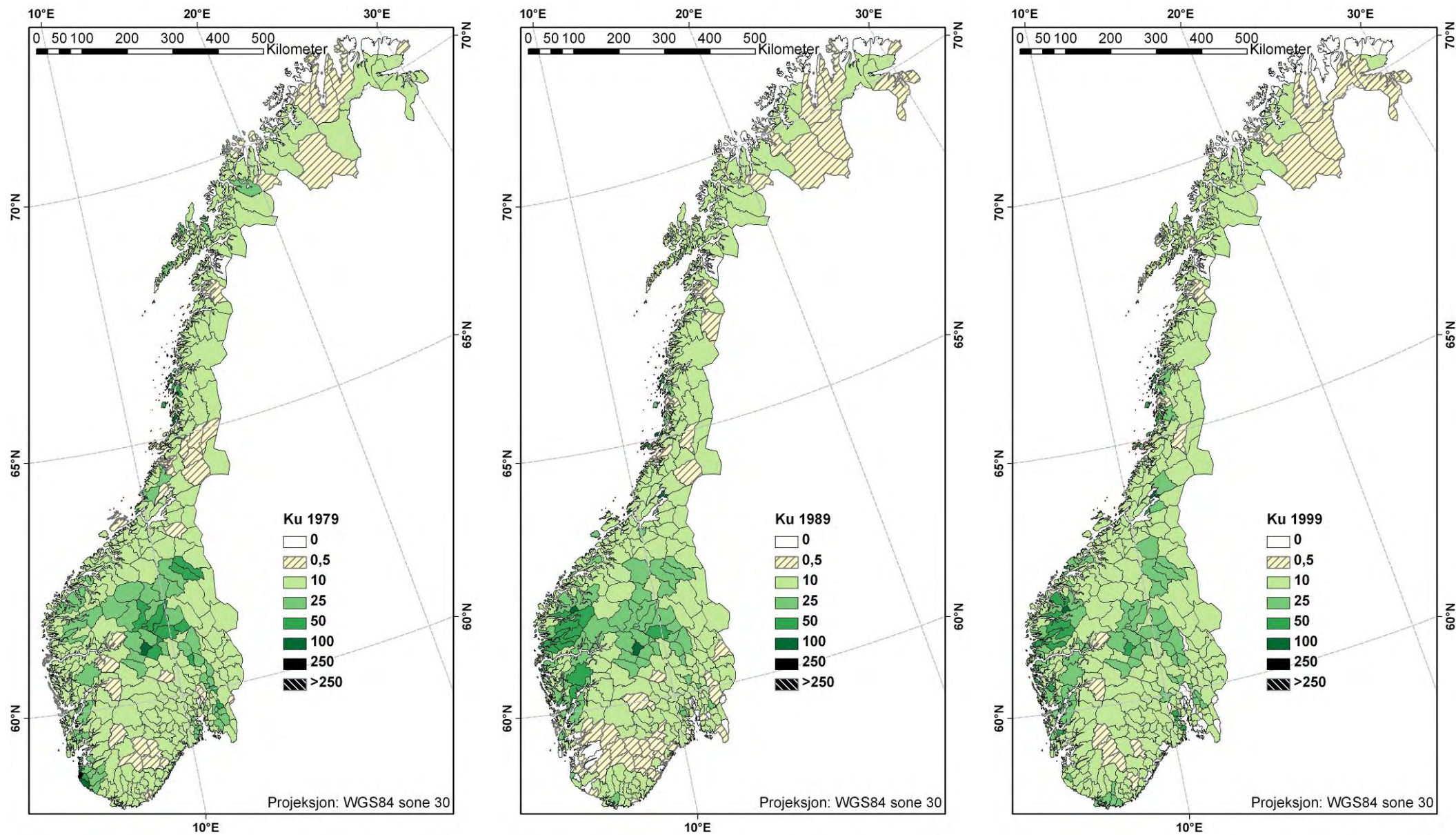
Kart 11a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for sau i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969.



