

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rapport

ZOOLOGISK SERIE 1983-6

Småviltbiologiske undersøkelser
i Raumavassdraget 1982 og 1983

Per Gustav Thingstad



Universitetet i Trondheim

K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1983-6

SMÅVILTBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I
RAUMAVASSDRAGET 1982 OG 1983

av

Per Gustav Thingstad

Universitetet i Trondheim
Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet
Trondheim, desember 1983

ISBN 82-7126-360-9

ISSN 0332-8538

REFERAT

Thingstad, Per Gustav. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1983-6*: 1-74.

Småviltundersøkelsene i Raumavassdraget ble påbegynt høsten 1982 på bakgrunn av de foreliggende planene om kraftutbygging i området. Arbeidet i felt ble fulgt opp våren, sommeren og høsten 1983 med flere kompletterende takseringsmetoder.

Sportakseringene viste at bjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet og i øvre deler av Grøndalen ble foretrukket som vinterbeite for rypene, mens haren forekom i størst mengder i Grøndalen og langs Lesjaskogsvatnet.

Spilltakseringene avslørte en tett vårbestand av lirype langs Ulvådalsvatnet, mens sjekken av territorielle stegger i juni viste at størstedelen av bestanden da hadde forlatt fjellbjørkeskogsliene langs vatnet.

Linjetakseringene av hønsefugler i september viste at flest liryper oppholdt seg langs Ulvådalsvatnet og i øvre deler av Vermedalen.

De klart største negative konsekvensene er knyttet til en utbygging etter det foreliggende alternativ 1, med hovedmagasin i Ulvådalen. De øvrige alternativene, som har Vermevatnet som hovedmagasin, vil ikke få større direkte negative konsekvenser for småviltet. En del sekundære effekter blir imidlertid omtalt. Når det gjelder problemene angående nye kraftspenn, så vil dette berøre alle de 4 alternativene.

Per Gustav Thingstad, Universitetet i Trondheim, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Zoologisk avdeling, N-7000 Trondheim.

INNHold

REFERAT	
INNLEDNING	7
OMRÅDEBESKRIVELSE	8
Beliggenhet, utstrekning og topografi	8
Geologi, klima og vegetasjon	8
De enkelte undersøkelsesområdene	10
UTBYGGINGSPLANENE	17
SMAVILTUNDERSØKELSENE	22
Metoder og materiale	22
Resultater og diskusjon	24
Småviltbiotopkart	60
KONSEKVENSER AV EN EVENTUELL KRAFTUTBYGGING PÅ	
SMAVILTET	64
Innledning	64
Pattedyr	64
Fugler	67
SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	70
LITTERATUR	72
VEDLEGG	

INNLEDNING

Etter oppdrag fra Møre og Romsdal kraftselskap, MRK, påtok Zoologisk avdeling ved DKNVS Museet i Trondheim seg konsesjonsundersøkelsene angående småvilt i de deler av Raumavassdraget som antas å bli berørt ved en eventuell vannkraftutbygging. Som vanlig ved slike småviltregistreringer, ble Museets arbeid definert til å omfatte:

1. Pattedyrregistreringer (unntatt de store rovviltartene og hjortevilt)
2. Hønsefuglregistreringer
3. Ajourføring av et småviltbiotopkart

Museet har også utført de ornitologiske undersøkelsene i vassdraget, resultatet fra disse blir trykt i en egen rapport (Bevanger et al. 1983). Her blir blant annet viltarter som ender og vadere nærmere omtalt.

Formålet med småviltarbeidet har vært å samle inn et så fyldig bakgrunnsmateriale som mulig for å kunne vurdere de ulike delfeltenes betydning for småviltet og konsekvensene ved en eventuell utbygging. Feltarbeidet er blitt konsentrert om de lokalitetene der tekniske inngrep er planlagt.

Feltarbeidet har bestått i linjetakseringer av hønsefugler i september 1982 og 1983, sportakseringer av alle småviltarter i mars 1983, spillregistreringer av lirype i april og mai 1983, leiting av territoriale lirypestegger i juni 1983 og leiting av lirypekull i juli 1983. Ved linjetakseringene ble det i stor utstrekning benyttet fuglehund. Videre er en rekke lokalpersoner med kjennskap til viltet i området blitt intervjuet.

Følgende personer har vært med på feltarbeidet: Kjetil Bevanger, Terje Dalen, Arne Haug, Øystein Lorentsen, Torgeir Nygård, Jan Erik Roel, Gunnar Rofstad, Harald Rundhaug, Terje Sæther, Geir E. Vie og Ola Vie. Prosjektleder og faglig ansvarlig for undersøkelsen har vært Per Gustav Thingstad. Randi Krogh har tegnet kartene.

Undersøkelsen er i sin helhet finansiert av Møre og Romsdal kraftselskap.

OMRADEBESKRIVELSE

Beliggenhet, utstrekning og topografi

Raumavassdraget (fig. 1) har et totalt nedbørfelt på 1202 km². Det ligger hovedsakelig i Rauma og Lesja kommuner i Møre og Romsdal og Oppland fylker (62°04'-62°34'N, 7°38'-8°23'Ø). Vassdraget har sitt utspring i det 5 km² store Lesjaskogsvatnet (611 m o.h.), som også utgjør kilden til Lågen. Raumavassdraget dreneres nordvestover fra Lesjaskogsvatnet og munner ut i sjøen ved Åndalsnes etter ca. 65 km. På denne strekningen får Rauma tilskudd fra en rekke bekker og elver, de viktigste er Grøna, Ulvåa, Verma og Istra. Den siste er ikke omhandlet i denne rapporten.

Hoveddalføret inneholder ingen større vatn, bare noen få småtjønner som er avsnørt fra elva. I høgfjellet finnes imidlertid en rekke vatn og tjern, der de største er Vermevatnet (1186 m o.h., 6 km²) og Ulvådalsvatnet (856 m o.h., 2 km²).

Raumavassdraget er et område med svært store topografiske variasjoner. De nordvestligste delene har utpreget vestlandsk karakter med spisse tinder og stupbratte dalsider, mens de sørøstligste består av roligere og avrundete terrengformasjoner.

For nærmere vassdrags- og områdebeskrivelse henvises til Nøst (1983).

Geologi, klima og vegetasjon

Vassdraget ligger i det vestnorske grunnfjellsområdet der den helt dominerende bergarten er gneis (Sollid & Sørbel 1981). Gneisen er til dels beriket med biotitt som er en viktig kalsiumkilde for vegetasjonen. Kwartargeologisk har området til dels en rekke interessante formelement. For nærmere geofaglige opplysninger henvises til Nordseth (in prep.) og Sollid (in prep.).

Klimaet varierer relativt sterkt innen nedbørfeltet, da området befinner seg på overgangen mellom Vestlandets kystklima og Østlandets innlandsklima (kontinentalt klima). De nærmeste meteorologiske

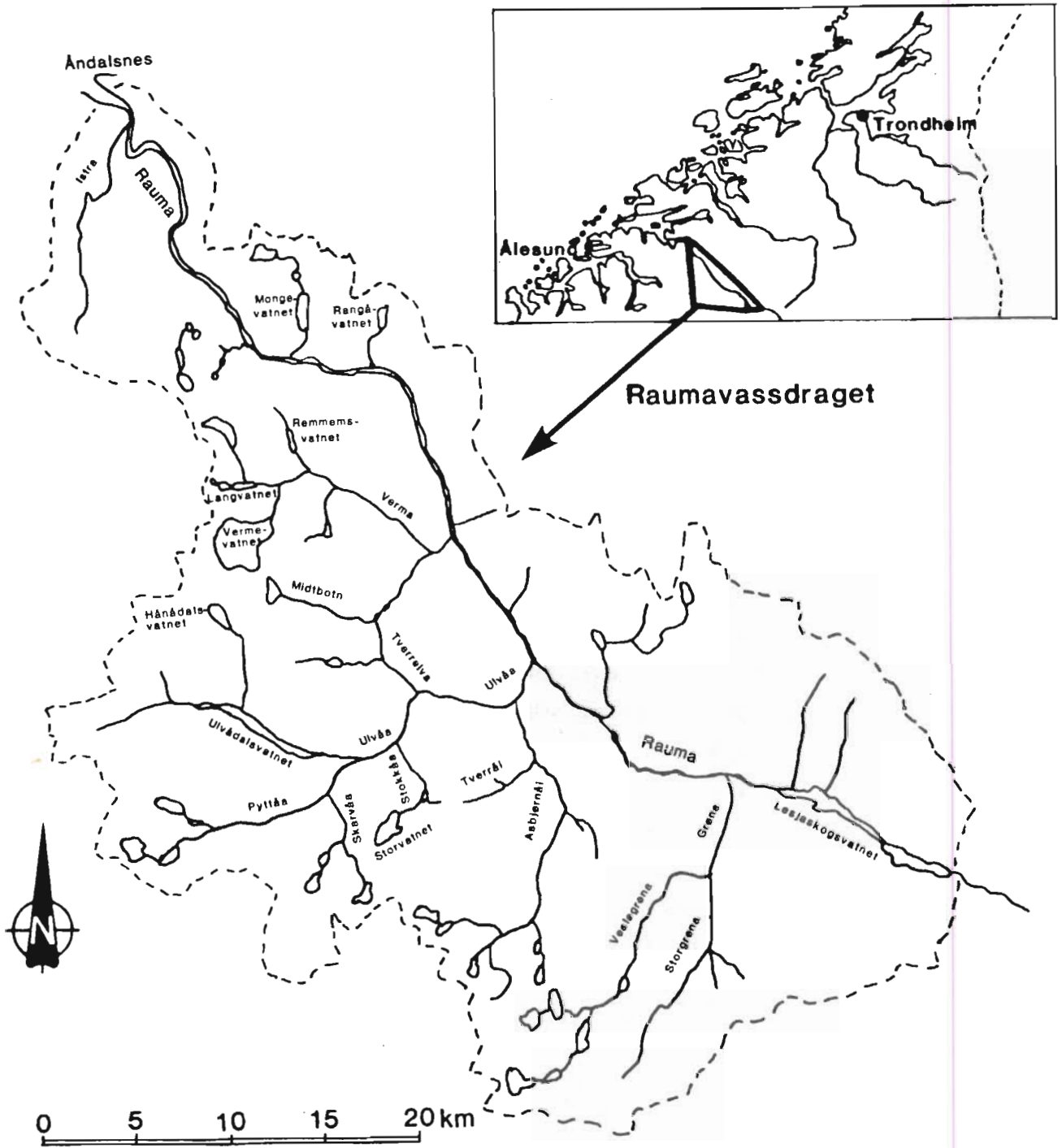


Fig. 1. Oversikt over Raumavassdragets beliggenhet og nedbørfeltets avgrensning. Istra og arealene på nordsida av Rauma er ikke undersøkt i forbindelse med denne forundersøkelsen.

stasjonene ligger på Verma (ca. 500 m o.h.) og på Lesjaverk (630 m o.h.). Verma er en nedbørstasjon, og stedet har en årsnedbør på 759 mm. Bare 28,2 % av nedbøren kommer i juni, juli, august og september, slik at en stor del kommer som snø (Hagen & Holten 1976).

For detaljerte vegetasjonsbeskrivelser henvises til Hagen & Holten (1976), Holten (1978, 1983). Her vil det bli gitt en grov oversikt over dominerende vegetasjonstyper under beskrivelsen av de aktuelle undersøkelsesområdene.

De enkelte undersøkelsesområdene

Hoveddalen

De topografiske forholdene langs Rauma er beskrevet detaljert av Nøst (1983), mens vegetasjonen er beskrevet av Holten (1983). Langs de flateste partiene langs Lesjaskogsvatnet og ned til munningen av Ulvåa ble det foretatt småvilttakseringer. Lav- og lyngfuruskog med enkelte spredte innslag av lågurtbjørkeskog er de dominerende vegetasjonstypene her. På flatene ved Rømmem er det overveiende lågurtbjørkeskog i de bratte fjellssidene, men også noe innslag av gråor og furu. En god del av dalbotnen er her dyrka mark, men innimellom finnes ulike skogstyper bestående stort sett av gråorskog og blåbær-småbregne-furuskog. Innimellom er det også innslag av hassel og rogn. I enkelte avsnøringer fra elva finner en i dag høgstarr- og viersumper i det gamle elveløpet. Se fig. 2.

Vermedalen

I de nedre, bratte delene av Vermedalen er det overveiende lyng- og blåbær-småbregne furuskog. Lengre oppe overtar en blandingskog bestående av lyngfuruskog og krekling- og blåbær-/småbregne bjørkeskog samt en del innslag av minerotrofe myrer. I et belte før det alpine terrenget overtar, ovenfor Nyfonna, er vegetasjonen overveiende einer-dvergbjørkhei. Se fig. 4 og 5.

Ulvådalen

Ulvåas nedbørfelt innbefatter blant annet de to sideelvene Asbjørnsåi og Pyttåa. Vegetasjonen i dette delfeltet er beskrevet av Hagen og Holten (1976) og av Holten (1978). Det subalpine bjørkeskogsbeltet er godt utviklet i dalen, selv om det i nedre deler inngår en del furu. På Horgheimsætermoen er det for øvrig et parti med lav- og lyngrik furuskog, og nedre deler av Asbjørnsdalen har innslag av lav-furuskog. Innslaget av myr (stort sett fattige minerotrofe) er størst i indre deler av Ulvådalsvatnet, langs Pyttåa og nedre deler av Asbjørnsdalen. Se for øvrig nærmere om vegetasjonsfordelingen i prøvefeltene langs Ulvådalsvatnet på s. 46. Figurene 3, 6, 7, 8, 10 og 11 skulle for øvrig gi et inntrykk av vegetasjon og topografi i området (se dessuten Nøst 1983).

Grøndalen

Også denne dalen er nokså bratt i nedre deler. Her finnes en lav- og lyngrik furuskog, men innslaget av bjørk blir raskt større oppover. Høyere oppe er det en rein subalpin bjørkeskog (krekling- og blåbær-/småbregne), før den lavalpine vegetasjonen tar over ved vel 1000 m o.h. Se fig. 9.



Fig. 2. Utsikt over Romsdalen på strekningen Rømmem - Horgheim.
Foto: Per Gustav Thingstad



Fig. 3. Samløpet mellom Asbjørnsåa (t.v.) og Ulvåa i vårflom juni 1982.
Foto: Kjetil Bevanger



Fig. 4. Øvre deler av Vermedalen sett fra nordsida av n. Vermehøa
26.4.1983. Foto: Ola Vie



Fig. 5. Utsyn mot Langvatnet i Vermedalen. Vermetind ytterst til venstre
på bildet.. Foto: Kjetil Bevanger



Fig. 6. Asbjørnsdalen sett fra nordvestsida av Rånåkollen.

Foto: Kjetil Bevanger



Fig. 7. Horgheimsætermoen sett fra Brøstkampen.

Foto: Kjetil Bevanger



Fig. 8. Nedre deler av Pyttbudalen.

Foto: Kjetil Bevanger



Fig. 9. Kvamsætri i Grøndalen mars 1983.

Foto: Per Gustav Thingstad



Fig. 10. Utsikt vestover over Ulvådalsvatnet 26.4.1983.

Foto: Geir Erik Vie



Fig. 11. Utosen av Ulvådalsvatnet med Tunga i bakgrunnen 26.4.1983.

Foto: Per Gustav Thingstad

UTBYGGINGSPLANENE

Det er blitt foretatt en del justeringer av utbyggingsplanene i løpet av den tiden disse småviltbiologiske forundersøkelsene har pågått. De siste tilsendte utbyggingsplanene er datert 15.3. og 3.5.1983, og det er ut fra disse de forventete konsekvensene for småviltet vil bli vurdert. Alternativet på fig. 12 vil bli kalt alt. 1, mens alternativet som er vist på fig. 13 vil bli omtalt som alt. 2 i denne rapporten. Hovedforskjellen ligger i at alt. 1 demmer opp Ulvådalsvatnet til kote 916, mens alt. 2 istedet senker vatnet 2 meter. Ved alt. 2 blir istedet Vermevatnet benyttet som hovedmagasin ved hjelp av en pumpe-stasjon. Ved begge alternativene blir Grøna, Asbjørnsåai, Tverråi, Stokkåa og Pyttåa overført via tunneler til Ulvådalsvatnet. Videre blir vatnet ført i tunnel til Verma. På veien hit blir blant andre Tverrelvene tatt inn. Ved begge de foreliggende alternativene vil det bli et kraftverk ved Remmem.

De to siste alternativene vist på fig. 14 og 15 representerer en redusert utbygging, konsentrert om Vermevatn og Vermedalen. Alt. 3 (fig. 14) vil utenom hovedmagasinet i Vermevatnet medføre en ytterligere regulering av Langvatnet. Dessuten vil Ulvåa bli tatt inn relativt langt nede i dalen. Ved dette alternativet vil det bli lagt et nytt kraftverk ved Stavem. Alt. 4 (fig. 15) medfører et mindre inngrep i Langvatnet, ingen overføring av Ulvåa og opprettelse av Løkra kraftverk istedet for Stavem. Nedslagsfeltet i Grovskardbotn vil bli fanget inn ved begge de to siste alternativene.

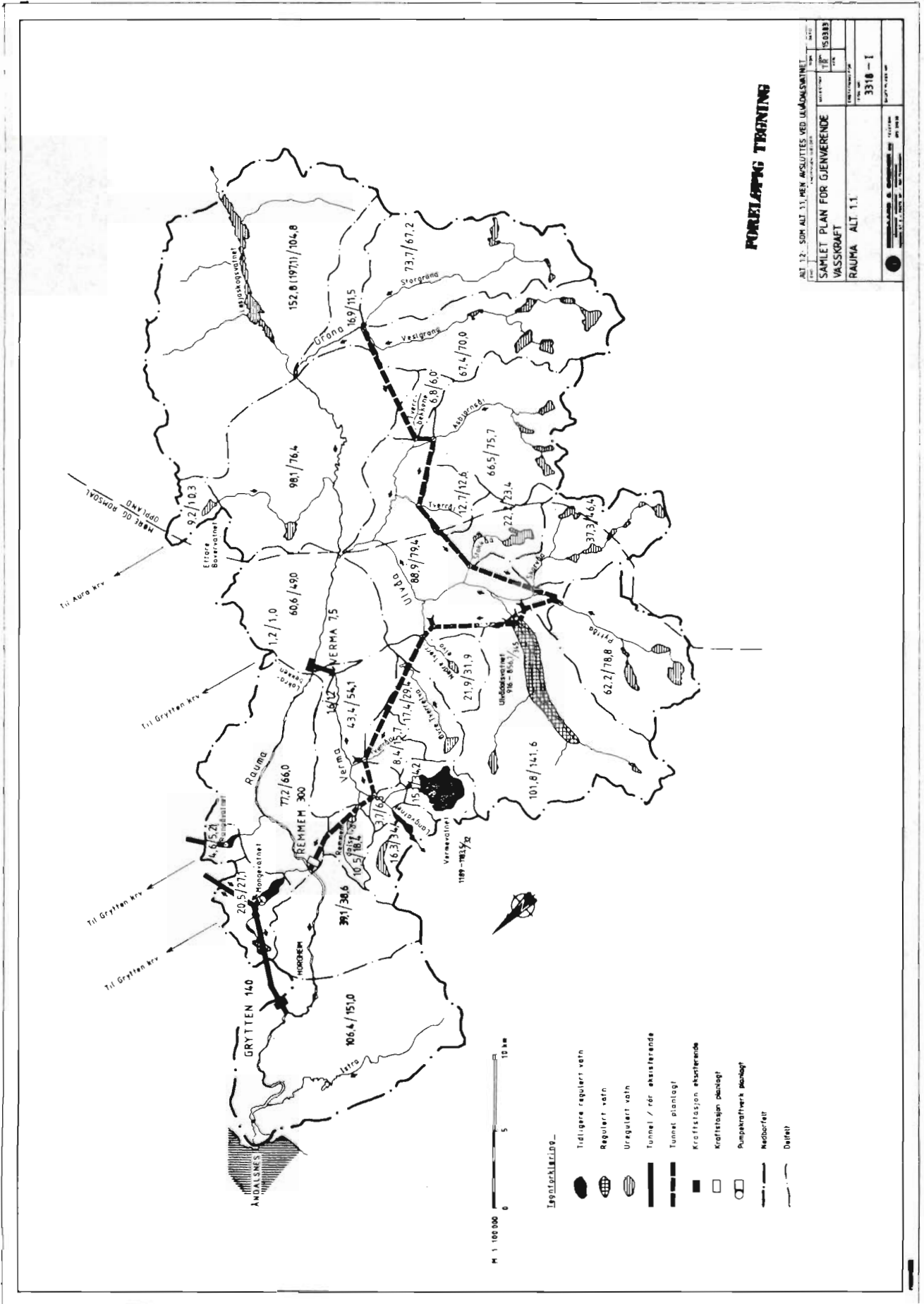


Fig. 12. Oversikt over de planlagte vasskraftreguleringene i Raumavassdraget - alternativ 1.