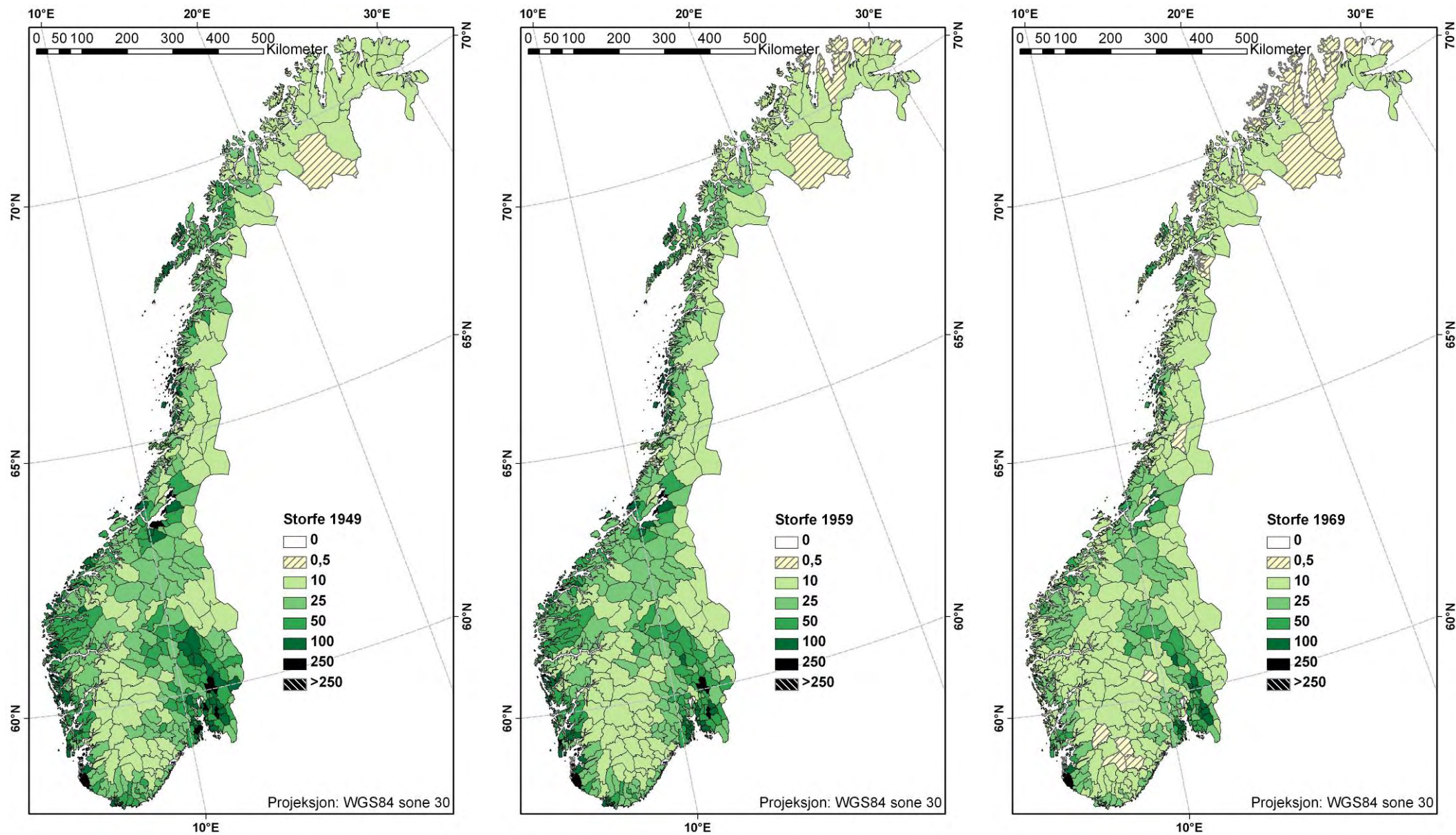
Kart 11b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for sau i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



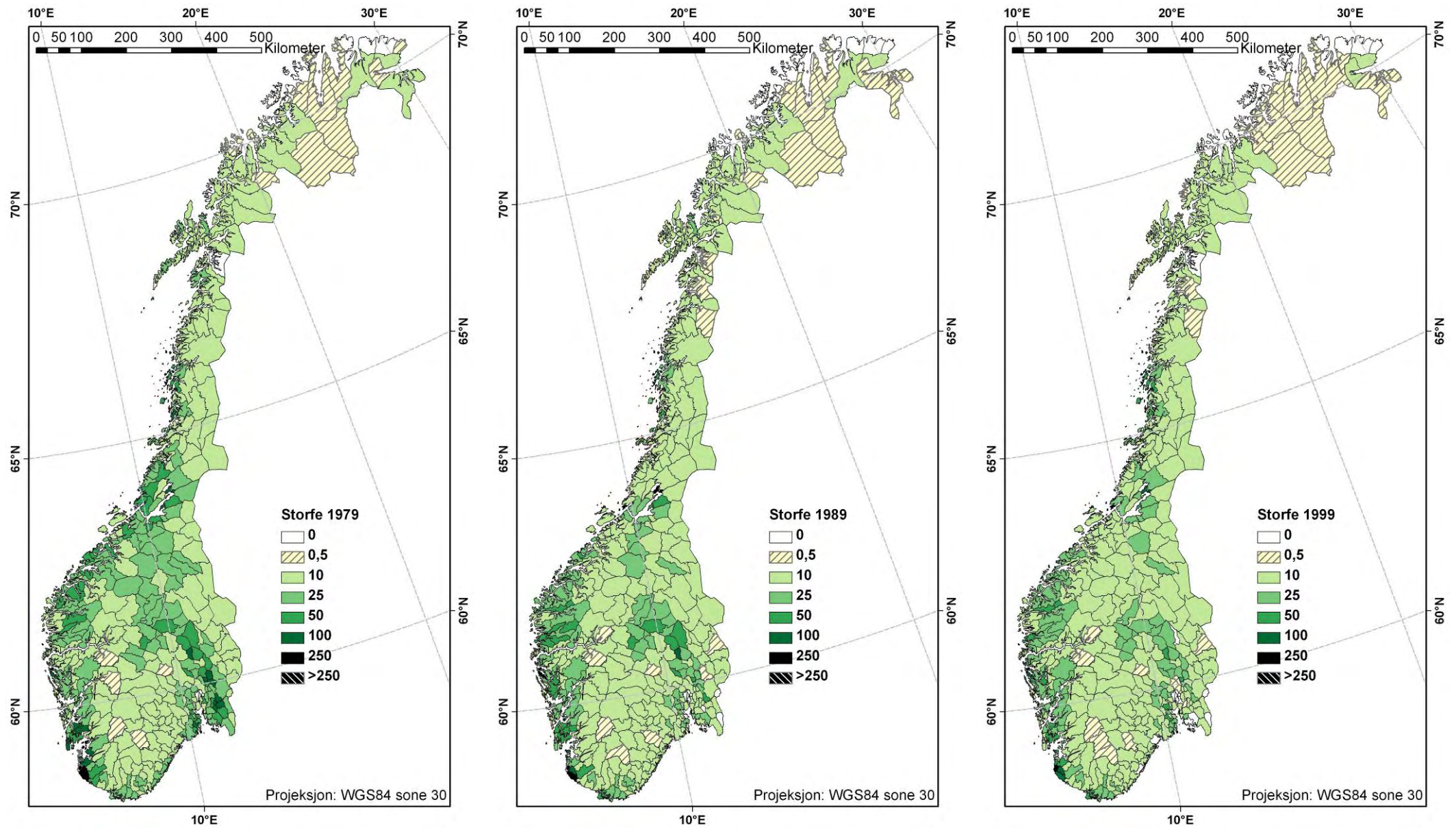
Kart 12a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for ku i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969.



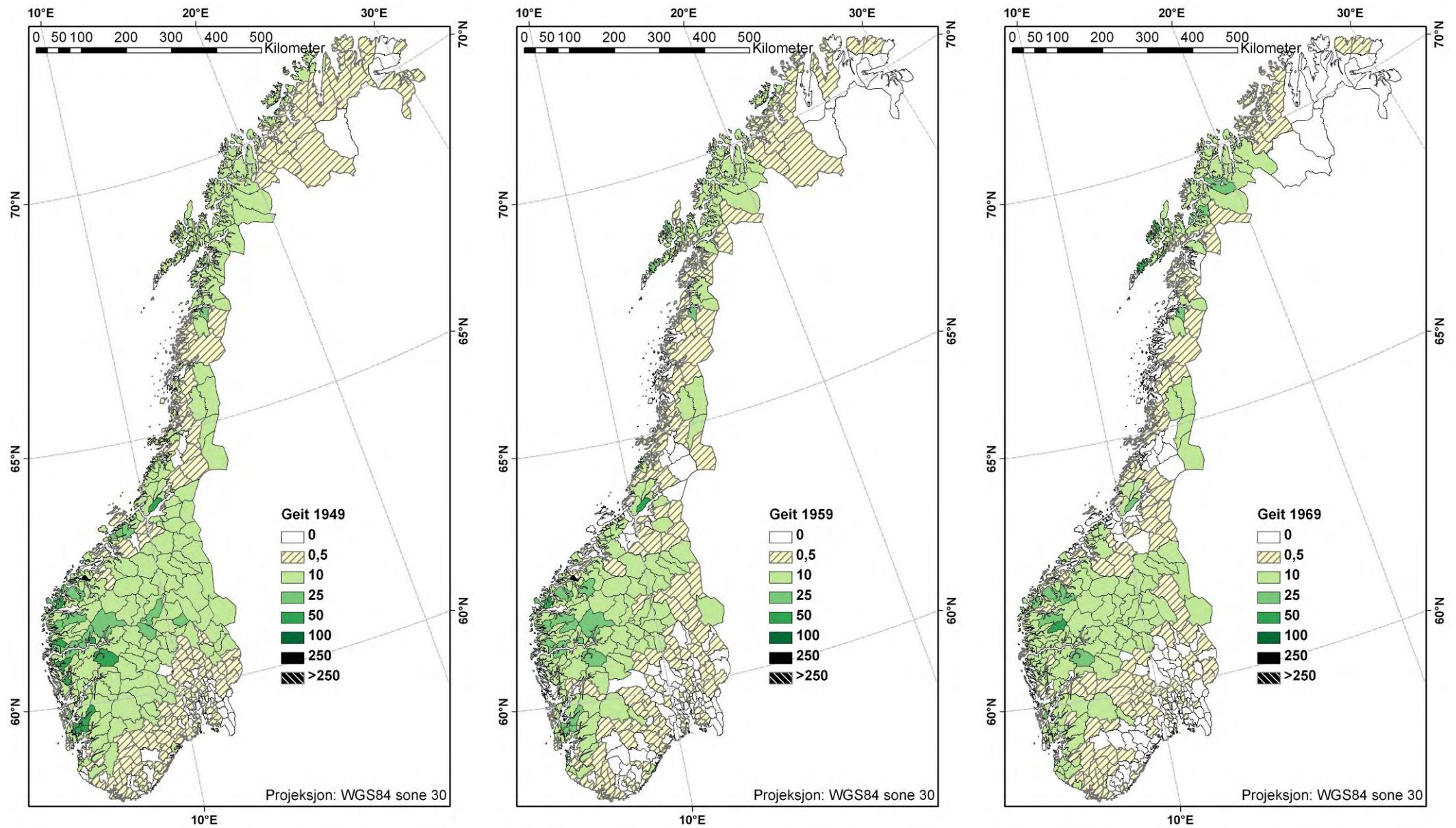
Kart 12b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for ku i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



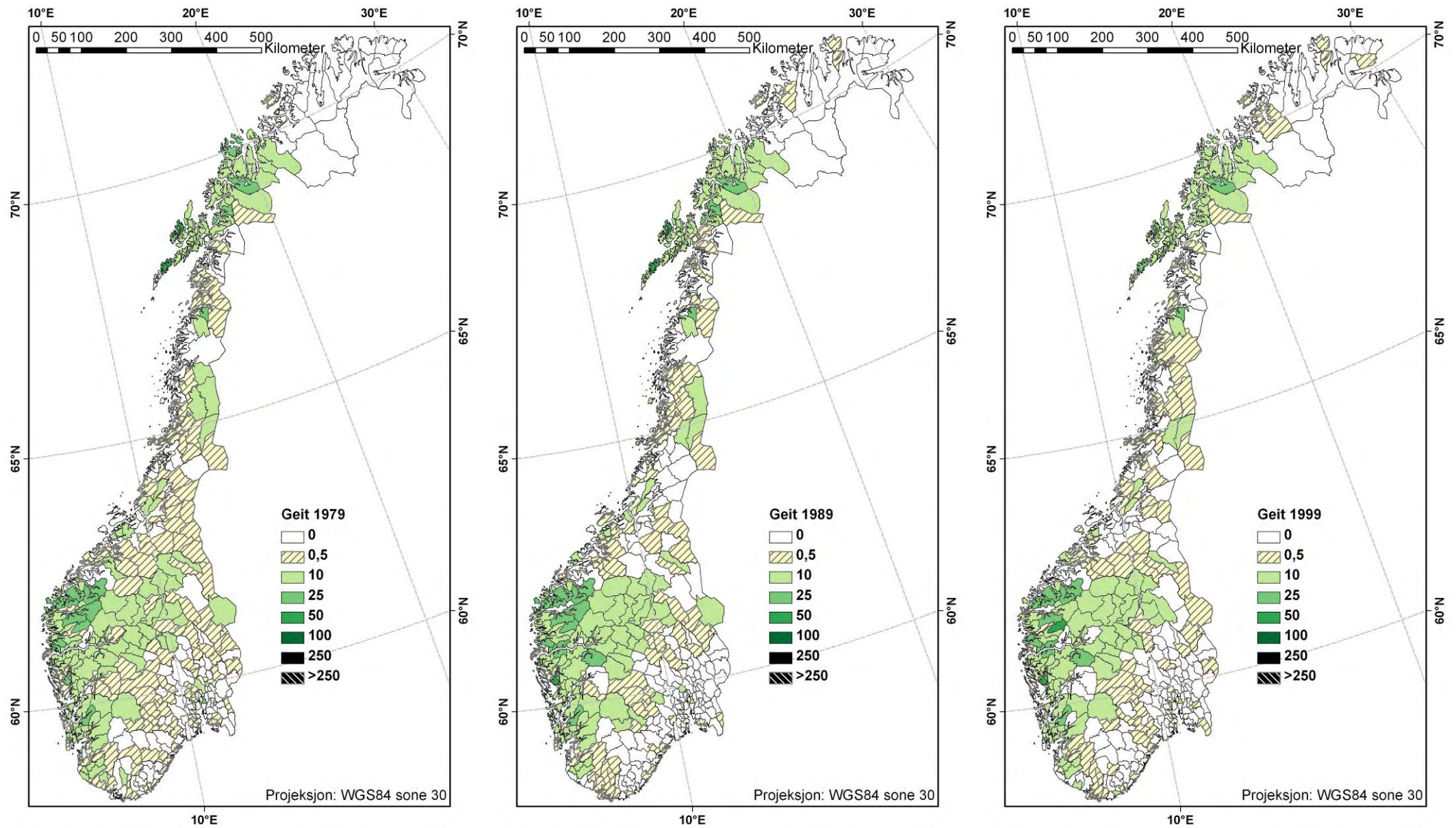
Kart 13a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for storfe (ungdyr) i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969.



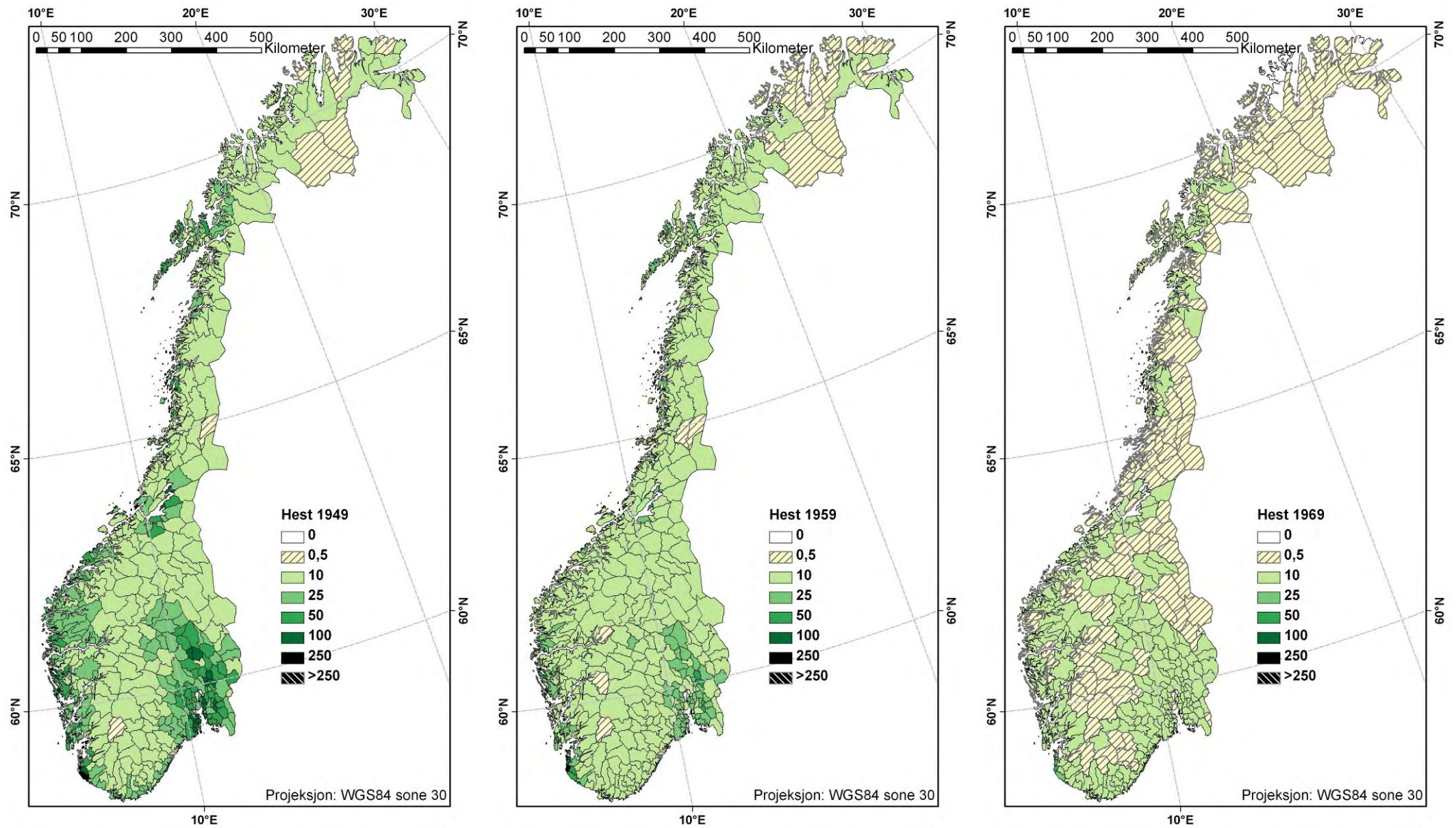
Kart 13b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for storfe (ungdyr) i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



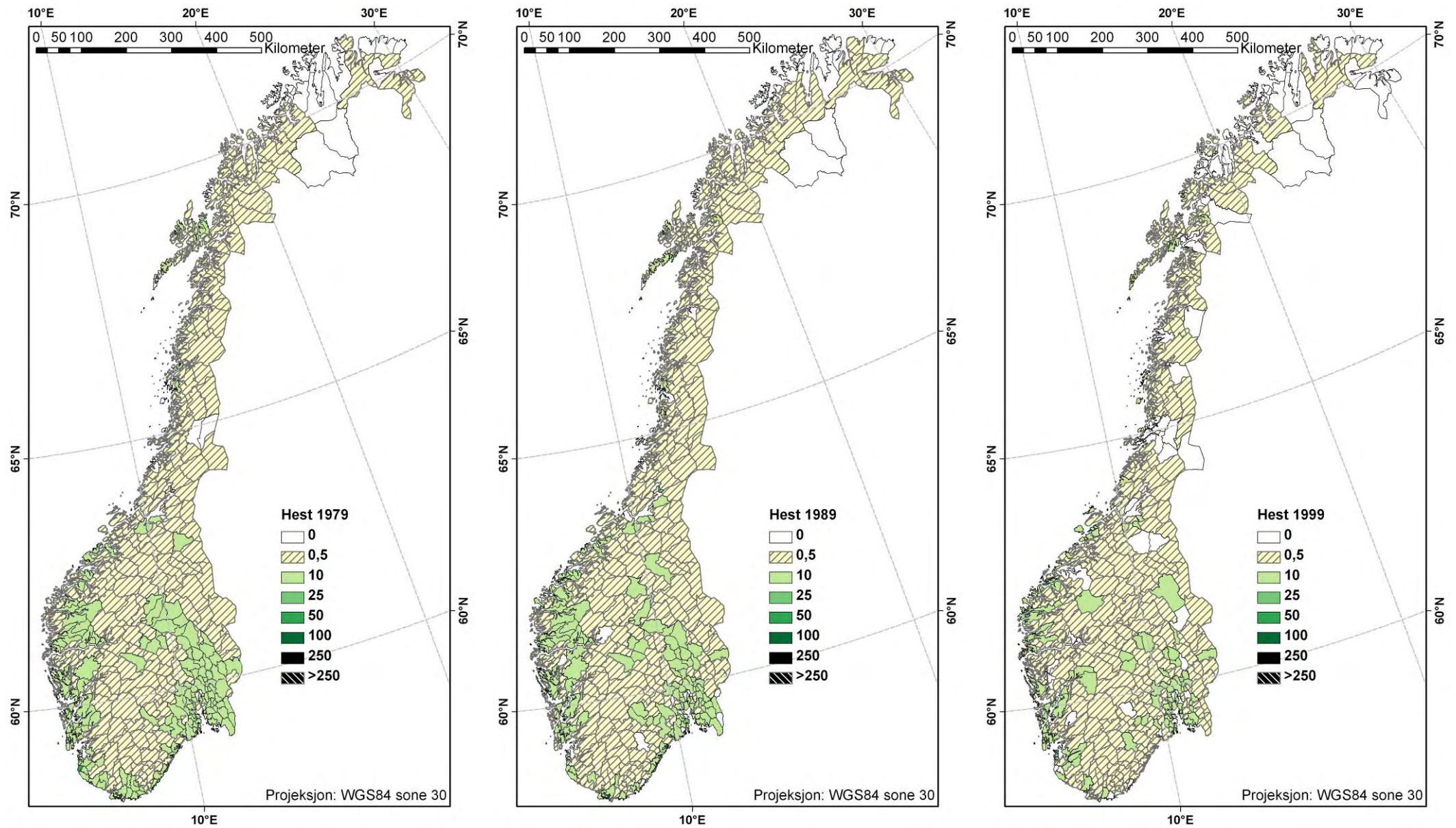