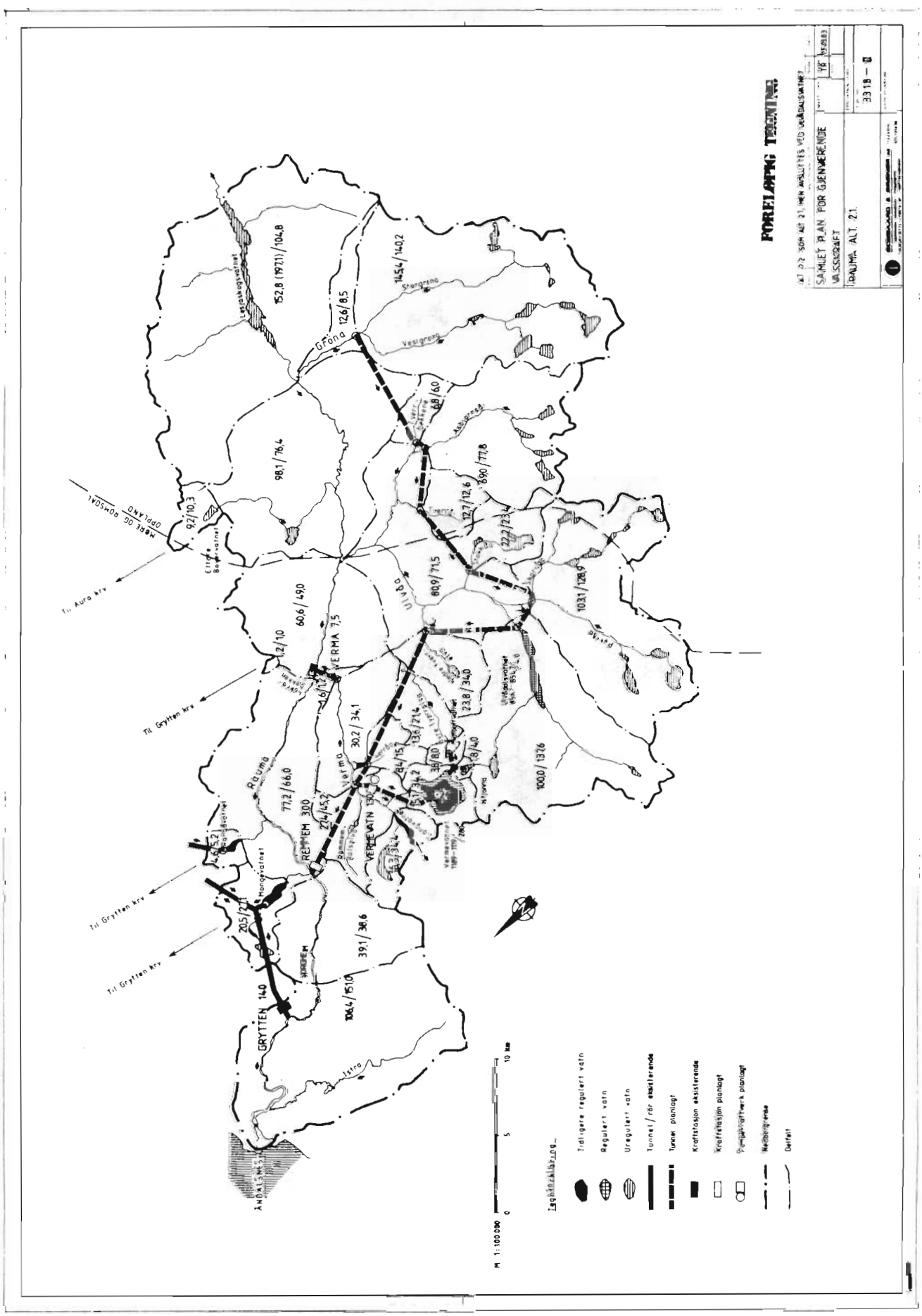


Fig. 13. Oversikt over de planlagte vasskraftreguleringene i Raumavassdraget - alternativ 2.

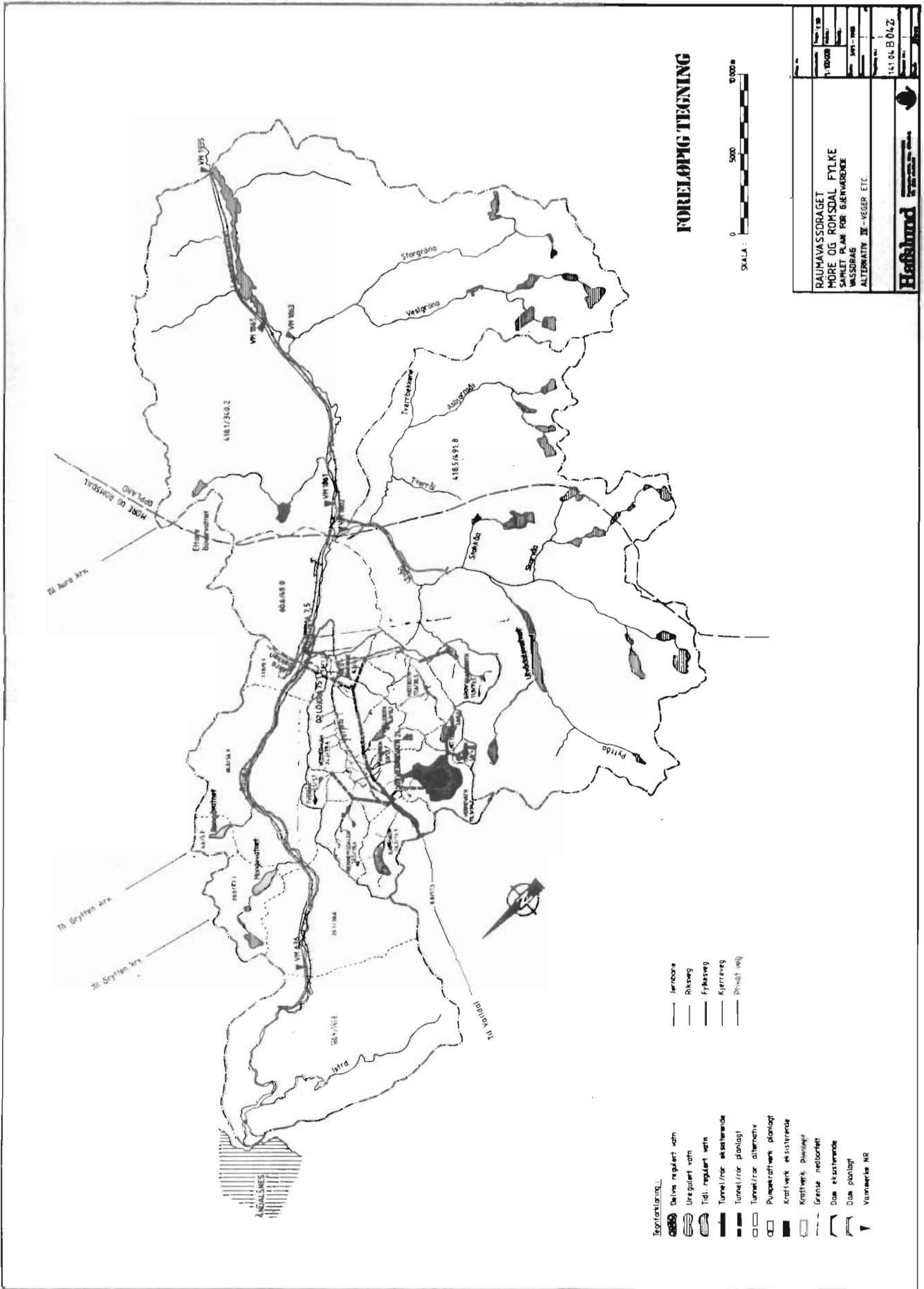


Fig. 14. Oversikt over de planlagte vasskraftreguleringene i Raumavassdraget - alternativ 3.

SMÅVILTUNDERSØKELSENE

Metoder og materiale

Feltarbeidet tok til høsten 1982 med linjetakseringer av hønsefugler i perioden 7.-9.9. Linjetakseringene ble utført ved 3 lag, hvert bestående av 2 mann og en hund. Ved denne metoden regner en med å kunne totaltelle en stripe på 80 meter gjennom terrenget (Moksnes 1971), slik at det er grunnlag for å kunne beregne tettheter av de observerte artene. I alt ble 103,5 km (8,3 km²) taksert. For hver observasjon ble blant annet antall individer, alders- og kjønnsfordeling, fluktavstand og vertikalavstand (avstanden fra viltets oppfluktsted og vinkelrett inn på takseringslinja) notert.

I perioden 22.-25.3.1983 ble sportakseringer foretatt for å få kartlagt de aktuelle områdenes betydning som vinterbiotoper for småviltet. Feltarbeidet bestod i at en mann gikk sakte gjennom terrenget på ski og noterte alle beitemerker, spor og direkte synsregistreringer av småviltet (se vedlagte takseringsskjema - vedlegg 1). I alt ble 271 km dekket ved hjelp av 6 mann. De undersøkte feltene av Raumavassdraget er vist på fig. 16.

Spilltakseringer ble utført ved Ulvådalsvatnet i perioden 26.-28.4. Dette arbeidet, som er nokså ressurskrevende, ble altså konsentrert om det tiltenkte magasinområdet i Ulvådalen, der 2,2 km² ble taksert. Som referanse ble Vermedalen valgt, her ble 0,8 km² taksert ved denne metoden. Spilltakseringene gir et grunnlag for å fastsette tettheten av lirype. Dette skjer ved at tre mann plasserer seg ute i terrenget på oversiktlige steder i en trekant med ca. 300 meters innbyrdes avstand. I Ulvådalen ble det også forsøkt med en tillempet 6 manns utgave. Alle spillende stegger morgen og kveld plottes inn på et kart i målestokk 1 : 20.000. Tidspunkt og retning ut fra observasjonsstedet blir notert, noe som gjorde det mulig å krysspeile stegger som bare blir hørt og kartfestet revirene også til disse. Denne metoden er tidligere beskrevet av Bergerud & Mercer 1966), og bl.a. benyttet av Andersen (1981) og Pedersen et al. (1983). De framkomne verdiene har her tidligere vist seg å være godt i samsvar med antall hekketerritorier i området.

Utenom spillregistreringene ble det også gått noen linjetakser-

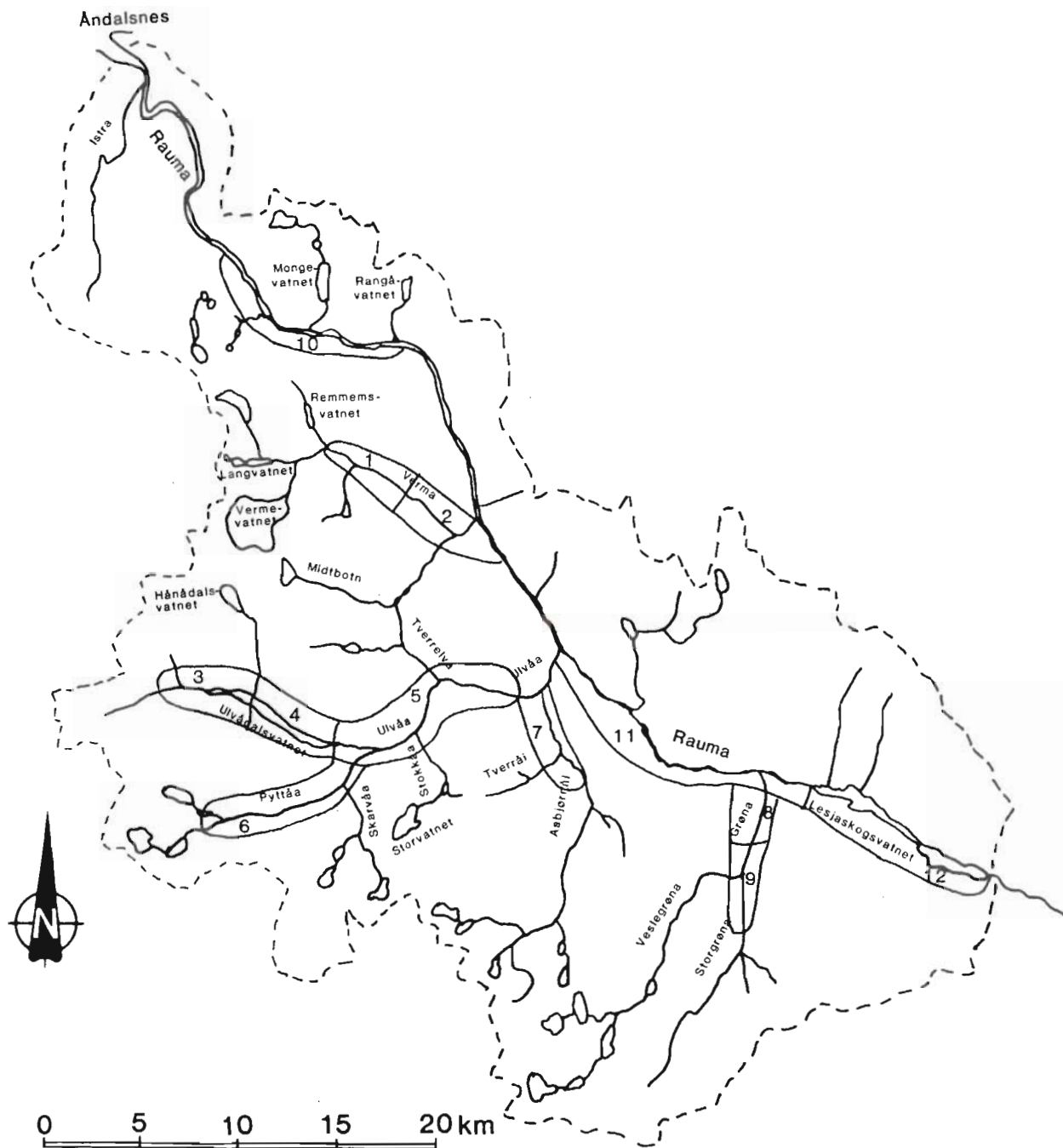


Fig. 16. Oversikt over de delene av Raumas nedbørfelt der det ble utført sportakseringer vinteren 1983.

- | | |
|---------------------|--------------------|
| 1. Øvre Vermedalen | 7. Asbjørnsdalen |
| 2. Nedre Vermedalen | 8. Nedre Grøndalen |
| 3. Ulvådalen I | 9. Øvre Grøndalen |
| 4. Ulvådalen II | 10. Rauma I |
| 5. Ulvådalen III | 11. Rauma II |
| 6. Pyttbudalen | 12. Rauma III |

inger på ski på dagtid. Dette for å kartfeste fuglenes tilholdssteder utenom spilltidene.

I tiden 14.-15.6. gikk 2 mann med hund over spilltakseringsfeltene i Ulvådalen for å plotte revirhevende stegger, og en mann med hund sjekket området med hensyn på lirypekull 6.-7.7.

6 mann og 3 hunder utførte så linjetakseringer ved Ulvådalsvatnet, Pyttbudalen, Asbjørnsdalen og Vermedalen i perioden 6.-8.9.1983. Stort sett ble de samme løypene som høsten før benyttet, og det ble på tilsvarende måte delt inn i 3 lag hvert bestående av 2 mann og en hund. I alt ble 89,5 km ($7,2 \text{ km}^2$) taksert dette året.

Resultater og diskusjon

Sportakseringer, småvilt

Ved taksering av småviltets vinterbiotoper må en for en stor del basere seg på sportegn, og ut fra disse er kvantitative vurderinger svært usikre, og beheftet med mange metodiske usikkerhetsmomenter. Det blir derfor her kun presentert relative indekser for antall registrerte spor pr. 10 km (tabell 1), antall registrerte beiteområde pr. 10 km (tabell 2) og til slutt en oversikt over synsregistreringene av hønsefugler (bare ryper ble sett) på sportakseringene (tabell 3). Enkelte ganger kan ett og samme individ streife over så store områder at sporet blir registrert flere ganger i løpet av takseringen (spesielt aktuelt for hare, rev og mår). Det er også ofte vanskelig å tallfeste antall individer når en sporobservasjon på ett sted inneholder mer enn ett spor etter samme art. Ved slike registreringer blir følgende forenkling foretatt: Ved alle observasjoner hvor det forekommer mer enn ett spor av samme art på et gitt sted blir observasjonen tillagt verdien 2 ved beregningen av indeksen. Dette medfører at de framkomne indeksene representerer absolutte minimumstall for antall sportegn. Tabell 2 presenterer de relative indeksene for de registrerte beiteområdene i de ulike delfeltene av Rauma. Her blir alle registrerte beiteområder tillagt like stor vekt, uten at det blir foretatt noe forsøk på å justere for ulike størrelser av beiteområdene. Plasseringen av og utstrekningen på

de ulike beiteområdene langs de takserte løypene skulle for øvrig framgå av figurene 7 til 24. En annen indeks som til en viss grad skulle gi en korreksjon for mengdene av rypen i de ulike delfeltene er oversikten over de visuelle registreringene i tabell 3.

Her blir antall registrerte individer og antall observasjonsheter pr. 10 km presentert. En observasjonshet innebærer én registrering av den aktuelle arten, uavhengig av om det ble registrert ett eller flere individer. På grunn av at hønsefuglene er så lite stasjonære på den tiden sportakseringene fant sted (i mars); - rypene er f.eks. enda til dels samlet i flokker som er urolige og vanskelige å komme på hold - så blir det ikke gjort forsøk på tetthetsberegninger på grunnlag av disse synsregistreringene.

Ut fra sportakseringene synes det som om storfuglen forekommer i moderate mengder i deler av Raumavassdraget. Størst var observasjonsfrekvensen i blandingsskogen (bjørk/furu) i nedre deler av Grøndalen. Her ble imidlertid en så kort strekning taksert (bare 7 km), at de framkomne indeksene herfra er meget usikre. Videre ble det registrert spor og beiteområder etter storfugl langs Rauma (ovenfor Kleiva), og funn av ekskrementer viste at arten også finnes i blandingsskogen i nedre deler av Asbjørnsdalen.

Enda sjeldnere synes orruglen å være i Raumavassdraget. Her ble kun en spillende hane hørt i lia ovenfor Remmingsflatene i løpet av sportakseringene.

Lirypa, derimot, forekommer tallrik i flere av delfeltene. De beste områdene som vinterbeiter synes å være bjørkeskogene langs Ulvådalsvatnet, øvre deler av Grøndalen og Vermedalen. I bjørkeskogen i Pyttbudalen forekom arten langt mer glissent i mars 1983.