Kart 14a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for geit i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



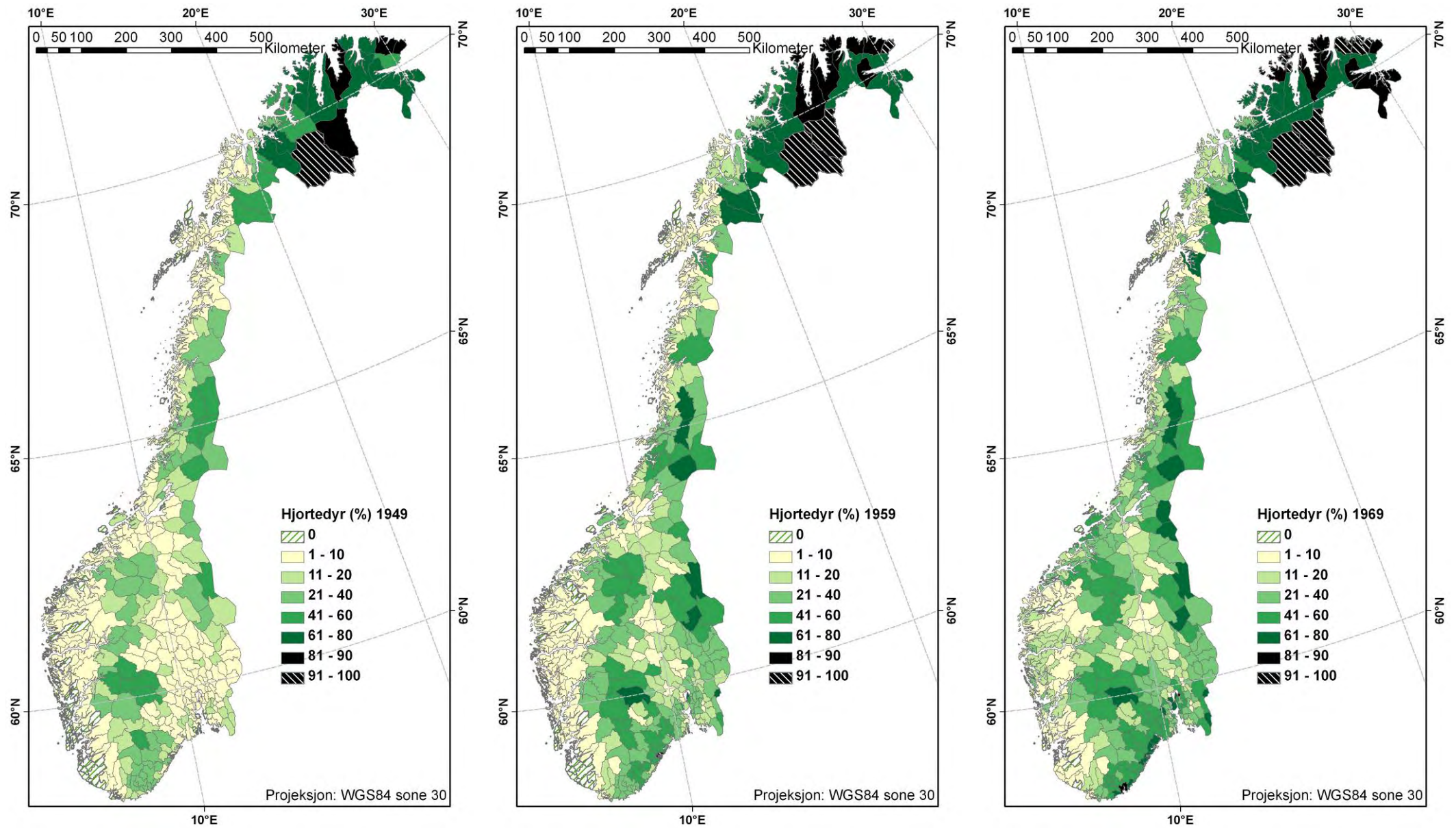
Kart 14b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for geit i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



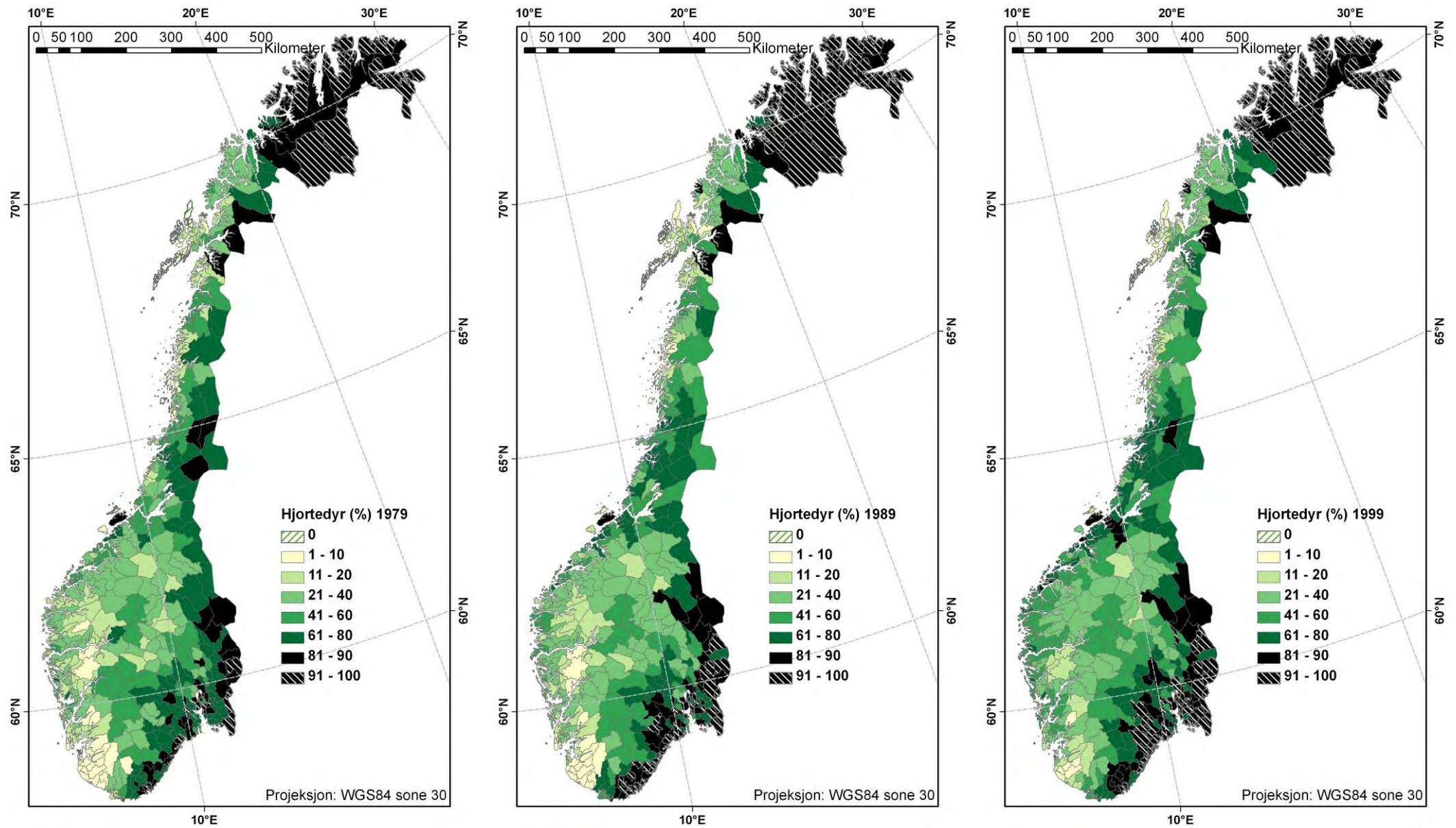