Også fjellrypa ble relativt vanlig registrert i bjørkeskogen langs øvre del av Ulvådalsvatnet, i bjørkeskogen og det lavalpine terrenget i Pyttbudalen samt i bjørkeskogen langs øvre del av Grøndalen. De potensielt beste fjellrypehabitaterne i de alpine delene av nedbørfeltet til Rauma ble ikke undersøkt av flere årsaker:

- vanskelige og sterkt skiftende sporforhold, noe som ville medført store metodiske problemer
- store aktuelle arealer som ville vært meget ressurskrevende å undersøke
- lite aktuelt med konsekvenser av en eventuell utbygging

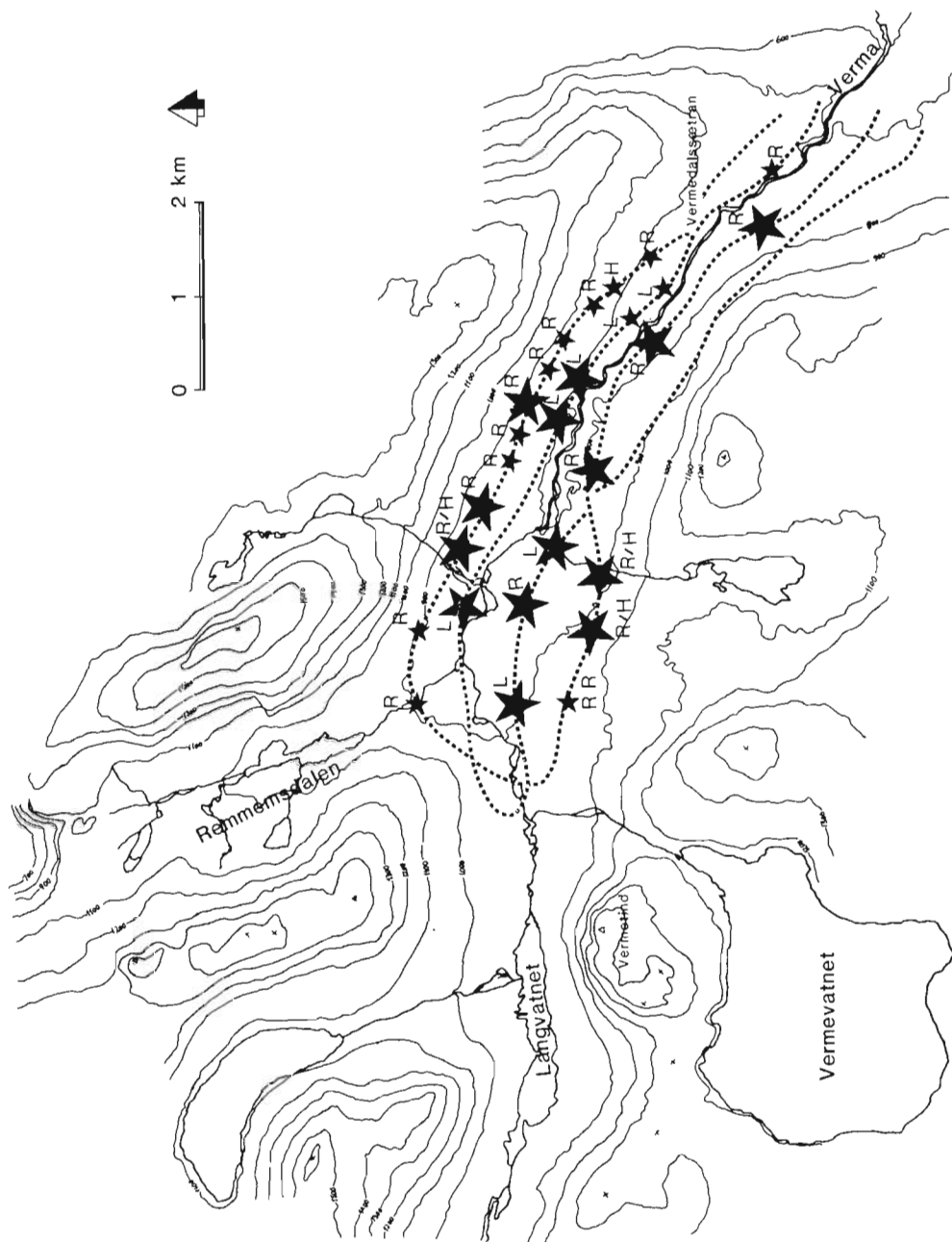


Fig. 17. Oversikt over de utførte sportakseringene i Vermedalen, mars 1983. De stiplede linjene angir de benyttete takseringslinjene; og de store stjerner angir steder der det er registrert større beiteområder (se vedlegget) mens de små angir mindre registrerte beiteområder. Benyttete forkortelser på fig. 17-22:

- S = registrert beiteområde for storfugl
- L = registrert beiteområde for lirype
- F = registrert beiteområde for fjellrype
- R = registrert beiteområde for rype ubestemt
- H = registrert beiteområde for hare

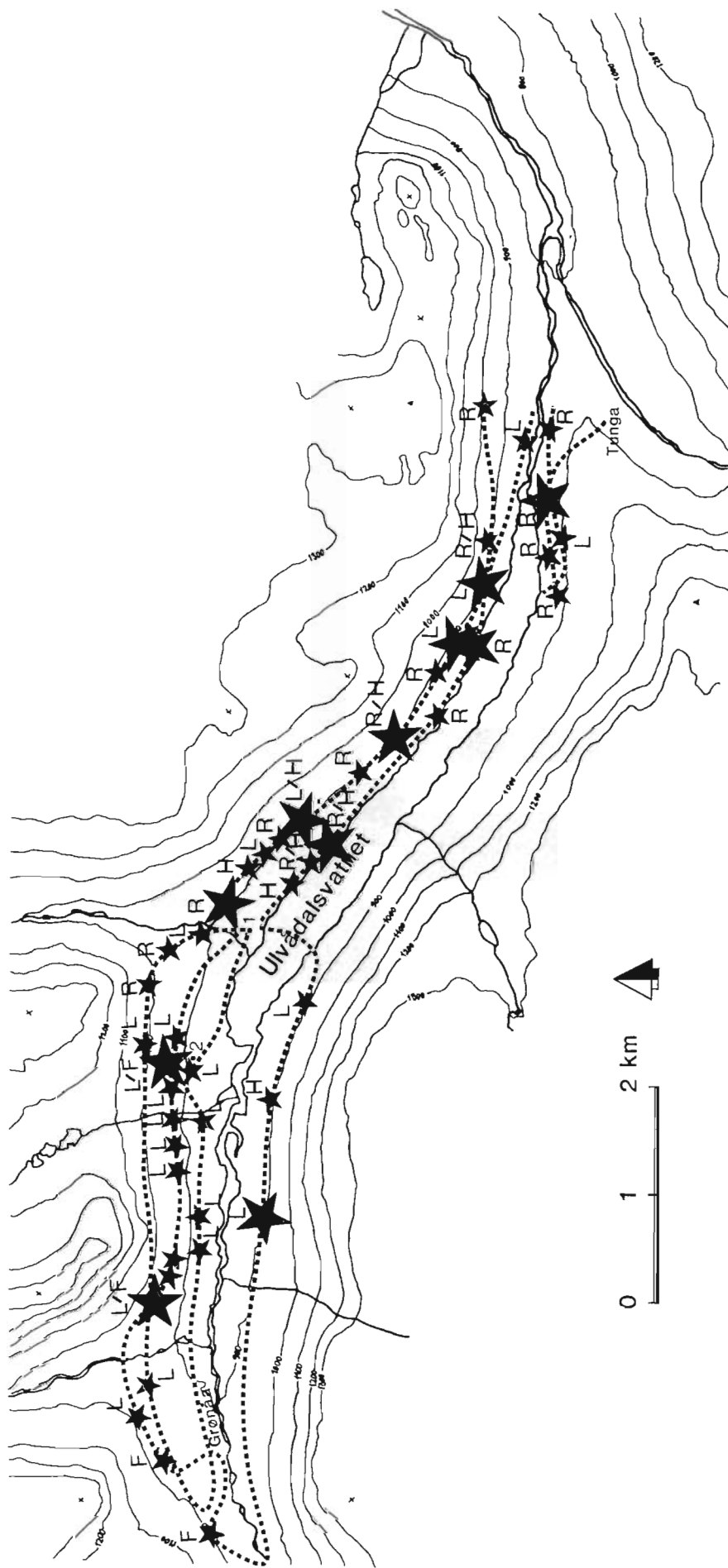


Fig. 18. Oversikt over de registrerte beiteområdene langs Ulvådalsvatnet, mars 1983. For nærmere forklaring se tekst til fig. 17.

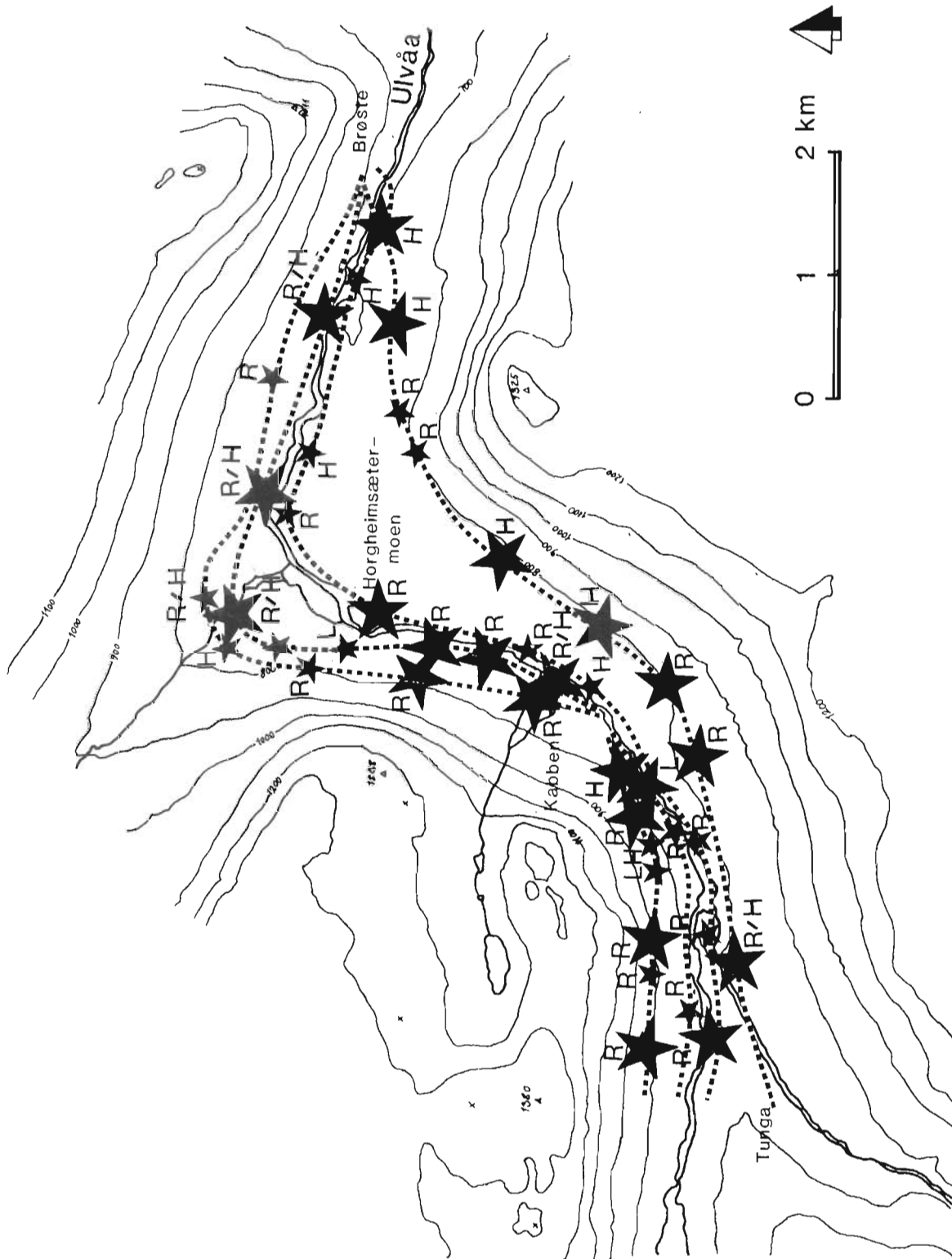


Fig. 19. Oversikt over de registrerte beiteområdene fra Ulvåldalsvatnet til Brøste, mars 1983. For nærmere forklaring se tekst til fig. 17.

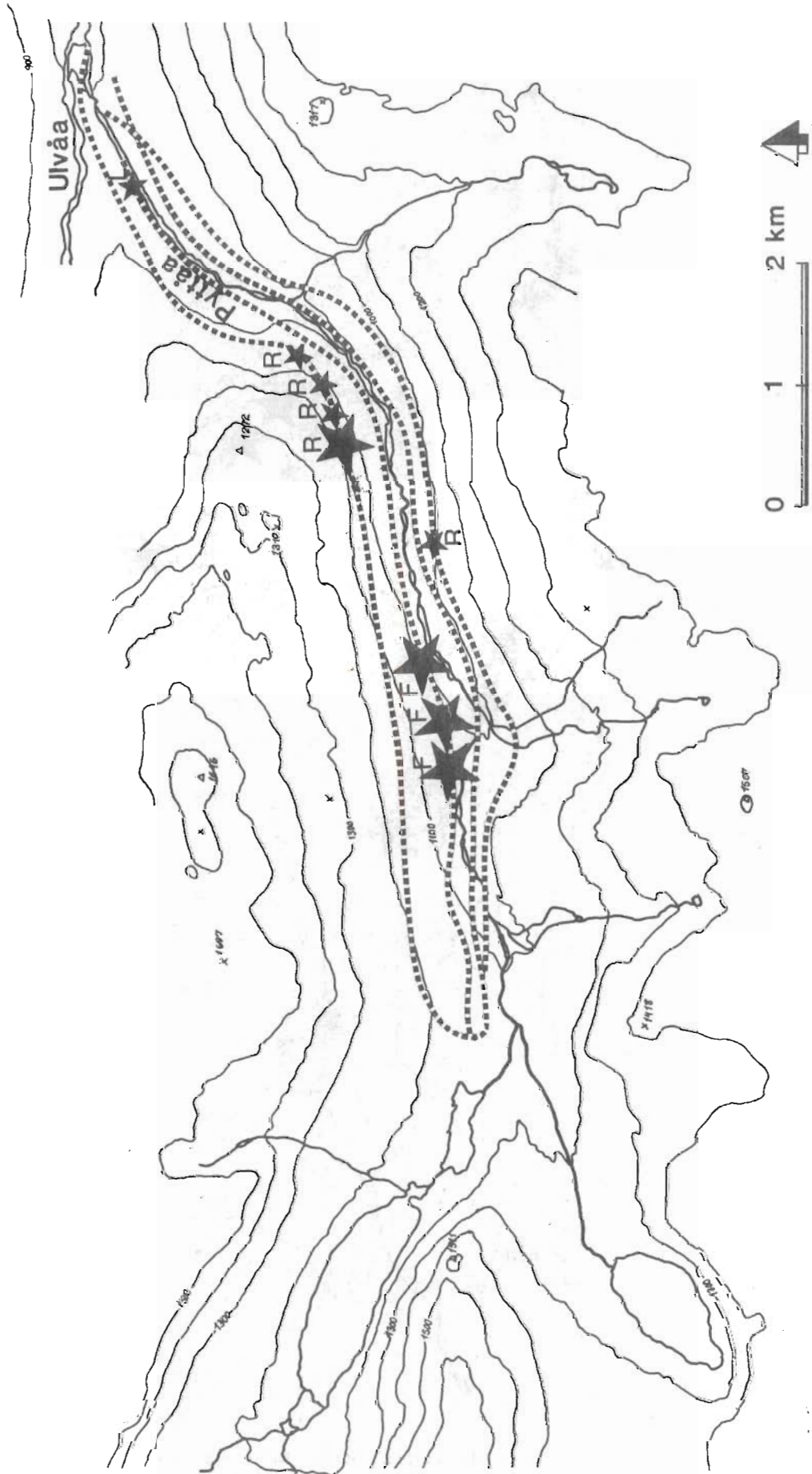


Fig. 20. Oversikt over de registrerte beiteområdene i Pyttbuddalen, mars 1983. For nærmere forklaring se tekst til fig. 17.

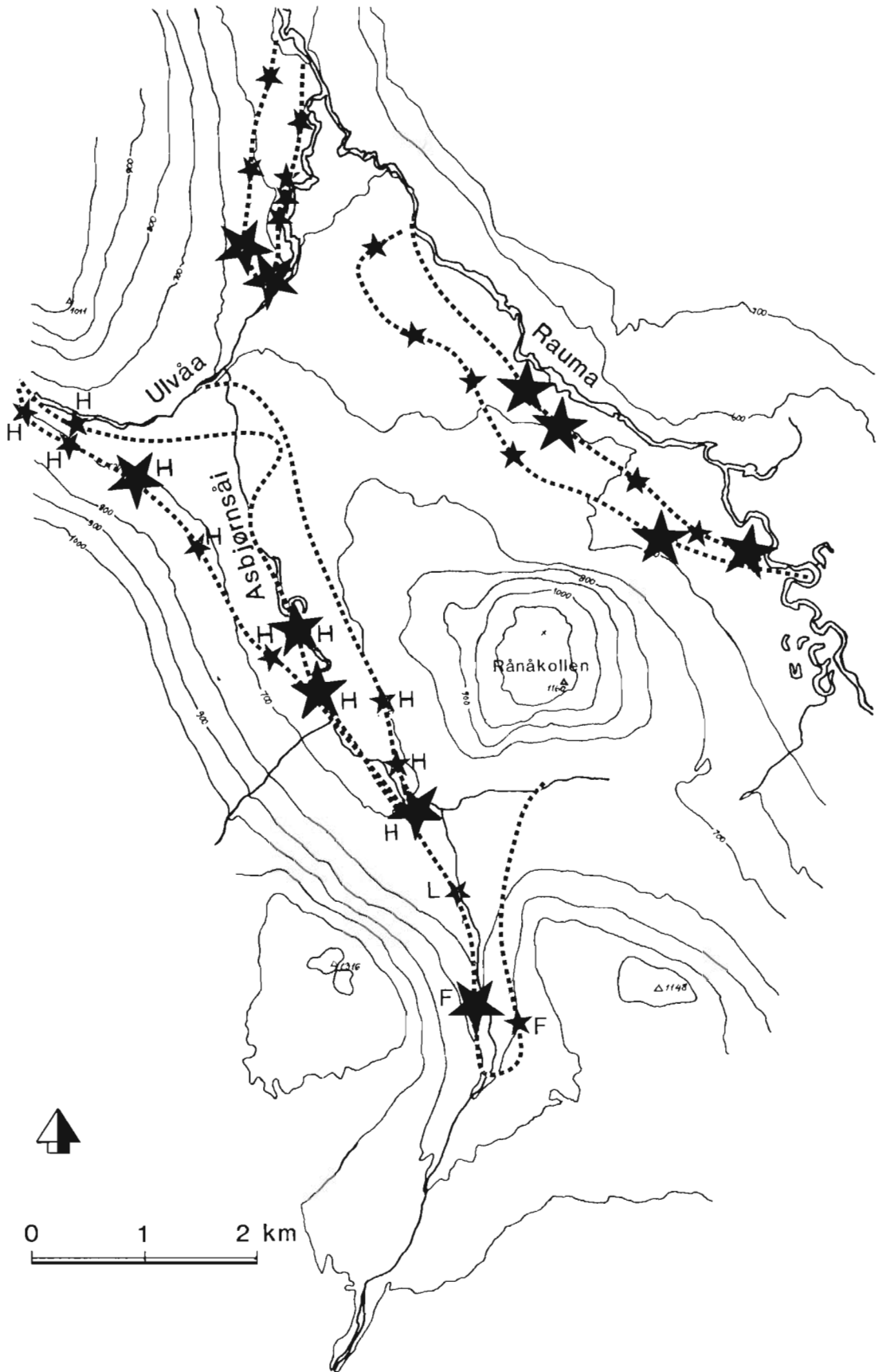


Fig. 21. Oversikt over de registrerte beiteområder i Asbjørnsdalen og langs Rauma på strekningen Bjorli - Ulvåa, mars 1983. Alle registrerte beiteområder langs Rauma er etter hare, se for øvrig tekst til fig. 17.