Kart 15a. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for hest i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. A) 1949, B) 1959, C) 1969



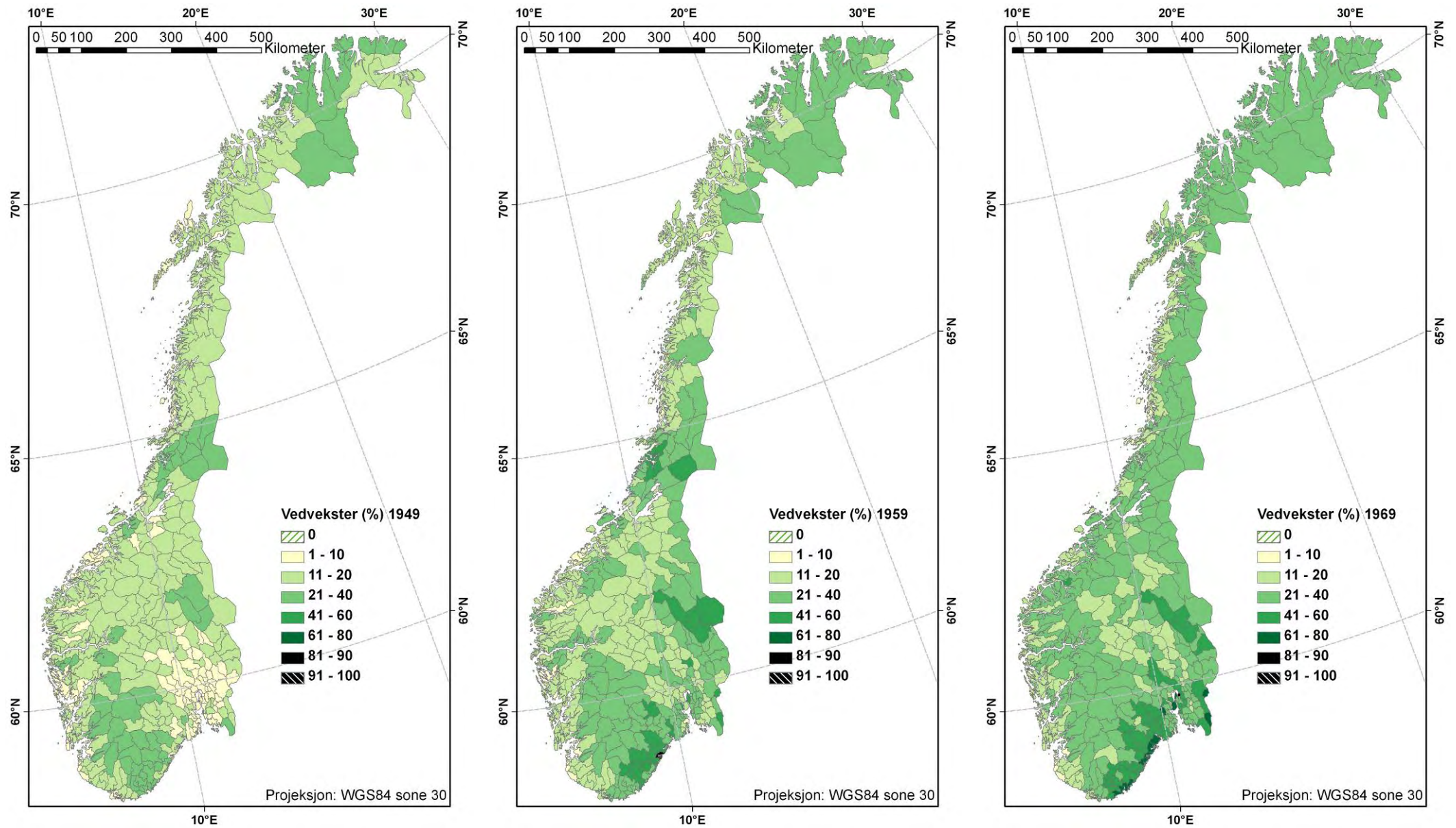
Kart 15b. Beitetrykk (metabolsk biomasse pr. km²) for hest i norske kommuner hvert tiår i perioden 1949-1969. D) 1979, E) 1989, F) 1999



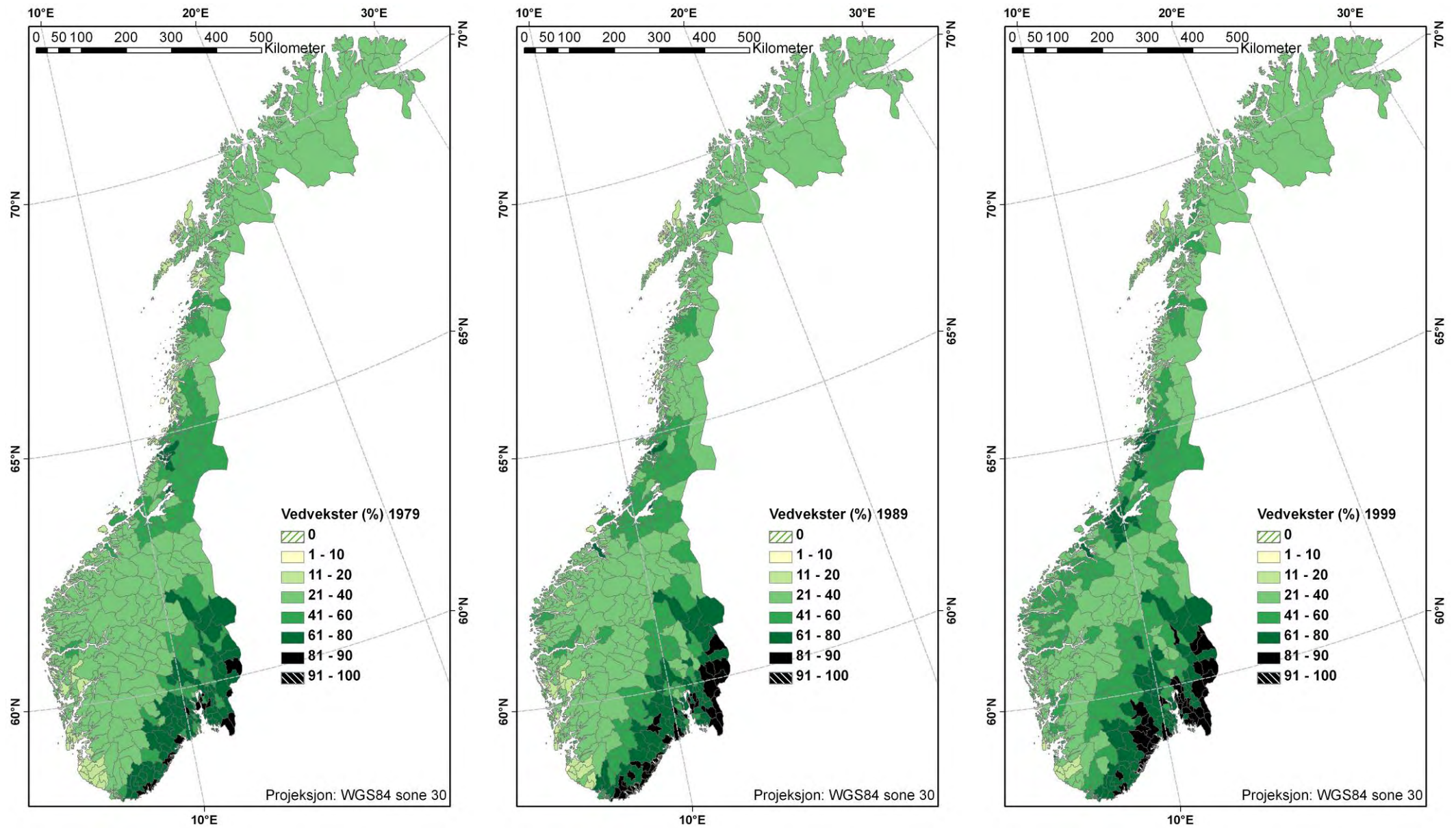
Kart 16a. Andel hjortedyr (prosent $MBA_{hjortedyr}$ av MBA_{totalt}) pr. kommune fordelt på år. A) 1949, B) 1959, C) 1969..



Kart 16b. Andel hjortedyr (prosent $MBA_{hjortedyr}$ av MBA_{totalt}) pr. kommune fordelt på år. D) 1979, E) 1989, F) 1999.



Kart 17a. Andel beiting på vedvekster (% av all utmarksbeiting) pr. kommune og år. A) 1949, B) 1959, C) 1969..



Kart 17b. Andel beiting på vedvekster (% av all utmarksbeiting) pr. kommune og år. D) 1979, E) 1989, F) 1999.

ISBN 978-82-7126-792-5
ISSN 0802-0833