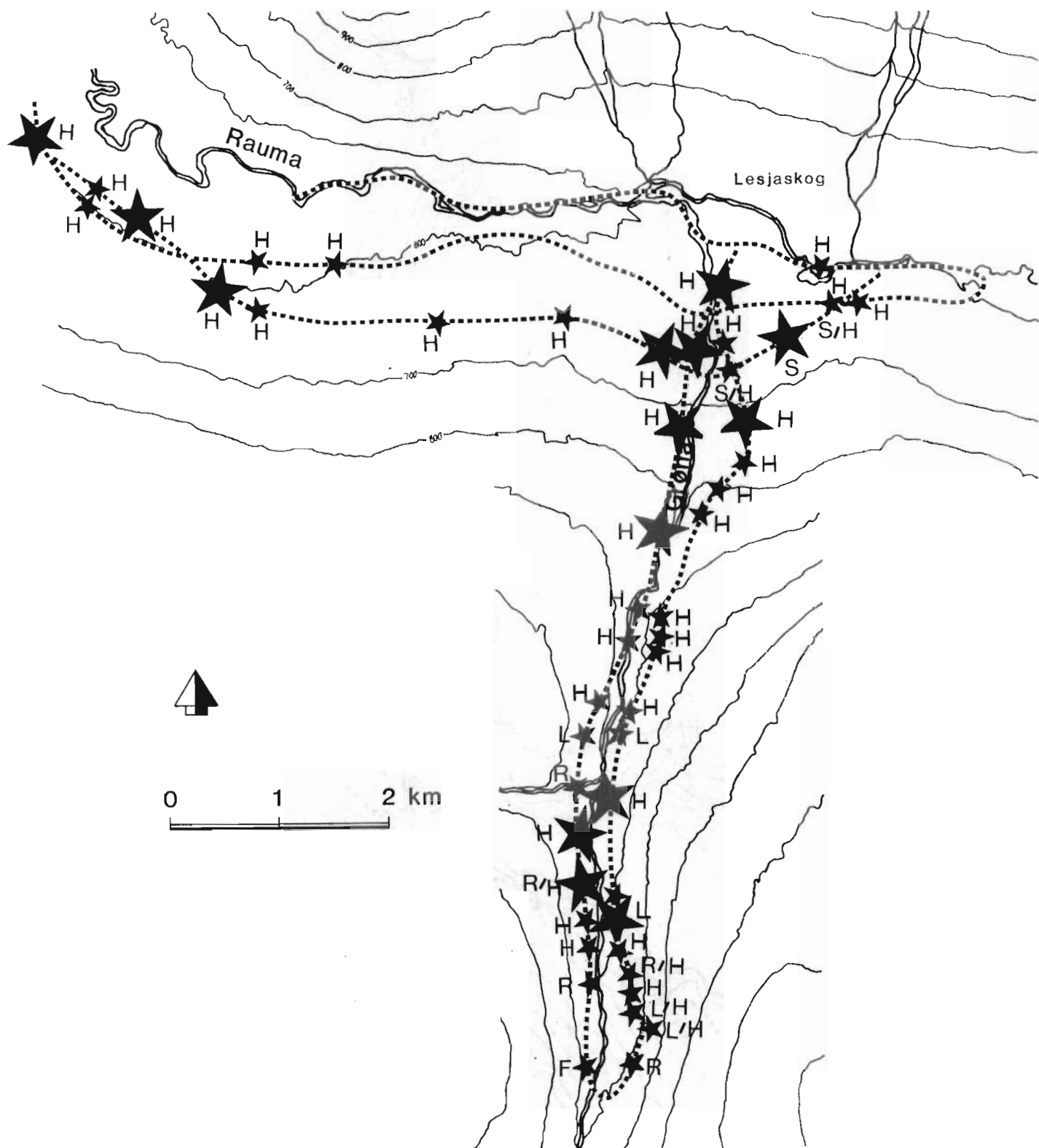


Fig. 22. Oversikt over registrerte beiteområder i Grøndalen og langs Rauma på strekningen Bjorli - Lesjaskogsvatnet, mars 1983. For nærmere forklaring se tekst til fig. 17.

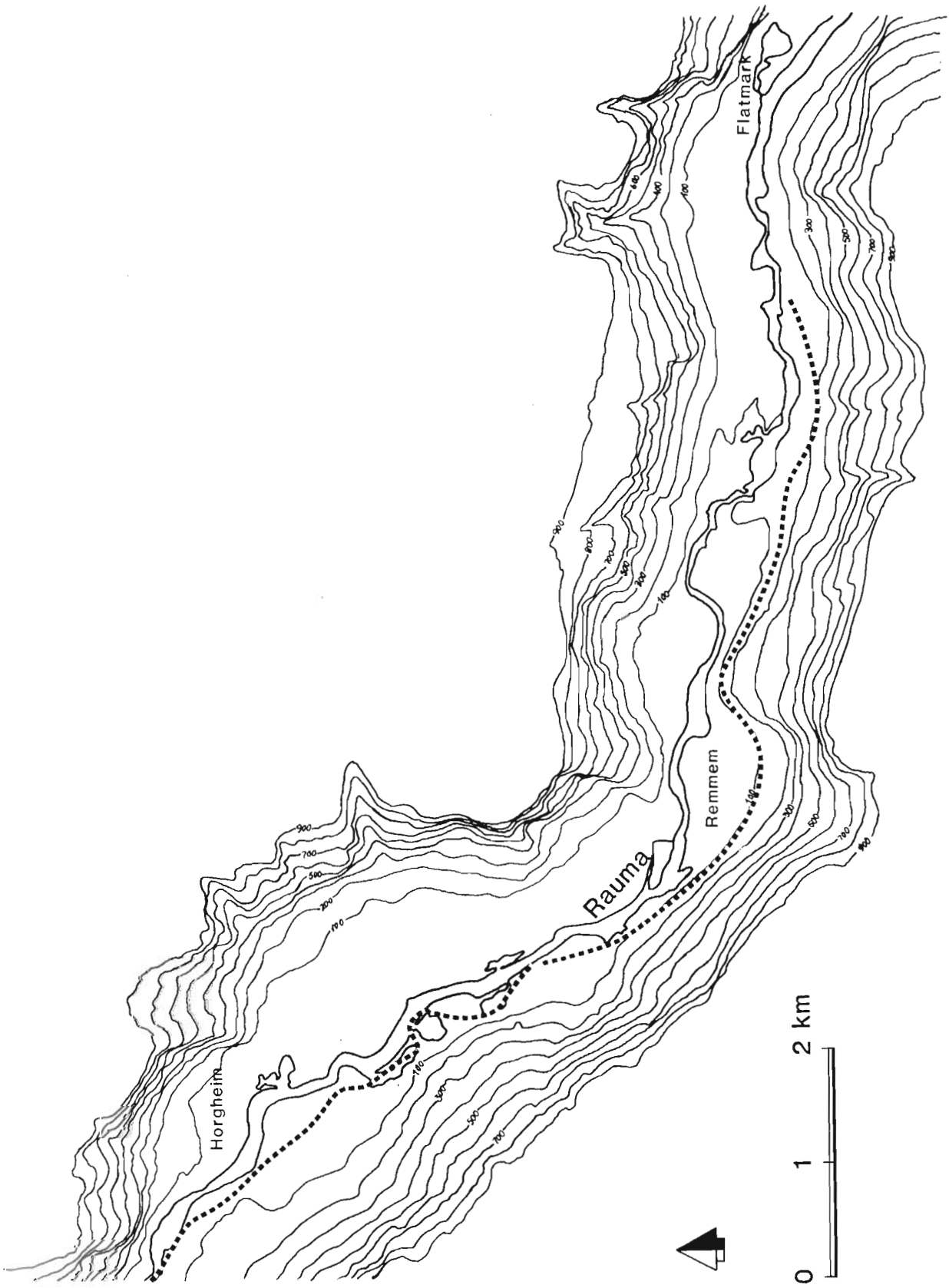


Fig. 23. Sportakseringene langs Rauma på strekningen Flatmark - Horgheim, mars 1983. Ingen beiteområder eller småvilt ble registrert.

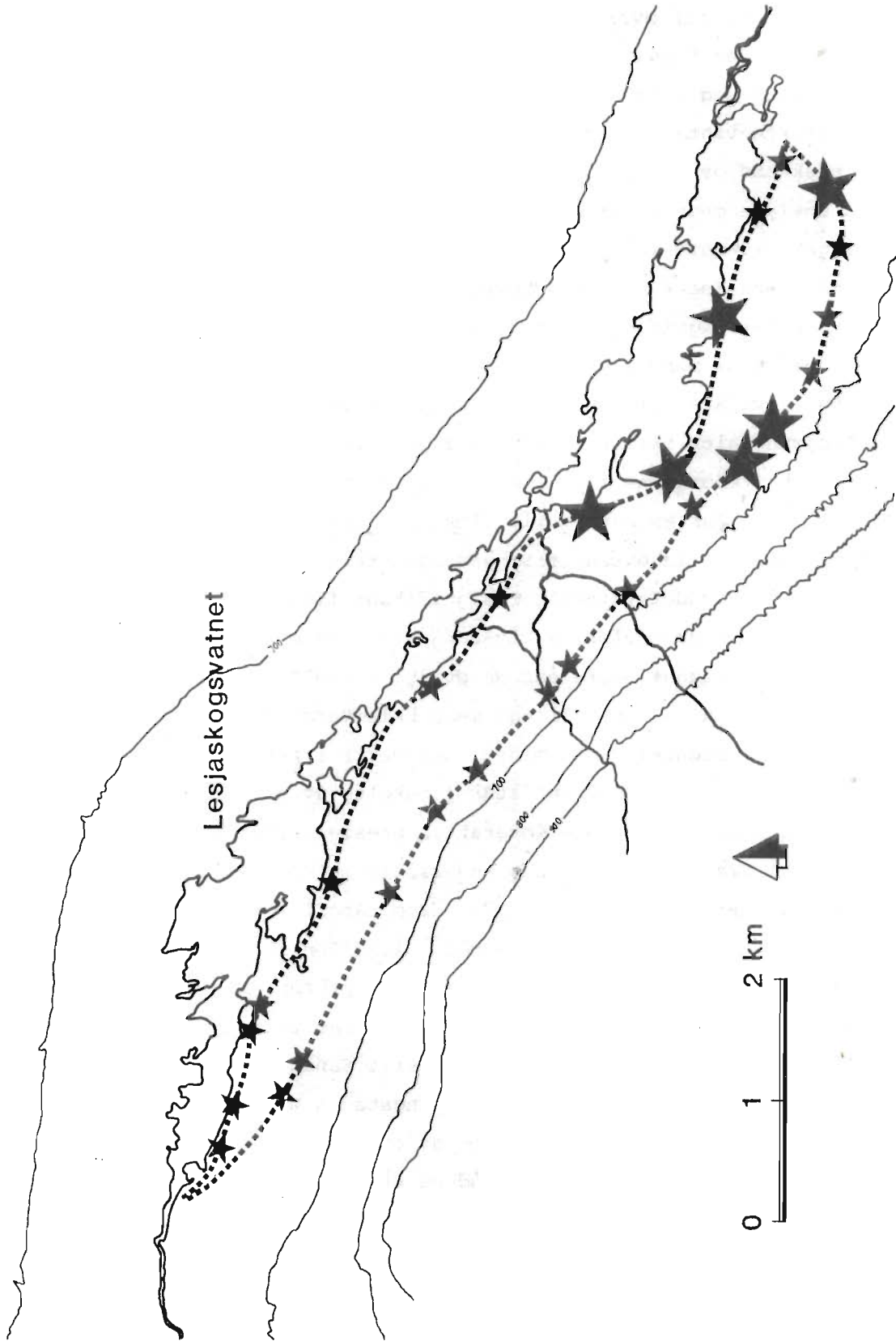


Fig. 24. Oversikt over de registrerte beiteområdene langs sørsida av Lesjaskogsvatnet, mars 1983. Samtlige registreringer er etter hare.

Det er derfor grunn til å presisere at nedbørfeltet til Rauma sannsynligvis inneholder bedre fjellrypehabitater enn hva som framgår av disse tabellene (se for øvrig fig. 29).

Mye av det innsamlete rypemateriale har av lett forståelige grunner ikke latt seg artsbestemme. Derfor vil det ved nærmere analyser av de registrerte vinterhabitaterne for rype være best å benytte de relative indeksene over ryper totalt. I tabell 4 er det satt opp en statistisk analyse over indeksene for sporfrekvensen i de delfeltene der det foreligger rypemateriale. Det er foretatt parvise χ^2 -tester av de aktuelle indeksene (se f.eks. Dowdeswell 1965). Analysen viser at nedre Ulvådalsvatnet har signifikant større sporfrekvens enn alle de øvrige delfeltene, om enn i mindre grad ovenfor øvre Grøndalen og indre deler av Ulvådalen (Ulvådalen I) enn de resterende. Pyttbudalen, nedre Vermedalen og Asbjørnsdalen skiller seg ut som de dårligste vinterhabitaterne. Indeksene for beiteområdene i de aktuelle delfeltene viser et tilsvarende bilde (tabell 5). Tar en hensyn til flokkstørrelsene viser den statistiske behandlingen av indeksene for synsregistreringene av ryper totalt at indre deler av Ulvådalsvatnet har signifikant flest individer pr. 10 km (tabell 6). Nedre deler av Ulvådalsvatnet og øvre deler av Grøndalen er også signifikant bedre enn de øvrige aktuelle delfeltene. Pyttbudalen står her i en mellomstilling, mens hele Vermedalen og Ulvådalen III (fra Tunga til Brøste) hadde minst observerte ryper.

Hare-bestanden var meget stor i enkelte av delfeltene ved det tidspunktet sportakseringene ble foretatt. Spesielt stor sporfrekvens ble registrert i Grøndalen (hele den undersøkte delen av dalen) og ved Lesjaskogsvatnet (Rauma III i tabell 7). Som tabell 7 videre viser var Vermedalen, indre deler av Ulvådalsvatnet (Ulvådalen I) og Pyttbudalen de delene av undersøkelsesområdet som ble minst preferert. Den statistiske analysen av indeksene for beiteområder gir et tilsvarende resultat (tabell 8). Også ved tilsvarende takseringer i Sanddøla- og Luruvassdragene i Nord-Trøndelag vinteren 1982 (Thingstad & Nygård 1982b) ble det registrert en stor harebestand i enkelte av de undersøkte arealene, men her lå sporfrekvensen for de beste områdene på nivå med Ulvådalen II & III, Asbjørnsdalen og Rauma II (se tabell 1). Den store harebestanden representerer et vesentlig næringspotensiale for rovviltet, og korrelasjonsanalysen mellom sporfrekvensene av hare, rødrev og mår viser at det er en sammenheng mellom forekomsten av disse artene (tabell 9).

Dersom en trekker inn alle de 12 delfeltene i korrelasjonsanalysen finner en at det er svak signifikant sammenheng mellom sporfrekvensen av hare og rødrev ($0,05 < p < 0,10$). Analysen gir en korrelasjonskoeffisient på 0,567. Det innebærer at 32 % (r^2) av variasjonen i rødrevens sporfrekvens kan forklares ut fra variasjonen i harens sporfrekvens.

Et av delfeltene peker seg imidlertid ut i materialet, nemlig Rauma I (Remmingsflatene - \otimes på fig. 25). Dette er et sterkt kulturpreget landskap; - en flat dalbotn med dyrket mark og bratte fjellsider. Avfall fra bebyggelsen representerer sikkert et matpotensiale for rødreven, mens de små arealene med mer sammenhengende skog ikke synes å oppfylle kravene til haren. De bratte dalsidene forsterker dessuten faren for dobbelttellinger av revsporene. I det hele er dette delfeltet så spesielt at det er grunn til å utelate det i analysen av materialet. Vi får da en korrelasjonskoeffisient på 0,87 som er signifikant på 0,001-nivået. Dette innebærer at over 75 % av variasjonen i rødrevens sporfrekvens kan forklares ut fra variasjonen i harens sporfrekvens. Det er derfor rimelig å tro at rødrevens habitatvalg i stor grad er bestemt ut fra forekomsten av hare i vårt materiale fra vinteren 1983. De delområdene som pekte seg ut som gode harehabitater er følgelig også gode områder for rødreven.

Også mår synes å forekomme hyppigst i de delfeltene der det var en god harebestand. Som tabell 9 viser var imidlertid korrelasjonskoeffisienten mellom hare og mår bare svakt signifikant. Her er også Remmingsflatene utelatt i analysen, uten at dette i denne analysen har hatt betydning for signifikantnivået.

Tabell 9 viser videre at det var ingen sammenheng mellom de områdene rypene prefererer og preferansen til de øvrige artene (det er derimot en liten negativ korrelasjon, men denne er på ingen måte signifikant). Rev og mår har derimot signifikant preferanse til de samme delfeltene, nemlig de med god harebestand. Grovt sett står en altså ovenfor to typer småviltområder i vinterhalvåret i Raumavassdraget, nemlig de delfeltene som utgjør gode habitater for ryper og de som blir preferert av hare, rødrev og mår.

Andre mårdyr som ble påvist under sportakseringene var mink, røyskatt og snømus. Minken synes stort sett å forekomme langs selve

Rauma, men det ble også registrert ett spor langs Verma opp i bjørkeskogslia. Røyskatt og snømus forekommer stort sett i blandingsskog, men materialet er alt for lite til nærmere analyser for alle disse mår-
dyra.

Ekorn forekommer stort sett i selve hoveddalføret, der innslaget av nåletrær er mer betydelig (særlig furu). Størst sporfrekvens ble påvist i blandingsskogen i nedre deler av Grøndalen. Selv om materialet er lite er det verd å merke seg at her opptrådte også mårsporene med størst frekvens.

Tabell 1. Resultat av sporregistreringene i Raumavassdraget vinteren 1983. Verdiene er angitt som antall registrerte spor pr. 10 km. Der det er registrert mer enn ett spor av samme art på et gitt sted, er antallet satt til to. Verdiene er derfor absolutte minimumstall. Bare døgnferske spor er tatt inn i beregningene. Ulvådalen er delt inn i tre delletter der I representerer indre Ulvådalsvatnet (se fig. 16), II nedre Ulvådalsvatnet og III fra Tunga til Brøste. Tilsvarende representerer de tre delfeltene av Rauma henholdsvis I Remmingsflatene, II strekningen Kleiva - Lesjaskogsvatnet og III sørsida av Lesjaskogsvatnet

Sted	Vermedalen		Ulvådalen		Pyttbudalen	Asbjørnsdalen		Grøndalen		Rauma		
	øvre	nedre	I	II		III	Blandings- skog	Bjørkeskog/ lavalpint	Blandings- skog	Øvre	I	II
Taks. km	22	14	30	15	37	23,5	7	9,5	14	42	21,5	
Storfugl	-	-	-	-	-	**	2,9	-	-	-	1,0	-
Lirype	9,1	5,7	19,3	11,3	2,7	2,1	-	10,5	-	-	-	-
Fjellrype	-	-	3,3	1,3	3,8	1,7	-	2,1	-	-	-	-
Rype ubest.	10,0	2,1	6,7	34,7	3,0	-	-	16,8	-	-	-	-
Ryper totalt	19,1	7,9	29,3	47,3	9,5	3,8	-	29,5	-	-	-	-
Hare	1,8	2,1	1,0	16,7	0,3	17,0	34,3	42,1	-	19,5	31,1	-
Rødreiv	1,4	2,9	0,7*	3,3	0,3	6,0	21,4	16,8	18,6	5,7	7,9	-
Mår	0,5	-	-	-	-	-	10,0	6,3	0,7	1,2	-	-
Mink	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	0,5	-
Røyskatt	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	0,7	-	-
Snømus	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ekorn	-	-	-	-	-	1,3	5,7	-	-	1,2	1,9	-

* : Ett av sporene var muligens etter fjellrev

** : Ekskrementer funnet

*** : Orrhane hørt spillende

Tabell 2. Registrerte beiteområder for hare og hønefugler pr. 10 km ved sportakseringene vinteren 1983. Inndelingene av delområdene er som i tabell .

Sted	Vermedalen nedre		Ulvådalen		Pyttbudalen		Grøndalen nedre		Rauma		
	Øvre	Bjørke- Blandings- skog	I	II	III	Bjørkeskog/ lavalpint	Blandings- skog	Bjørke- skog	I	II	III
Veg.type	Bjørke- skog	Blandings- skog	Bjørke- skog	Bjørke- skog	Blandings- skog	Bjørkeskog/ lavalpint	Blandings- skog	Blandings- skog	Bjørke- skog	Blandings- skog	Blandings- skog
Taks. km	22	14	30	15	35,5	37	23,5	7	9,5	42	21,5
Storfugl	-	-	-	-	-	-	-	1,4	-	0,5	-
Lirype	4,1	2,1	8,0	5,3	0,8	0,3	0,9	-	4,2	-	-
Fjellrype	-	-	1,7	-	-	1,1	0,9	-	1,1	-	-
Rype	4,1	0,7	3,3	12,7	4,5	1,4	-	-	6,3	-	-
Ryper totalt	8,2	2,9	13,0	18,0	5,4	2,7	1,7	-	11,6	-	-
Hare	-	-	0,3	4,7	5,6	-	5,1	15,7	20,0	8,1	12,1

Tabell 3. Visuelle registreringer av rype pr. 10 km ved sportakseringer vinteren 1983. Langs Rauma og nedre del av Grøndalen ble det ikke observert hønefugler, for øvrig er inndelingen av delområdene som i tabell . Rubrikken til venstre for skråstrekket ved hver observasjon angir det totale antall registrerte ind. pr. 10 km og rubrikken til høyre angir antall observasjonsheter pr. 10 km

Sted	Vermedalen nedre		Ulvådalen		Pyttbudalen		Asbjørnsdalen		Grøndalen øvre	
	Øvre	Blandings- skog	I	II	III	Bjørkeskog/ lavalpint	Blandings- skog	Bjørke- skog	Bjørke- skog	Blandings- skog
Veg.type	Bjørke- skog	Blandings- skog	Bjørke- skog	Bjørke- skog	Blandings- skog	Bjørkeskog/ lavalpint	Blandings- skog	Bjørke- skog	Bjørke- skog	Blandings- skog
Taks. km	22	14	30	15	35,5	37	23,5	9,5	9,5	9,5
Lirype	0,9/0,5	3,6/2,1	53,0/8,0	25,3/6,0	1,4/1,4	4,9/1,1	-	-	16,8/4,2	-
Fjellrype	-	-	3,3/1,7	1,3/1,3	0,3/0,3	13,0/1,1	4,3/0,4	4,2/1,1	-	-
Rype ubest.	-	-	6,0/2,0	6,7/3,3	0,8/0,6	-	-	-	-	-
Ryper totalt	0,9/0,5	3,6/2,1	62,3/11,7	33,3/10,6	2,5/2,3	17,8/2,2	4,3/0,4	21,1/5,3	-	-

Tabell 4. Statistiske forskjeller (basert på parvise χ^2 -tester) mellom de aktuelle indeksene for sporfrekvensene etter ryper totalt i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983

Tegnforklaring: - : ingen signifikant forskjell
 x : $0,01 < p \leq 0,05$
 xx : $0,001 < p \leq 0,01$
 xxx : $p \leq 0,001$

	Grøndalen øvre	Ulvådalen I	Vermedalen øvre	Ulvådalen III	Pyttbudalen	Vermedalen nedre	Asbjørns- dalen
Ulvådalen II	x	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Grøndalen øvre		-	-	xx	xxx	xxx	xxx
Ulvådalen I			-	xx	xxx	xxx	xxx
		Vermedalen øvre		-	-	x	xxx
			Ulvådalen III		-	-	x
				Pyttbudalen		-	-
					Vermedalen nedre		-

Tabell 5. Statistiske forskjeller (basert på parvise χ^2 -tester) mellom de aktuelle indeksene for beiteområder for ryper i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983. (Tegnforklaring - se tekst til tabell 4)

	Ulvådalen I	Grøndalen øvre	Vermedalen øvre	Ulvådalen III	Vermedalen nedre	Pyttbudalen	Asbjørns- dalen
Ulvådalen II	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Ulvådalen I		-	x	xxx	xxx	xxx	xxx
Grøndalen øvre			-	xxx	xxx	xxx	xxx
		Vermedalen øvre		xx	xx	xxx	xxx
			Ulvådalen III		-	-	-
				Vermedalen nedre		-	-
					Pyttbudalen		-

Tabell 6. Statistiske forskjeller (basert på parvise χ^2 -tester) mellom de aktuelle indeksene for synsregistreringer av antall individer ryper i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983. (Tegnforklaring - se tekst til tabell 4)

	Ulvådalen I	Grøndalen nedre	Vermedalen øvre	Ulvådalen III	Vermedalen nedre	Pyttbudalen	Asbjørns- dalen
Ulvådalen I	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Ulvådalen II		-	x	xxx	xxx	xxx	xxx
		Grøndalen øvre	-	xxx	xxx	xxx	xxx
		Pyttbudalen		xx	xx	xxx	xxx
				Asbjørns- dalen	-	-	-
				Vermedalen nedre		-	-
						Ulvådalen III	-

Tabell 7. Statistiske forskjeller (basert på parvise χ^2 -tester) mellom de aktuelle indeksene for sporfrekvensene etter hare i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983. (Tegnforklaring - se tekst til tabell 4)

	Grøndalen nedre	Rauma III	Rauma II	Asbjørns- dalen	Ulvådalen II	Ulvådalen III	Vermedalen nedre	Vermedalen øvre	Ulvådalen I	Pyttbudalen
Grøndalen - øvre	-	xx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Grøndalen nedre	-	x	x	x	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
		Rauma III	-	x	x	x	xxx	xxx	xxx	xxx
		Rauma II	-	-	-	-	xxx	xxx	xxx	xxx
				Asbjørns- dalen	-	-	xxx	xxx	xxx	xxx
				Ulvådalen II	-	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
				Ulvådalen III		xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
						Vermedalen nedre	-	-	-	-
						Vermedalen øvre	-	-	-	-
								Ulvådalen I	-	-

Tabell 8. Statistiske forskjeller (basert på parvise χ^2 -tester) mellom de aktuelle indeksene for beiteområdet for hare i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983. (Tegnforklaring - se tekst til tabell 4)

	Grøndalen nedre	Rauma III	Rauma II	Ulvådalen III	Asbjørns- dalen	Ulvådalen II	Ulvådalen I
Grøndalen øvre	-	-	x	xx	xx	xx	xxx
Grøndalen nedre		-	-	x	x	x	xxx
		Rauma III	-	-	-	-	xxx
			Rauma II	-	-	-	xx
				Ulvådalen III	-	-	x
					Asbjørns- dalen	-	x
						Ulvådalen II	x

Tabell 9. Korrelasjonskoeffisientene mellom sporfrekvensene for ryper totalt, hare, rødrev og mår i Raumas ulike delfelter. Remmingsflatene (Rauma I) er utelatt i analyse der hare inngår (se teksten)

x : $0,01 < p \leq 0,05$
 xx : $0,001 < p \leq 0,01$
 xxx : $p \leq 0,001$

	Ryper totalt	Hare	Rødrev	Mår
Ryper totalt	x	-.12	-.27	-.15
Hare	-.12	x	.87 ^{xxx}	.69 ^x
Rødrev	-.27	.87 ^{xxx}	x	.77 ^{xx}
Mår	-.15	.69 ^x	.77 ^{xx}	x

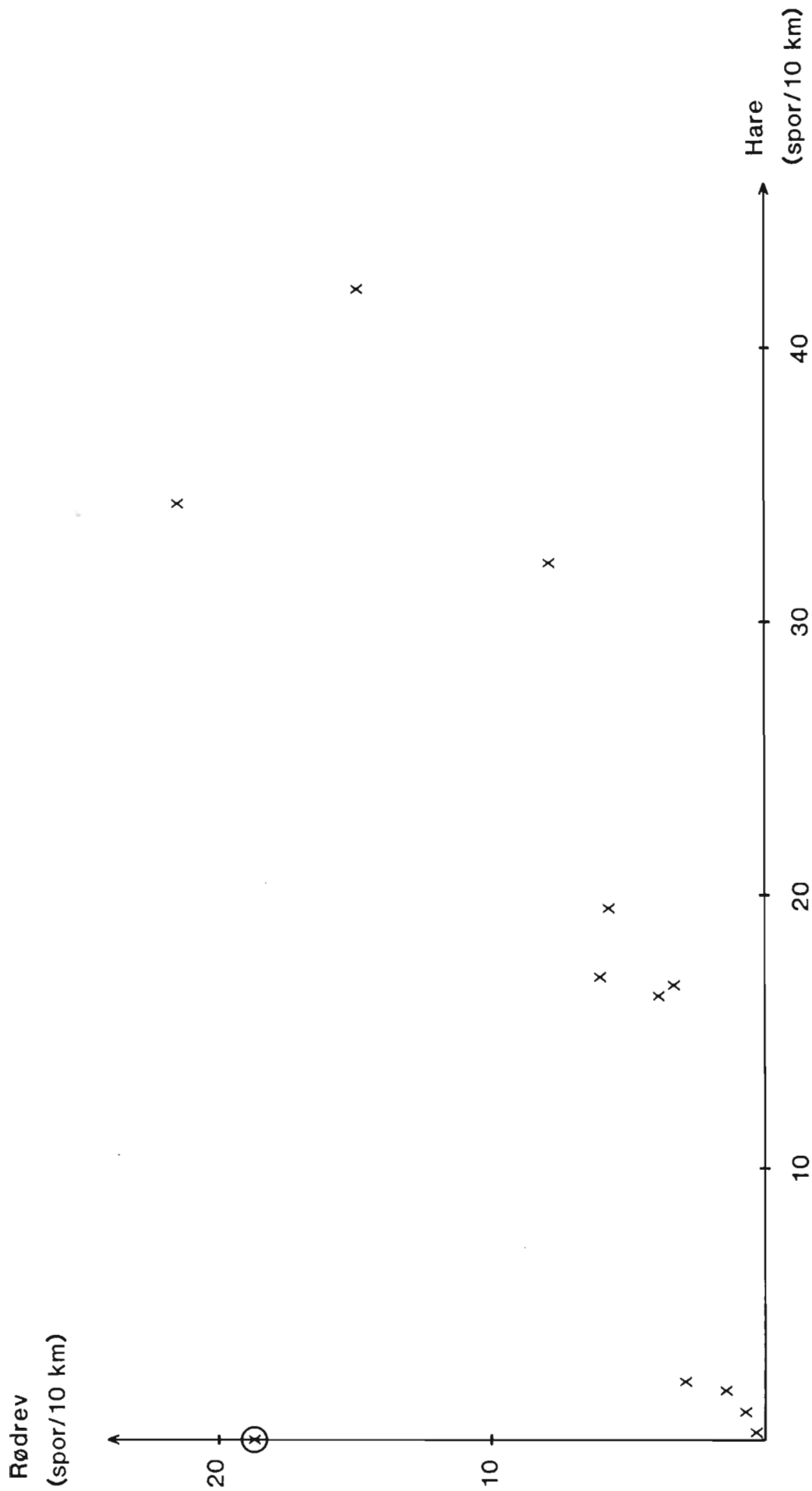


Fig. 25. Korrelasjonen mellom sporfrekvensen av hare og rødreiv i de ulike delfeltene av Raumavassdraget vinteren 1983. (X) angir sporfrekvensene fra Remmingsflatene (Rauma I) - se teksten.

Spilltakseringer, ryper

Spilltakseringer etter ryper ble utført i det planlagte magasinområdet i Ulvådalen og i bjørkeskogen i øvre del av Vermedalen. Metoden er funnet å være tilstrekkelig nøyaktig til å forutsi vårpopulasjonen (Bergerud & Mercer 1966), mens linjetakseringer viste seg å være upålitelige ved meget små tettheter. Parallelt med spilltakseringene ble det gått linjetakseringer i Ulvådalen og i Vermedalen på dagtid, dette mest for å få avdekket hvilke terrengavsnitt rypene oppholdt seg i utenom spillet morgen og kveld. De beregnede tetthetene fra disse takseringene (se linjetakseringer, hønsefugler) lar seg derfor vanskelig sammenligne med spilltakseringene.

I Ulvådalen ble det lagt ut 5 spilltakseringsfelter (se fig. 26) i april. I feltet ved Tunga, som var på $0,33 \text{ km}^2$ ble det registrert 7-9 territorier. Dette tilsier en tetthet på omlag 20 terr./km^2 . I indre deler av Ulvåvatnet var tetthetene enda større. I feltet ved Vakkerstølen ble det registrert 27 spillrevir innenfor $0,49 \text{ km}^2$ (55 terr./km^2), ved Trollstølen 40 revir innenfor $0,47 \text{ km}^2$ (85 terr./km^2), på nord-sida av Grønåa 17-18 revir innenfor $0,64 \text{ km}^2$ ($\sim 30 \text{ terr./km}^2$) og på sør-sida 6-7 revir innenfor $0,17 \text{ km}^2$ ($\sim 40 \text{ terr./km}^2$). Dette gir et snitt på over 45 territorier pr. km^2 . I forholdet til hva som ellers er kjent fra andre fjellområder er dette ekstremt høye verdier for revirtettheten. Den registrerte verdien fra Trollstølen er like stor som den registrerte tettheten i et toppår for kystpopulasjonen på Tranøy i Troms (Myrberget 1972); - og tidligere undersøkelser har vist at tetthetene i kystpopulasjonene kan være langt større enn tetthetene i fjellpopulasjonene (se nærmere under Kommentarer s. 51).

Som referanse ble det lagt ut 4 spilltakseringsfelter også i Vermedalen, hvert på omlag $0,2 \text{ km}^2$. Disse lå mellom 800 m o.h. og 900 m o.h., i den øvre subalpine bjørkeskogen. Utenom bjørkeskogen var disse feltene gjennomløpt av en del bakkemyr. Det ble registrert henholdsvis 3, 3, 2 og 4 spillende stegger her i undersøkelsesperioden (26.-28.4.). Dette gir en tetthet på 15 terr./km^2 , altså betydelig under gjennomsnittet for Ulvådalen,, men dette er fortsatt likevel langt mer enn det Höglund (1975) angir som en normalbestand for indre fjellstrøk i Dalarna i Sverige (5-6 par/ km^2).



Fig. 26. Plasseringen av de 5 benyttete spilltakseringsfeltene ved Ulvåldalsvatnet, våren 1983. Tallene på kartene refererer seg til ulike vegetasjonstyper, der de aktuelle er gjengitt i tabell 10.

Alle feltene ved Ulvådalsvatnet skulle etter planen kontrolleres i midten av mai. På grunn av at det da etter hvert ble for sterk vind fikk vi bare foretatt oppsjekkinger av feltene ved Grønåa. På nordsida ble bare 1/3-del av feltet sjekket. Her ble samtlige 8 revir fra takseringene i april påvist, mens det på nordsida nå bare ble påvist 5 spillende lirypestegger mot 6-7 i april. En av disse satt nå i et nytt revir, mens det i min. 2 av de gamle ikke ble observert spillende stegg. Ett par fjellrype ble registrert øverst i feltet. De var her også ved spilltakseringene i april. De utførte kontrollene i mai viste altså at 12 av de 14 lirype-revirene fra april fortsatt var besatt av fugl, og at det var kommet til ett nytt.

På grunnlag av tidligere utarbeidet vegetasjonskart over Ulvådalen (Holten 1978), ble det beregnet preferanseindekser for lirypa i dette området. Grunnlaget for dette var de registrerte spillterri-toriene i april. Preferanseindeksen angitt av Bevanger (1977) ble benyttet:

$$\hat{q}_i = \frac{\frac{x_i}{A_i} \cdot 100}{\sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}}$$

der x_i = antall registrerte spillrevir i vegetasjonstype i

A_i = relativ andel (i %) av vegetasjonstype i i de undersøkte prøvefeltene

r = antall vegetasjonstyper hvor den aktuelle arten (her lirype) er observert

x_i forventes å være Poisson-fordelt

Som det framgår av formelen blir \hat{q}_i større dess mer den aktuelle vegetasjonstypen er preferert. Det blir multiplisert med 100 for å slippe å benytte små verdier. Resultatet av analysen er framstilt i tabell 10. Som det framgår her blir vegetasjonsenhetene 47 og 43 sterkest preferert (lågurtbjørkeskog og blåbær-/småbregnebjørkeskog), mens vegetasjonsenhet 72 (fjellheivegetasjon, -blåbær/moltefukthei) ble minst preferert. Materialet for den siste er nokså beskjedent da bare 2,3 % av arealet utgjøres av denne vegetasjonsenheten. Vegetasjonsenheter som utgjør mindre enn 1 % utgår fra analysen (til sammen utgjør de 1,0 %).

Tabell 10. Habitatpreferanseindeksene for lirype langs Ulvådalsvatnet våren 1983

Veg.enhet	-	22	24/25	43	47	72	81/82/83
Veg.type	Ur	Fattig- myr	Inter- mediær myr	Finn- skjegg- skog	Lågurt- bjørke- skog	Blåbær- molte- fukteng	Lyng- hei
%-dekning	1,9	22,3	4,2	33,5	19,5	2,3	15,3
Indeks	6,18	6,85	9,79	14,04	18,39	2,55	6,91

Hekkerregistreringer, ryper

Midt i juni ble på ny prøveflatene ved Ulvådalsvatnet takserte. På dette tidspunktet er det aktuelt å sjekke territorielle stegger; - hønene ligger nå på reir og er meget vanskelige å registrere selv ved hjelp av hund. På tross av meget systematisk gjennomgang av feltene (to mann med hund) ble det nå funnet langt færre revirer enn ved spilltakseringene i april. Som tabell 11 viser var det nå feltet på sørsida av Grønåa som hadde den største tettheten. Det var enda en god del snø på denne nordvendte lokaliteten, men landskapet her er karakterisert av morenerygger som går som opphøyde strenger ned dalsiden. På disse var det bar mark, samt til dels tett med kjerr, noe som skulle gi gode hekkemuligheter for lirypa. De 5 registrerte revirene i juni representerer samme tetthet som resultatet av spilltakseringene her i mai. De øvrige feltene viste imidlertid en langt lavere tetthet nå enn hva som var tilfellet ved spilltakseringene. På nordsida av Grønåa ble det ikke innenfor feltet på $0,65 \text{ km}^2$ registrert en eneste territoriell stegg i juni! Totalt sett ble det ved hekkerregistreringene funnet en gjennomsnittstetthet på 8 terr./km^2 i de 5 prøvefeltene i Ulvådalen (mot ca. 45 terr./km^2 i april).

Enda dårligere resultat ga letingen etter kull den 6.-7. juli. Ingen kull ble registrert, heller ingen territorielle stegger innenfor prøvefeltene! For nærmere diskusjon henvises til Kommentarer s. 51.

Tabell 11. Resultatet av registreringene etter territorielle lirypestegger i prøvefeltene i Ulvådalen 14.-15.6.1983. I parentes står oppført resultatet fra spilltakseringene i april

	Antall territorier	Antall territorier pr. km ²
Tunga	2 (7-9)	5 (20)
Vakkerstølen	3 (27)	6 (55)
Trollstølen	7 (40)	15 (85)
Grønåa sør	5 (6-7)	30 (40)
Grønåa nord	0 (17-18)	0 (30)

Linjetakseringer, hønsfugler

For å framskaffe noen opplysninger om hvor lirypa oppholdt seg utenom morgen- og kveldsspillet ble det gått 24 km linjetakseringer på dagtid langs Ulvådalsvatnet og i Vermedalen under feltarbeidet i april. Materialet fra disse takseringene er framstilt i tabell 12, og det viser en interessant forskjell mellom de to nabolalførene. I Ulvådalen synes lirypa å trekke opp i lia etter spillet, da det bare ble registrert ett ind. i fjellbjørkeskogen nede ved vatnet på linjetakseringene, mens det her under spillet ble registrert store tettheter. I Vermedalen derimot var det minst like store tettheter i fjellbjørkeskogen på dagtid som ved spillet morgen og kveld. Her var tetthetene heller lavere lenger oppe i den øvre bjørkeskogslia og det nedre lav-alpine terrenget.

Tabell 13 gir en oversikt over de utførte høsttakseringene, og tabell 14 presenterer resultatet av disse takseringene. Som det framgår ble bare lirype og fjellrype registrert av de aktuelle hønsfuglartene. Størstedelen av de utførte linjetakseringene gikk da også gjennom terrengetyper som er mest aktuelle for ryper; men det ble også gått såpass lange linjer i blandingsskog av furu og bjørk at de andre

Tabell 12. Oversikt over de utførte linjetakseringene etter liryte april 1983. Takseringene er foretatt utenom spilltidspunktene

Sted	Vegetasjonstype	Dato	høyde over havet (km)	Lengde	Registreringer				Beregnete indekser			
					Tot. ant.	obs.	Innenf. taks.br.	Tot. ant. pr.10 km	Ant. pr. 1 km ²	Obs.enh.	Ind.	Obs.enh.
Ulvådalsvatnet	26.4. Fjellbjørkeskog (850-880 m o.h.)	26.4.	4,5	1	1	1	1	2	2	3	3	3
Ulvådalsvatnet	26.4. Fj.bj.skog/Lavalpin (900-1050 m o.h.)	26.4.	3,5	12	14	11	13	34	40	39	46	46
Vermedalen	28.4. Bl.skog furu/bjørk (720-780 m o.h.)	28.4.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vermedalen	27.4. Fjellbjørkeskog (800 m o.h.)	27.4.	3,5	6	7	5	6	17	20	18	21	21
Vermedalen	27.4. Fj.bj.skog/Lavalpin (820-980 m o.h.)	27.4.	10,5	14	19	7	9	13	18	8	11	11

Tabell 13. Oversikt over de utførte linjetakseringene etter hønsefugler september 1982 og september 1983.

Alle takseringer utenom linje 17 er foretatt ved hjelp av fuglehund

År	Dato	Linje	Sted	Dom. vegetasjonstype	Lengde (km)	H.o.h. (m)
1982	7.9.	1	Ulvådalsvatnet, sørsida + del av nordsida	Fjellbjørkeskog	12,5	800-950
	8.9.	2	Ulvådalsvatnet, nordsida	Fjellbjørkeskog	5,0	850-875
	7.9.	3	Pyttbudalen	Fjellbjørkeskog/lavalpint	10,0	900-1100
	8.9.	4	Ulvådalsvatnet - Kabben	Blandingsskog furu/bjørk	4,5	750-850
	7.9.	5	Asbjørnsdalen, øvre del	Lav- og mellomalpint	20,0	900-1375
	9.9.	6	Asbjørnsdalen, nedre del	Blandingsskog, furu/bjørk	10,0	500-650
	8.9.	7	Vermedalen, Remmedsølen	Fjellbjørkeskog/alpint	14,0	825-1075
	8.9.	8	Vermevatnet, Langvatnet	Alpint	11,0	925-1475
	9.9.	9	Vermedalen	Fjellbjørkeskog	11,0	750-825
	9.9.	10	Vermedalen	Blandingsskog furu/bjørk	5,5	550-750
1983	6.9.	11	Ulvådalen, Grønå sør	Fjellbjørkeskog	8,5	860-1030
	7.9.	12	Ulvådalen, Grønå nord	Fjellbjørkeskog	10,0	850-1000
	8.9.	13	Ulvådalen, Tunga	Fjellbjørkeskog	3,0	850-950
	5.9.	14	Pyttbudalen	Fjellbjørkeskog/lavalpint	9,5	800-1150
	6.9.	15	Pyttbudalen/Hånådalbotnen	Alpint	18,0	1000-1350
	7.9.	16	Asbjørnsdalen, nedre del	Blandingsskog furu/bjørk	9,5	660-700
	8.9.	17	Asbjørnsdalen, øvre del	Fjellbjørkeskog	4,0	720-1000
	6.9.	18	Vermedalen, Remmedsølen	Fjellbjørkeskog/alpint	18,0	800-1100
	7.9.	19	Vermedalen	Fjellbjørkeskog	9,0	750-800

Tabell 14. Resultatet av linjetakseringene etter hønsfugl september 1982 og september 1983.

Nærmere opplysninger om de enkelte linjene står oppført i tabell 13

Linje	Art	Registreringer				Beregnete indekser			
		Tot. ant. obs.		Innenf. taks.br.		Tot. ant. pr. 10 km		Ant. pr. 10 km ²	
		Obs.enh.	Ind.	Obs.enh.	Ind.	Obs.enh.	Ind.	Obs.enh.	Ind.
1	Lirype	11	31	8	18	9	25	8	18
2	Lirype	1	5	1	5	2	10	2,5	12,5
3	Lirype	2	6	2	6	2	6	2,5	7,5
4	-								
5	Lirype	1	14	1	14	0,5	7	0,5	9
6	Fjellrype	2	6	2	6	1	3	1	4
7	Lirype	5	14	5	14	3,5	10	4,5	12,5
8	Fjellrype	1	1	0	0	0,5	0,5	0	0
9	Lirype	5	11	5	11	4,5	10	5,5	12,5
10	-								
11	Lirype	12	43	7	28	14	50,5	10	41
12	Lirype	6	24	5	18	6	24	6	22,5
13	Lirype	1	1	0	0	3,5	3,5	0	0
14	Lirype	1	1	0	0	1	1	0	0
15	Lirype	2	2	2	2	1	1	1,5	1,5
16	Fjellrype	1	8	0	0	0,5	4,5	0	0
17	-								
18	Lirype	10	26	9	24	5,5	14,5	6	16,5
19	Fjellrype	1	6	0	0	0,5	3,5	0	0

artene ville også ha blitt registrert dersom det hadde vært rimelig bra tettheter av disse i området.

Som det framgår av tabell 14 ble det registrert mest ryper på linjene 1 (Ulvådalsvatnet 1982), 11 og 12 (Ulvådalsvatnet 1983) og 18 (Vermedalen, Remmetsdalen 1983). Områdene langs Ulvådalsvatnet peker seg altså ut som de beste høsthabitatene, med tettheter på 8-10 observasjonsenhet (territorier?) pr. km². På fig. 27 er de aktuelle observasjonene på høsttakseringene plottet inn, og som det framgår er det spesielt områdene på sørsida av Grønåa og sørvestsida av den indre delen av Ulvådalsvatnet som inneholder spesielt mye ryper. Dette er for øvrig godt i samsvar med junitakseringene av territorielle stegger (tabell 11).

Av de andre områdene viser takseringene at fjellbjørkeskogen/ det lavalpine terrenget i Vermedalen har brukbare bestander av ryper. Her var det 4,5 og 5,5 observasjonsenheter pr. km² i 1982, og 6 i 1983. Men også disse tetthetene er lavere enn hva som ble funnet ved spilltakseringene våren 1983 (15 territorier pr. km²). Se nærmere under Kommentarer.

For øvrig viser Pyttbudalen igjen en liten bestand av ryper, og fraværet av storfugl, orrfugl og jerpe i takseringsmaterialet forsterker ytterligere inntrykket av meget små bestander av disse artene i de aktuelle undersøkelsesområdene.

Kommentarer

Hovedformålet med de småviltbiologiske undersøkelsene i forbindelse med forundersøkelser for konsesjonssøknader er å kartlegge de aktuelle artenes nåværende bruk av de planlagt, berørte terrengavsnittene til ulike årstider. Sentrale stikkord her er produksjonsområder (herunder spillplasser), oppvekstområder, vinterbeiter og trekklokaliteter (spesielt for ender og vadere). En har måttet legge hovedvekten av undersøkelsene på de delene av nedbørfeltet som blir sterkest berørt ved en eventuell kraftutbygging; - det vil i praksis i de fleste tilfellene si innenfor de planlagte magasinområdene. Men de mer sekundære følgene av et teknisk inngrep er ofte også av avgjørende betydning for

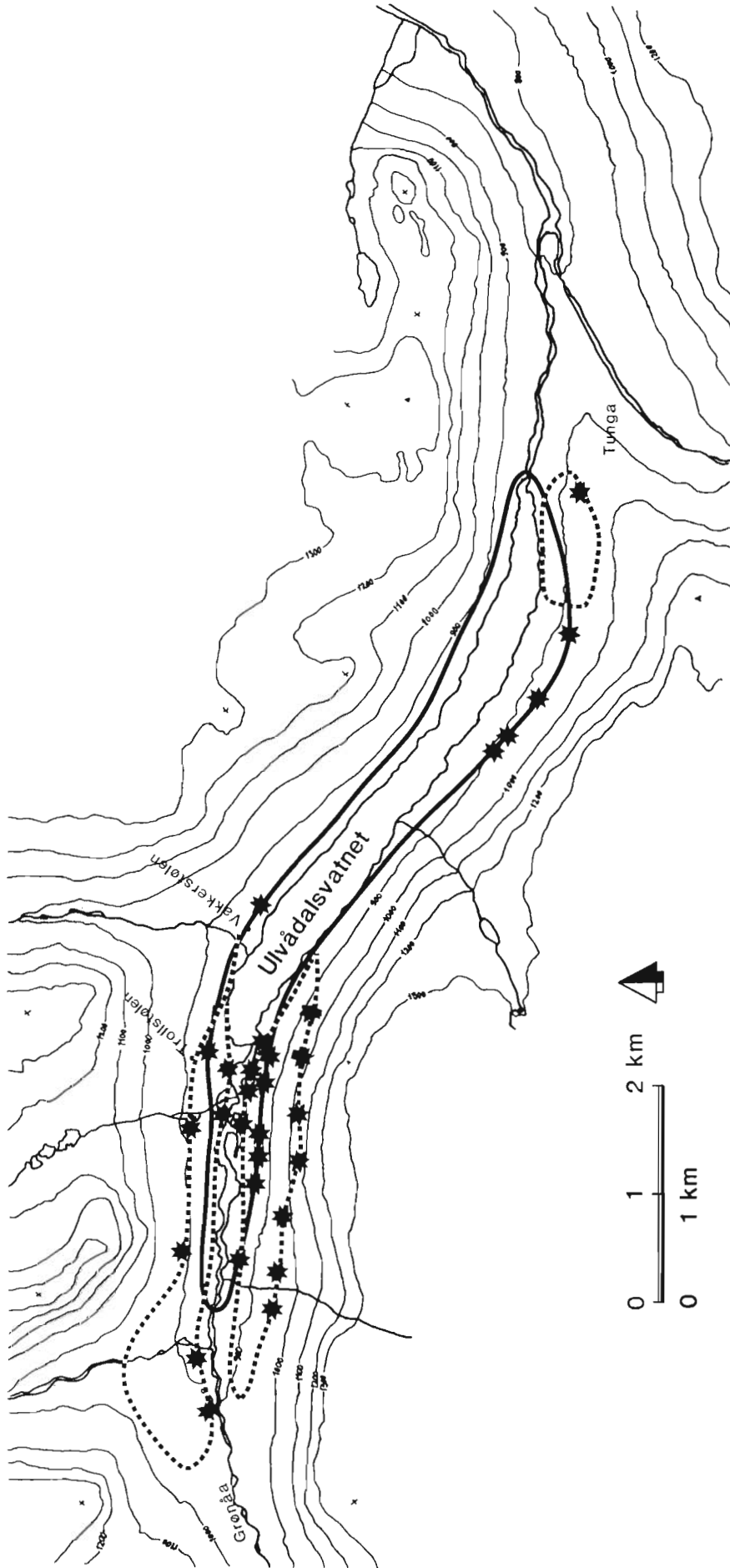


Fig. 27. Resultatet av linjetakseringene ved Ulvådalsvatnet høsten -82 (heltrukket linje) og høsten -83 (stiplede linjer). Hver stjerne representerer en observasjonshet av ryper.

småviltet (se f.eks. Thingstad & Nygård 1982b, Thingstad 1983a & b). Eventuelle bøtemidler kan det også være aktuelt å vurdere i denne sammenhengen.

Produksjonspotensialet eller viltkapitalen i et planlagt magasinområde forsøkes utregnet på grunnlag av ulike territoriekartlegginger. For lirype er det aktuelt å kartlegge tettheten av spillende stegger i april/mai. I motsetning til skogshønsene storfugl og orrfugl er rypene monogame, slik at ett spillrevir kan forventes å representere ett reproduserende par. Territoriene blir først opptatt av spillende stegger etter at de ankommer hekkeområdene om våren; men de kan flokke seg igjen dersom været blir ugunstig (Cramp & Simmons 1980). For den skotske lirypa er det funnet at dersom snøen totalt dekker næringen i visse områder, så kan fuglene samles i nærliggende snøfrie områder og etablere temporære territorier der, for så å vende tilbake til de opprinnelige territoriene når disse smelter fri for snø. En slik strategi er ikke funnet beskrevet for norsk lirype. Den skulle heller ikke forventes å være like aktuell hos oss, da vår lirype har sitt hovedhabitat i fjellbjørkeskogen og den lavalpine regionen. I fjellbjørkeskogen kan ikke snøen fullstendig dekke trærne, som utgjør hovednæringen så lenge bærlyngen er skjult.

Metodene som blir benyttet til å kartlegge bestandstetthetene er tidligere beskrevet (se Metoder og materiale). Spilltakseringene i april ga som gjennomsnitt 45 territorier pr. km² ved Ulvådalsvatnet. Her blir omlag 7 km² neddemt dersom alternativet med heving av vatnet opp til kote 617 blir valgt. Dette tilsier, ut fra spilltakseringene, at 315 lirypeterritorier går tapt, eller et produksjonspotensiale på 1840 kg lirype pr. år, dvs. under forutsetning av at:

- 1) Alle de registrerte territoriene representerer reproduserende par som produserer gjennomsnittlig antall egg for arten.
- 2) At alle eggene klekker og gir fullt utviklede kyllinger.

Disse forutsetningene blir imidlertid sjelden oppfylt ute i naturen. Ved de fleste takseringsmetodene vil imidlertid antall territorier bli underestimert, noe som til en viss grad skulle oppveies av tapet av egg/unger som ikke blir tatt med i beregningen av indeksen for produksjonspotensialet (se nærmere i Thingstad & Nygård 1982a). Denne for-

ventete underestimeringen av territorier er ikke funnet å være så aktuell ved spilltakseringer av lirype; en kan her regne med tilnærmet fullstendig kartlegging av det reelle antall lirypeterritorier i området (Andersen 1981). Derfor vil en få en bedre indeks for produksjonspotensialet for lirype ved å benytte et gjennomsnittkull om høsten på 5 kyllinger (Cramp & Simmons 1980), istedet for 10, ved utregningen. Dette skulle tilsi en årlig produksjon på omlag 920 kg lirype i det planlagte "Ulvådalsmagasinet".

Ved kontrollen av territorielle stegger i prøvefeltene i midten av juni (tabell 11) ble det imidlertid funnet langt færre fugler enn hva spilltakseringene viste. Også nå var det stor variasjon i tetthetene i de ulike prøvefeltene, men det var en klar signifikant forskjell mellom områdene med størst tetthet på spilltakseringene og forekomsten av territorielle stegger i juni ($\chi^2 = 36,40$, $p < 0,01$). Dette resultatet gir et stort tankekors når det gjelder holdbarheten av spilltakseringsmaterialet fra dette området. Det kan synes som om områdene med størst tetthet av spillende stegger i april nå i juni inneholdt bare en liten rest med territorielle stegger, mens områder med mindre tettheter i april hadde opprettholdt bestanden bedre. Dette gjelder spesielt sørsida av Grønåa; mens nordsida nå var tilsynelatende tom for fugl. Ved Trollstølen var tettheten gått tilbake fra 85 til 15 registrerte territorier pr. km², og ved Vakkerstølen var nedgangen relativt sett enda større (fra 55 til 6). I alt ble det registrert 17 territorielle stegger på 2,15 km² undersøkt areal; dette gir en gjennomsnittlig registrert territorietetthet på 8 pr. km². At forskjellene mellom de ulike prøvefeltene var blitt større i juni enn hva som var tilfellet ved spilltakseringene i april, ser en også raskt dersom entar utgangspunkt i det beregnete antall territorier pr. km² for de ulike feltene. I april var gjennomsnittsverdien 46 og ett standardavvik 25, mens de tilsvarende verdiene for de registrerte tetthetene i juni var 11,2 og 11,8. Altså var standardavviket større enn gjennomsnittsverdien i juni. Forklaringen på denne sterke forandringen av bestandstettheten mellom april og juni kan synes vanskelig å forklare.

Derimot er det langt bedre samsvar mellom resultatet i juni (snitt på 8 terr./km²) og de utførte linjetakseringene i begynnelsen av september (snitt på 8 obs.enheter pr. km² for linjene 11 og 12 ved Grønåa).

På fig. 27 er de stedene angitt der det ble støkket fugl, og som en ser var observasjonsfrekvensen spesielt stor i den nordvendte lia sør for Grønåa. Som det framgår av tabell 14 ble det på grunnlag av linjetakseringene høsten 1983 beregnet en tetthet på 10 "territorier" pr. km² i dette området, og lokalt ser en at tettheten av observasjoner er betydelig større, noe som kan være bra overensstemmende med territorietettheten på 30 territorier pr. km² som ble registrert i prøvefeltet her i juni.

Problemet en står ovenfor når en skal prøve å fastsette produksjonspotensialet for arealet, det planlagte "Ulvådalsmagasinet" blir derfor:

- 1) Hvilke av de utførte takseringsmetodene gir det mest korrekte resultatet?
- 2) Hvor i småviltsyklusen befant en seg i det aktuelle året feltregistreringene ble foretatt? Og hvordan kan en kompensere for dette ved fastsettelsen av områdets produksjonspotensiale?

I følge foreliggende litteratur er alle raser av lirypa solitære og sterkt territorielle. Steggene av vår rase opptar territoriene så snart som de ankommer hekkeområdet om våren (Cramp & Simmons 1980). Altså skulle de foreliggende takseringene av spillende stegger i april/mai gi det korrekte bildet av hekkebestanden. Andre undersøkelser har da også støttet opp om dette (f.eks. Andersen 1981). Når resultatet fra Ulvådalsvatnet i 1983 ikke synes å samsvare med dette; må en forsøke å finne en forklaring på det spesielt registrerte forholdet her. Hovedproblemet ved å sette opp hypoteser omkring dette, er selvsagt at vi ikke kjenner til om dette er et årsvisst fenomen eller om det bare var helt spesielle forhold i 1983 som forårsaket dette uventede resultatet. Det foreliggende materialet fra Ulvådalsvatnet viser at det var samsvar mellom der det ble registrert mye fugl på etterjulsvinteren (jfr. sportakseringene) og på spilltakseringene i april. Dette kan støtte synet om at for ikke-kolonidannende bakkerugende fugler er det næringen som blir forsvart ved opprettelse av territorier (Wilson 1975). Men hvorfor skulle i så fall størsteparten av disse territoriene bli oppløst fram mot eggleggingstidspunktet. En mulig forklaring kan være at snøfor-

holdene i april og begynnelsen av mai enda var så vanskelige at lirypene ble presset ned til denne subalpine bjørkeskogen for å finne næring og/eller skjul nok, og opprettet så midlertidige territorier her. Denne teorien kan også forklare at det ikke ble funnet kyllinger i begynnelsen av juli; nemlig at den store snømengden i området (se fig. 28) forsinket eggleggingen slik at kyllingene enda ikke var klekt. Hvorfor heller ikke territorielle stegger ble registrert på dette tidspunktet er imidlertid et annet problem.

Årsaken til at området på sørsida av Grøna skilte seg ut kan forklares ut fra topografiske og vegetasjonsmessige forhold. Dette området er gjennomløpt av tverrgående morenerygger. Disse smelter tidlig fram og mellom de blir det fuktsig dominert av blåbær-blålynghei med mye vier (41 % av feltet tilhører heitypen). Også blåbær-/småbregnebjørkeskogen, som er den andre hovedvegetasjonstypen her, inneholder mye vier. Dette skulle tilsi bedre hekke- og næringsbetingelser for kyllingene enn på de tørrere arealene på nordsida. Det må imidlertid presiseres at disse forsøkene på forklaringer må bli meget spekulative, spesielt så lenge en bare sitter inne med data fra én feltsesong.

Det neste problemet en står overfor ved vurderingene av de framkomne dataene, er hvor representative de er; - eller mer presist, hvor en befant seg i den grovt sett 4-årige bestandssyklusen under takseringene i 1982 og 1983. Innsamling av smågnagere i den subalpine bjørkeskogen i 1982 (se Bevanger et al. 1983) viste at disse på dette tidspunktet var svært fåtallige. Det samme inntrykket ga sportakseringene i 1983. De framkomne takseringsdataene på lirypa stammer altså fra et forventet bunnår. Dette må en også ta i betraktning ved fastsettelsen av områdets potensielle lirypeproduksjon. Men dette innebærer også at dersom en tar utgangspunkt i spilltakseringsmaterialet, så må bestandstettheten i et toppår være urimelig høy ved Ulvådalsvatnet sammenlignet med andre kjente innlandspopulasjoner (se Thingstad & Nygård 1982b). Myrberget (1972) har vist hvordan hekkepopulasjonen varierer for en kystpopulasjon av lirype (Tranøya i Troms) avhengig av smågnagerbestandene. Populasjonen vil være størst året etter smågnagertoppen, men da er predasjonstrykket tilsvarende forsterket, slik at produksjonen av kyllinger heller blir mindre enn i et år med mer moderat tetthet. Likevel var høstbestanden omlag 30 % større i et "mediumsår" sammenlignet med et gjennomsnittlig

år med liten vårbestand (Myrberget 1972). Etter to år med dårlig smågnagerbestand ved Ulvådalsvatnet må en altså regne med at hekkebestanden var liten i området, og at den derfor i et middels år vil være minst 30 % større. Det er heller sannsynlig at disse utslagene vil være større i fysisk stressete miljøer som vi har i fjellet, sammenlignet med hva som er tilfellet ved kysten der i alle fall snøforholdene er mindre belastende. Grovt sett vil en derfor anslå vårbestanden ved Ulvådalsvatnet å ligge mellom 10-15 territorier pr. km² i et normalår, noe som gir 70-105 territorier innenfor det tiltenkte magasinområdet. Dette tilsier en produksjon på 200-300 kg lirype, eller bare knapt 1/3 av hva som ble beregnet ut fra spilltakseringsmaterialet; - som tradisjonelt er ment å være det beste utgangspunktet for fastsettelse av bestandstettheten. Vårt materiale fra Ulvådalsvatnet i 1983 ga i det hele så mange overraskende resultater at det er grunn til å presisere at det angitte produksjonspotensialet for "Ulvådalsmagasinet" må tas med forbehold.

For til slutt å kunne gi en samlet vurdering av de ulike delfeltene betydning for de 4 mest aktuelle småviltartene i området, nemlig lirype, fjellrype, storfugl og hare, er det i tabell 15 satt opp en samlet oversikt over det foreliggende materialet. Som det framgår her blir øvre deler av Grøndalen (fjellbjørkeskogen og det lavalpine terrenget) vurdert høyest, tett fulgt av fjellbjørkeskogsliene ved Ulvådalsvatnet. Grøndalen skiller seg ut på grunn av den store registrerte harebestanden her, mens traktene rundt Ulvådalsvatnet er viktigst for lirype. Rauma I (Remmingsflatene) skiller seg negativt ut i denne oversikten, men her er det verd å påpeke at dette er det eneste feltet der det ble registrert spillende orrfugl; - riktignok et stykke oppe i lia.

Andre opplysninger

Ut fra ressurs hensyn er det nødvendig å prioritere feltinnsatsen på registreringer av de tradisjonelt viktigste småviltartene: hønsefuglene og hare. Dette medfører at vi får samlet inn et begrenset materiale på de av de andre artene som måtte forekomme mindre vanlig. Vi har derfor innhentet en del opplysninger fra en del personer med lokalkjenenskap til området; - dette gjelder blant andre Olav Brøste, Olav Fransplass, Per Jordhøy, Øystein Mølmen og Egil Rånå; samt en del data samlet inn



Fig. 28a. Snøforholdene ved Ulvådalsvatnet 26.4.1983. Snøen ligger tykk overalt i den subalpine bjørkeskogen. Foto: Jan Erik Roel



Fig. 28b. Snøforholdene ved utoset av Grønåa innenfor Ulvådalsvatnet 15.6.1983. Legg merke til de snøfrie tverrsgående moreneryggene i den nordvendte lia. Foto: Per Gustav Thingstad

Tabell 15. Oversikt over de ulike delfeltenes betydning for de 4 registrerte småviltartene, lirype, fjellrype, storfugl og hare. For de to rypeartene, der vi har mest data, har det vært mulig å skille de ulike delfeltenes funksjon i to: vinterbeite-/produksjon- og oppvekstområde. Ved den endelige oppsummeringen tas da snittverdien av disse to inn i beregningen av delfeltets betydning.

Tegnforklaring: 0 : ingen betydning
 1 : ubetydelig betydning
 2 : moderat betydning
 3 : stor betydning
 () : betydning av delfeltet fastsatt på grunnlag av vurdering av kvaliteten av det aktuelle habitatet; der det ellers foreligger utilstrekkelig med feltbelegg til å foreta vurderingen
 ? : usikker status

For nærmere oversikt over de ulike delfeltene henvises til fig. 16.

	Øvre Vermedalen - Vermevatnet/Langvatnet	Nedre Vermedalen	Ulvådalen I	Ulvådalen II	Ulvådalen III	Pyttbudalen	Asbjørnsdalen	Nedre Grøndalen	Øvre Grøndalen	Rauma I	Rauma II	Rauma III
Lirype	2/2	2/1	3/3	3/2	1/1	1/2	1/1	0/0	2/2	0/0	0/0	0/0
Fjellrype	(2)/(2)	0/0	2/(2)	1/(1)	0/0	2/1	1/(1)	0/0	2/(2)	0/0	0/0	0/0
Storfugl	0	?	0	0	?	0	1	2	0	?	1	?
Hare	1	1	1	2	2	1	2	3	3	1	2	3
Sum	5	2,5+	6	5,5	3+	4	5	5	7	1+	3	3+

under feltarbeidet på ornitologi. Storfugl- og orrfuglbestandene synes for tiden å være på et lavmål i området. F.eks. var orrfuglen inntil ganske nylig relativt vanlig forekommende flere steder nede i blandings-skogen (nedre deler av Brøstedalen og Asbjørnsdalen); men arten ble ved feltarbeidet våren 1983 bare registrert spillende ved Remmem i selve hoveddalføret.

Spissmus. Ett ind. av vanlig spissmus ble fanget i ei klappfelle i Raumadalen den 28.5.1982 (Bevanger et al. 1983).

Flaggermus. Ett ind. ved Brøste/Ulvådalen den 16.7.1982. Individet ble ikke artsbestemt, men var trolig nordisk flaggermus.

Smågnagere. Smågnagerbestanden var svært liten i undersøkelsesperioden. I ei fallfellerække i den subalpine bjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet ble det fanget 2 ind. klatremus på 197 felledøgn og ett ind. av samme art på samme antall felledøgn ved Brøste i juni 1982 (Bevanger et al. 1983). Siste smågnagertopp skal ha vært vinteren 1981/82, da med blant annet en stor bestand av lemen.

Fjellrev. Ett ind. ble registrert ved Tverråa i Vermedalen under spilltakseringene om morgenen den 28.4.1983. Ellers forekommer arten i høyfjellet både på nordsida av hoveddalføret (hiområde i Bøvras nedbørfelt - Jordhøy 1982) og på sørsida. Innenfor det undersøkte nedbørfeltet har fjellreven ynglet de siste årene, og bestanden synes å være på framgang. Fjellrev er registrert spredt i hele høyfjellsområdet fra Grøndalen i sørøst til Vermedalen i nord. For øyeblikket er det antatt at det finnes 3 ind. i området Grønvatna - Asbjørnsdalen (Øystein Mølmen pers. medd.).

Grevlingen synes å ha innvandret hovedvassdraget fra sørøst den senere tid. Ved Dombås har det vært en bestand i lengere tid (Egil Rånå pers. medd.). Spor etter ett ind. ble registrert i Asbjørnsdalen den 17.7.1982.

Småviltbiotopkart

De presenterte kartene på fig. 29 og 30 gir en oversikt over de dataene vi har fått samlet inn angående forekomsten av de aktuelle småviltartene. Storparten av opplysningene er innhentet ved feltarbeidet

på småviltundersøkelsene, men en del informasjon er også innsamlet ved feltarbeidet til de ornitologiske forundersøkelsene (Bevanger et al. 1983). Dessuten er en del tilleggsopplysninger blitt gitt oss fra lokalkjente personer. På grunn av oppdragets natur vil våre data stort sett være fra områdene knyttet til de planlagt berørte vassdragene. Dette medfører at de presenterte kartene ikke må oppfattes som annet enn grovt forenklet situasjonsbilder.

Med de beskjedne bestandene av skogshøns som det har vært i området de siste årene, var det selvsagt vanskelig å få noe fullgodt bilde av hvilke arealer som peker seg ut som de viktigste for orrfugl og storfugl. For storfuglen synes likevel traktene fra Ulvåa og sørøstover forbi nedre deler av Grøndalen å peke seg ut. Dette arealet er forsøkt stiplet inn på figurene, da storfuglen er så stedbunden at en antar at både sommer- og vinterbiotopene vil finnes innenfor dette arealet (jfr. Thingstad 1983b).

Innenfor nedslagsfeltet på sørsida av Rauma synes fjellreven å forekomme i det alpine terrenget fra Grøndalen og nordvestover til Vermedalen. På nordsida av Rauma forekommer den også i Bøvrås nedbørfelt (Jordhøy 1982). De aktuelle arealene er her ikke forsøkt stiplet inn på kartene.

Når det gjelder forekomsten av småviltartene i vinterhalvåret så ga sportakseringene i mars 1983 oss et godt situasjonsbilde langs de aktuelle vassdragene (se fig. 16 over de takserte områdene). På fig. 30 er de arealene som pekte seg ut ved denne takseringen kartfestet. Da det er umulig å skille lirype og fjellrype fra hverandre på sporene, blir de observasjonene der det ikke ble sett fugl bestemt til ryper ubestemt (R på fig. 17-22). Derfor blir heller ikke vinterhabitatene skilt mellom lirype og fjellrype på fig. 30. Våre visuelle observasjoner tydet da også på at de i stor grad forekom i de samme beiteområdene på denne tiden.

I Grøndalen ble det bare foretatt sportakseringer. De viste at dette sidevassdraget hadde en spesielt høy bestand av hare, samt at også rypene forekom tallrik. Ut fra dette er det rimelig å anta at Grøndalen også må ha kvaliteter som sommerhabitat for disse viktige småviltartene; - men noen utbredelse av disse habitatene er ikke angitt på fig. 29.

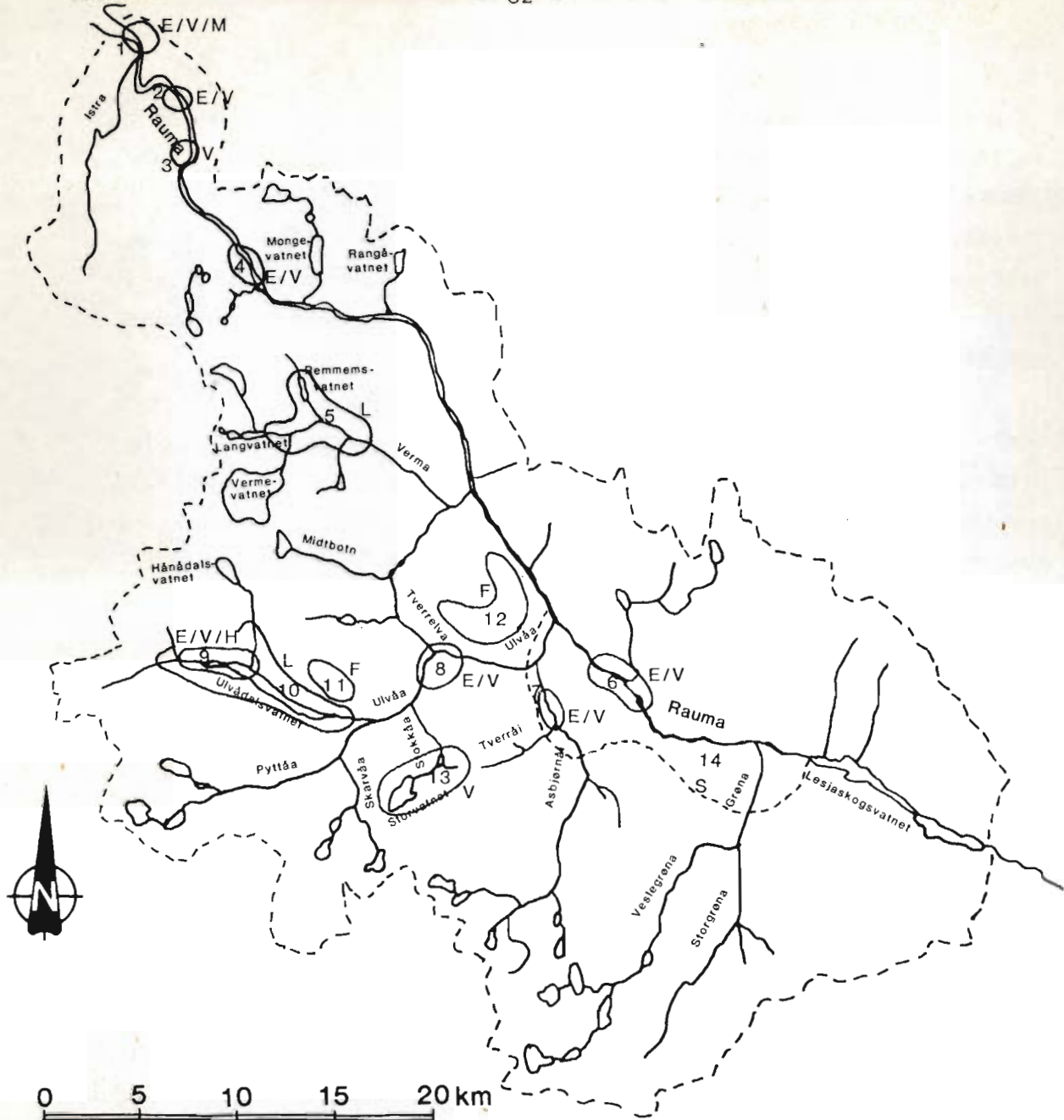


Fig. 29. Småviltbiotopkart I. De viktigste sommerhabitater på sørsida av Raumas nedbørfelt fra Grøndalen til Åndalsnes for:

E = Endér
 V = Vadere
 M = Måkefugler

L = Lirype
 F = Fjellrype
 S = Storfugl
 H = Hare

De benyttete tallene refererer seg til følgende lokaliteter:

- | | |
|--|---|
| 1. Øran | 8. Horgheimsætermoen |
| 2. Sogge | 9. Indre del av Ulvådalsvatnet |
| 3. Fiva | 10. Ulvådalen |
| 4. Alnes - Horgheim | 11. Sør for Skirifjell |
| 5. Øvre Vermedalen | 12. Borga |
| 6. Bjorli - kroksjøer og Lomtjønn/Svarttjønn | 13. Trollkyrkjeflya/Horgheimflya/Rånåflya |
| 7. Asbjørnsåi | 14. Grøna - Ulvåa |

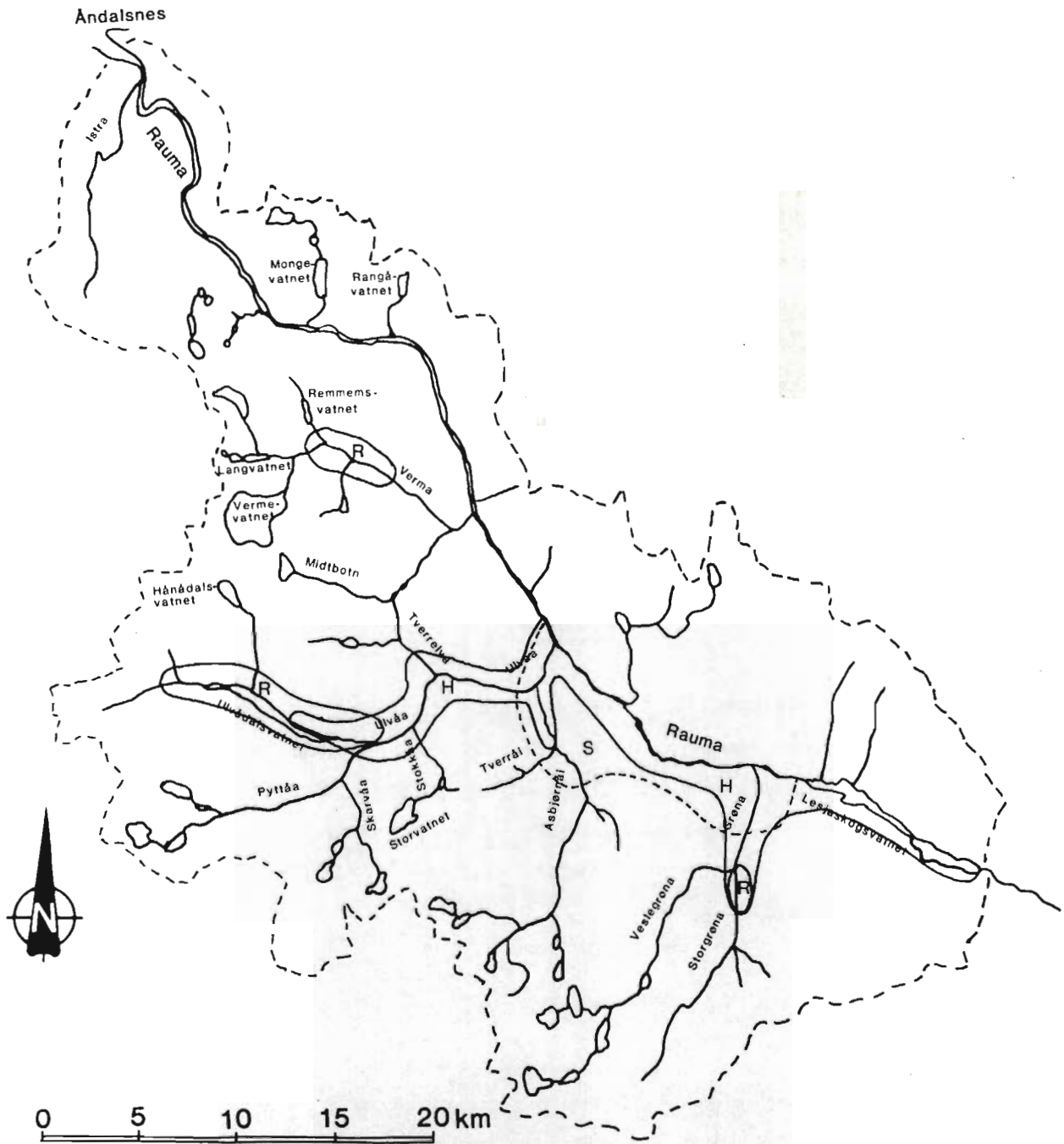


Fig. 30. Småviltbiotopkart II. De viktigste vinterhabitatene for hare (H), storfugl (S) og ryper ubestemt (R) på sørsida av Raumas nedbørfelt i følge sportakseringene i mars 1983.

KONSEKVENSER AV EN EVENTUELL KRAFTUTBYGGING PÅ SMÅVILTET

Innledning

En oversikt over vår biologiske viten om hvordan viltbiotopene kan forandres etter en vannkraftutbygging er tidligere blant annet gitt av Bevanger (1979), Bevanger et al. (1983), Thingstad & Nygård (1982b) og Thingstad (1983a & b). Generelt vil selvsagt konsekvensen variere avhengig av reguleringens art; stor, moderat eller liten oppdemming; stor, moderat eller liten senking; - men virkningene av et inngrep vil også være sterkt avhengig av det aktuelle områdets jordbunnsforhold, topografi, lokalklima, vegetasjonskvaliteter, funksjonelle betydning etc. De sekundære virkningene på grunn av nye anleggsveier, økt aktivitet og nye kraftlinjespenn ved en vannkraftutbygging er andre forhold som kan innvirke på småviltbestandene.

Pattedyr

Følgende arter blir omtalt her: hare, ekorn, rødrev, fjellrev, grevling, røyskatt, snømus, oter, mink og mår. Når det gjelder hjorteviltet (hjort, rådyr, elg og villrein) og de store rovviltartene (bjørn, jerv, gaupe og ulv) henvises til DVF - Reguleringsundersøkelsene Rapport nr. 1 1984 (Andersen & Jordhøy 1984). Spissmus, flaggermus og smågnagere blir ikke nærmere omtalt her.

Hare

Sommernæringen til haren består av et stort antall næringsplanter, slik at det på denne årstiden neppe kan opptre næringsmangel. Likevel synes visse områder å bli foretrukket også på denne årstiden. Av de aktuelle delfeltene av Rauma skal indre deler av Ulvådalen være et godt sommerhabitat (Olav Brøste pers. medd.). Våre sportakseringer om vinteren viste ikke noen slik preferanse for dette området på denne årstiden. Når det gjelder vinternæringen er da også vier og spesielt selje funnet å være prefererte næringsemner (Karlsen 1980), og

disse artene finner en da også helst i andre deler av vassdraget. De største beitefrekvensene ble funnet ved Lesjaskogsvatnet og i Grøndalen. Den første lokaliteten blir ikke berørt ved de foreliggende utbyggingsplanene, og beiteområdene i Grøndalen kan ikke forventes å bli berørt av en eventuell minsket vannføring i elva. Derimot kan de gode beitehabitater langs Rauma nedenfor Grøna bli skadelidende, dersom reguleringen får følger for grunnvannsforholdene nedover dalbotnen. Endret grunnvannsforhold vil kunne forrykke konkurranseforholdene til fordel for mindre prefererte treslag. Her skulle imidlertid et utstrakt bruk av terskler kunne eliminere denne faren. Vanskeligere gjennomførbart er dette i øvre deler av Ulvåa, som også hadde en god vinterbestand, mens elvestrekningen på Horgheimsætermoen igjen skulle være velegnet for terskelbygging. Dersom Ulvådalsvatnet demmes opp til kote 916 vil dette gi nærmest totalt tap av det registrerte vinterhabitatet langs nedre deler av vatnet.

De største konsekvensene for haren får en derfor ved en eventuell oppregulering av Ulvådalsvatnet, selv om dette området ikke tilhører de **mest prefererte** vinterhabitaterne i vassdraget.

Ekorn

Ekornet ble, som dets økologi tilsier, funnet knyttet til de lavereliggende arealene med barskog. De foreliggende utbyggingsplanene vil ikke påvirke forekomsten av noen av de aktuelle barskogene, slik at heller ikke ekornbestanden blir påvirket av en eventuell utbygging etter de foreliggende planene.

Rødrev og mår

Begge artene er næringsgeneralister. Rødreven forekommer i et vidt spekter av vegetasjonstyper, men den største sporfrekvensen ble registrert i blandingsskog med et busksjikt av einer i en undersøkelse i finsk Lappland. Måren foretrakk grandominert blandingsskog (Pulliainen 1981). Forekomsten av begge artene i undersøkelsesområdet i Rauma vinteren 1983 ble funnet å være korrelert med forekomsten av hare. Her er

det verd å påpeke at det i det aktuelle året var svært lite med smågnagere, slik at haren utgjorde den mest tilgjengelige næringsressursen på det tidspunktet sportakseringene ble foretatt. Så lenge virkningene på harebestanden synes å bli liten ved en eventuell utbygging (bortsett fra ved Ulvådalsvatnet ved oppdemningsalternativet), er det ingenting for øvrig i rødreven og måren sine næringsvalg eller habitatvalg som tilsier at de vil kunne bli skadelidende.

Røyskatt og snømus

Røyskatt og snømus er smågnagerspesialister, som har større bestandsfluktasjoner enn generalistene. Røyskatt synes å foretrekke blandingsskog med einer og grandominans, mens snømus finnes jevnt spredt i alle habitater unntatt treløse fjellområder (Pulliainen 1981). Heller ikke disse artene kan forventes å bli spesielt skadelidende ved en kraftutbygging.

Fjellrev

De kjente hiområdene for fjellreven ligger ovenfor de planlagte inntaksstedene for elvene, slik at den forventes ikke å bli direkte berørt ved en eventuell utbygging. Imidlertid vil nye anleggsveier inn i fjellet kunne gjøre tilgjengeligheten til hiområdene lettere, noe som kan gi økt forstyrrelse for denne sårbare arten.

Grevling

Det er heller ingenting i denne artens økologi som tilsier at de foreliggende utbyggingsplanene vil få noen betydning for den lokale bestanden, som er tilknyttet kulturlandskapet i lavereliggende deler av nedbørfeltet.

Oter og mink

Oteren er betraktet som en truet art i Europa, og bestanden er fortsatt på nedgang i størstedelen av Sør-Norge (Heggberget & Myrberget 1979). Av mulige årsaker til denne nedgangen nevner Myrberget & Frøiland (1972) blant annet vassdragsreguleringer, omforminger av landskap og økende menneskelig aktivitet. Forandret næringstilgang, vassføring og isforhold, samt den sekundære effekten av økt forstyrrelse, er alle mulige negative faktorer for oteren.

I Rauma ble ikke oter påvist under feltarbeidet. Det siste kjente individet fra Rauma ble skutt ved Lora i 1946 (Per Jordhøy pers. medd.). En må derfor forutsette en reetablering av oteren i vassdraget for at en eventuell utbygging kan få noen konsekvenser for arten i dette området.

Minken derimot ble påvist ved Rauma og i øvre deler av Vermedalen, selv om bestanden ikke syntes å være spesielt stor vinteren 1983. Det var for øvrig heller ikke bestandene av noen av de andre mårdyrene på dette tidspunktet (jfr. liten smågnagerbestand).

En kunne tenke seg at minken (som kjent er denne arten innført til Norge) utkonkurrerte oteren, og at dette var forklaringen på oterens tilbakegang. Et slikt forhold er imidlertid ikke registrert der disse to artene forekommer sammen (Erlinge 1972). Det synes snarere som om oteren fortrenger minken i mer optimale habitater for oteren; mens minken, som er en større generalist, klarer seg bedre i de suboptimale oterhabitatene. En vassdragsregulering vil imidlertid kunne ødelegge de mest optimale oterhabitatene, og slik virke negativt inn på sjansene for en reetablering av arten i vassdraget.

Fugler

Vannfugl

De fuglegruppene som er knyttet til våtmarkene blir tradisjonelt tillagt mest vekt ved konsekvensvurderinger av vassdragsreguleringer. Her inngår de viktige småviltgruppene ender og vadere. Sammen med måke-

fuglene utgjør de hovedvekten av de artene som ofte går inn under samlebegrepet vannfugl. De viktigste vannfugllokalitetene i Raumavassdraget (ekskl. Lesjaskogsvatnet og nordsida av Raumas nedbørfelt) er oppført på fig. 29. En nærmere konsekvensvurdering av virkningene på disse lokalitetene ved en eventuell utbygging er gitt av Bevanger et al. (1983); generelt kan imidlertid sies at ingen av de aktuelle våtmarksbiotopene har stor betydning for vannfuglene. Den beste lokaliteten er sannsynligvis kroksjøene ved Bjorli medregnet Lomtjønn og Svarttjønn.

Hønsfugler

Dersom en jamfører småviltbiotopkartene (fig. 29 og 30) med de foreliggende utbyggingsplanene (fig. 12-15), ser en raskt at de største konfliktene er knyttet til magasinområdet i Ulvådalen (Alt. I). Dette området har stor betydning som vinterhabitat både for fjell- og lirype. De registrerte mengdene her i mars 1983 var langt større enn den lokale hekkebestanden, slik at det må ha immigrert fugl hit i løpet av vinteren fra omliggende områder. Et eventuelt tap av denne lokaliteten vil derfor kunne få betydning også for rypebestandene utenfor Ulvådalen (jfr. vinteren som "flaskehals")

Ut fra spilltakseringene i april/mai forsøkte en å få tallfestet tettheten av den lokale hekkepopulasjonen. Dette ga til resultat en meget høy tetthet i fjellbjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet, nemlig et snitt på over 45 territorier pr. km², noe som tilsier en produksjon på over 900 kg lirype innenfor det planlagte "Ulvådalsmagasinet". Imidlertid viste sjekken av territorielle stegger i juni at storparten av territoriene da var tomme. Det ble registrert omlag 8 territorier pr. km². Tar en hensyn til at registreringene ble foretatt i et bunnår for smånagerne (også året før var dårlig), vil en måtte forvente en større hekkebestand i et toppår. Det blir derfor antydnet at det er et potensiale på 75-105 territorier lirype innenfor det tiltenkte magasinområdet, eller en årsproduksjon på 200-300 kg lirype. Problemet en her står overfor er om den registrerte migrasjonen fra området i månedsskiftet mai/juni var et særphenomen p.g.a. snøforholdene i 1983, eller om dette er et årlig fenomen. Spilltakseringene indikerte i alle fall en langt større produksjon enn det som ble tilfellet i 1983, der høst-

takseringene kom fram til samme resultat som sjekken av territorielle stegger i juni. De topografiske forholdene i Ulvådalen, og da spesielt på sørvestsida av vatnet der hekkebestanden var tettest, er slik at rypekullene har liten anledning til å vandre noe langt opp i lia før det blir for bratt og vegetasjonsfritt for dem. Derfor vil hekke- og oppvekstområdene ved vatnet til en stor grad være innenfor de samme arealene; dvs. innenfor det tiltenkte magasinområdet.

Eventuelle forandringer av kantvegetasjonen langs elvene etter at visse elvestrekninger vil få sterkt redusert vannføring, synes å kunne få større negativ betydning for haren enn for hønsefuglene. For disse artene vil imidlertid andre faktorer kunne få større betydning. Som det framgår av tabell 12 ble rypene i april registrert i størst frekvens i øvre deler av fjellbjørkeskogen ved Ulvådalsvatnet på dagtid. Dette skulle tilsi at de beste beiteområdene fantes her, noe som for øvrig resultatene fra beitesporundersøkelsene i mars også indikerer (fig. 18). Denne kvalitetsforskjellen mellom fjellbjørkeskogen langs vatnet og lenger oppe i lia kan være et utslag av dårligere lokalklimatiske forhold like ovenfor vatnet (se f.eks. Gjessing 1982). En eventuell oppregulering av vatnet vil da på sikt kunne gi en tilsvarende kvalitetsforringelse av næringsverdien i den øvre, gjenstående delen av fjellbjørkeskogslia.

En annen sekundæreffekt av vassdragsreguleringer er opprettelsene av nye kraftspenn. Dersom disse blir lagt gjennom gode hønsefuglbiotoper representerer de en konstant kollisjonstrusel. F.eks. ble det langs en 1 km lang telefonledning funnet 2 døde orrfugl og 1 død lirype på 3 takseringer vinteren 1977/78 (Kjos-Hansen 1980). For øvrig er storfuglen funnet å være den mest utsatte av hønsefuglartene ved undersøkelser i Finland (Hiltúnen 1953). For en mer fullstendig sammenstilling om vår viten angående kraftlinjer og fugl henvises til Ålbu (1983).

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

De småviltbiologiske undersøkelserne i Raumavassdraget har hatt to hovedsiktemål:

I Å finne ut hvilken betydning de ulike delfeltene har for de ulike småviltartene til de forskjellige årstidene.

II Å framskaffe en oversikt over hvilke konsekvenser de forskjellige utbyggingsalternativene kan få for de aktuelle småviltartene.

Vintertakseringene viste at rypene forekom i størst mengder i bjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet. Her var det så store mengder i mars, at det er tydelig at dette området har betydning som vinterbeite for rypebestandene fra et større areal. Også øvre deler av Grøndalen hadde en stor vinterbestand av ryper; mens skoghønsene, orrfugl og storfugl, bare fantes i beskjedne mengder i de lavereliggende delene av vassdraget. Haren forekom i størst mengder i Grøndalen og langs Lesjaskogsvatnet, men også langs nedre deler av Ulvådalsvatnet og nedover mot Brøste ble det hyppig registrert beitespor. Forekomsten av rødrev var klart i samsvar med forekomsten av hare.

Spilltakseringene av ryper viste at det var en meget tett bestand i fjellbjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet i april og mai. Tettheten som ble registrert på dette tidspunktet var blant de største som er registrert i indre fjellstrøk (omlag 45 territorier/km²). Imidlertid viste sjekken av territorielle stegger i juni at storparten av bestanden i mellomtiden hadde forlatt fjellbjørkeskogen langs vatnet. Dette innebar at hekkebestanden ble langt mindre enn det spilltakseringsresultatet skulle tilsi. I juni ble det registrert en gjennomsnittstetthet på 8 territorier pr. km² innenfor de benyttede kontrollfeltene.

Linjetakseringene etter hønsefugler i september viste at fjellbjørkeskogen langs Ulvådalsvatnet igjen pekte seg ut som et godt lirypehabitat. Godt i samsvar med takseringen av territorielle stegger i juni, så var også nå sørsida innerst i dalen det beste delfeltet ved vatnet. Ellers ble det registrert en bra rypebestand øverst i fjellbjørkeskogen og i vierbeltet i Vermedalen.

Når det gjelder konsekvensene for småviltet ved en eventuell utbygging, så peker alternativ 1 seg ut som det klart mest ugunstige.

I det aktuelle magasinområdet i Ulvådalen synes omlag 100 lirypeterritorier å gå tapt, noe som tilsvarer en årsproduksjon på 200-300 kg lirype. Her må det imidlertid tas reservasjoner når det gjelder utregningen av produksjonspotensialet, da en fikk den uventede utvandring en gang mellom midten av mai og midten av juni. Dette kan skyldes ekstraordinære snøforhold i 1983, slik at den potensielle årsproduksjonen kan være langt større innenfor "Ulvådalsmagasinet". Nedre deler av det planlagte magasinet hadde også en god vinterbestand av hare; mens indre deler skal være et godt sommerhabitat for haren. De øvrige alternativene, som benytter Vermevatnet som hovedmagasin, synes kun å få mindre direkte negative konsekvenser for småviltet (inkl. vannfugl).

Sterkt redusert vannføring på enkelte elvestrekninger etter en eventuell kraftutbygging; vil imidlertid kunne påvirke elvekantvegetasjonen, og da spesielt vierbeltene en i dag finner tilknyttet de mer stilleflytende delene av elvene. Denne kantvegetasjonen representerer gode viltbeiter; - av de registrerte småviltartene synes dette spesielt å gjelde som vinterbeite for hare. Av de øvrige aktuelle småviltartene innenfor pattedyra er det bare fjellreven som kan regnes for å være sårbar overfor kraftutbygginger. De foreliggende planene vil ikke få noen direkte konsekvenser for kjerneområdene til fjellreven, men økt ferdsel ved hiområdene p.g.a. lettere tilgjengelighet etter anleggsveiene inn i fjellet vil kunne medføre økt forstyrrelse.

Alle de fire utbyggingsalternativene medfører nye kraftspenn i området. Der disse går gjennom gode hønsefuglbiotoper representerer de en ny, konstant kollisjonstrusel.

LITTERATUR

- Andersen, R. 1981. *Habitatpreferanse og aktivitetsstudier av liryper (Lagopus l. lagopus) på Dovre*. Hovedfagsoppgave i zoologi. Universitetet i Oslo.
- Andersen, R. & Jordhøy, P. 1984. "Brukerundersøkelser blant jegere og rovvilt- og hjorteviltundersøkelser i Raumavassdraget". *DVF - RU Rapport 1-1984* (in press).
- Bergerud, A.T. & Mercer, W.E. 1966. Census of the Willow Ptarmigan in Newfoundland. *J. Wildl. Mgmt.* 30: 101-113.
- Bevanger, K. 1977. Proposal for a new classification of Norwegian bird communities. *Biological Conservation* 11: 67-78.
- Bevanger, K. 1979. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemo-området, Tysfjord kommune, Nordland. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1979-8: 1-122.
- Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. 1983. Ornitologiske undersøkelser i Rauma/Ulvåa. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1983-4 (in press).
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. II*: 695 s.
- Dowdeswell, W.H. 1965. *Djurens ekologi*. Svensk utgave av L. Cederholm. Bokförlaget Aldus/Bonniers Stockholm: 278 s.
- Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. *Oikos* 23: 327-335.
- Gjessing, Y. 1982. *Utbygging av Sanddøla/Luru vassdragene. En vurdering av mulige endringer av lokalklimaet i området*. Stens. rapport: 41 s.
- Hagen, M. & Holten, J. 1976. Undersøkelser av flora og vegetasjon i et subalpint område, Rauma kommune, Møre og Romsdal. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Bot. Ser.* 1976-7: 82 s.
- Heggberget, T.M. & Myrberget, S. 1979. Den norske bestand av oter 1971-1977. *Fauna* 32: 89-95.
- Hiltunen, E. 1953. "Om de förluster som flygning mot ledningar förorsaker hönsfuglarna". *Suomen Riista* 8: 70-76.
- Holten, J.I. 1978. *Ulvådalen - Brøstdalen. Vegetasjonskart 1 : 20 000. Rauma, Møre og Romsdal*. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Bot. avd. Trondheim.

- Holtén, J. 1983. Flora og vegetasjon i Raumavassdraget. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Bot. Ser. 1983-* (in press).
- Höglund, N. 1975. Vilda tamrenar, regn och kyla påverkar ripan. *Svensk Jakt* 113: s. 573.
- Jordhøy, P. 1982. *Avifaunistiske registreringer i Bøvrås- og Vangsåas nedbør-felt i Lesja kommune, Oppland fylke*. Intern rapport "Samleplan": 21 s. + vedlegg.
- Karlsen, S. 1980. *Nordharens (Lepus timidus L.) næringspreferanse om vinteren*. Hovedfagsoppgave i zoologi. Universitetet i Trondheim.
- Kjos-Hansen, O. 1980. Registreringer av fugl og pattedyr under kraftlinjer. I: Kjos-Hansen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. og O. Dammerud (red.). *Vassdragsregulerings virkninger på vilt*. Foredrag og diskusjoner ved symposiet 15.-17. april 1980. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk: 158-168.
- Moksnes, A. 1971. *Takseringsmetoder for lirype, Lagopus lagopus (L.)*. Hovedoppgave i zoologi. Universitetet i Trondheim.
- Myrberget, S. 1972. Fluctuations in a North Norwegian Population of Willow Grouse. *International Ornithol. Congress 15, Proc.:* 107-120.
- Myrberget, S. & Froiland, Ø. 1972. Oteren i Norge omkring 1970. *Fauna* 25: 149-159.
- Nøst, T. 1983. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1983-2:* 74 s. + vedlegg.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. *Ornis Scand.* 14: 263-272.
- Pulliainen, E. 1981. A transect survey of small land carnivore and red fox populations on a subarctic fell in Finnish Forest Lapland over 13 winters. *Ann. Zool. Fennica* 18: 270-278.
- Sollid, J.L. & Sørbel, L. 1981. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Midt-Norge. Miljøverndepartementet, avd. for naturvern og friluftsliv. *Rapport T 524.* 207 s. + kart.

- Thingstad, P.G. 1983a. Konsekvenser av vassdragsreguleringer på fuglefaunaen. *Vår Fuglefauna* 6: 155-159.
- Thingstad, P.G. 1983b. Hønsefuglenes næringsbiologi og habitatvalg som grunnlag for konsekvensanalyse av vassdragsreguleringers effekter på disse bestandene. *Vår Fuglefauna* 6: 160-166.
- Thingstad, P.G. & Nygård, T. 1982a. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-6*: 112 s.
- Thingstad, P.G. & Nygård, T. 1982b. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-7*: 67 s. + vedlegg.
- Wilson, E.O. 1975. *Sociobiology*. Cambridge, Harvard Univ. Belknap Press.
- Ålbu, Ø. 1983. Kraftlinjer og fugl. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1983-8* (in press).

V E D L E G G

SPORTAKSERINGER - SMÅVILT

Dato Kommune Område Observatør Start Slutt Kvile

Tot. taks.min. Taks.linje nr. Taks. nr. Dom. veg.type Lufttemp. Sjøforhold

Værttype nest siste døgn Værttype siste døgn Vind Sjøforhold

Værttype ved reg.

Lok. nr.	Obs. nr.	Art	Antall		Spør		Syns-reg.		Stand. avst.	Støkt av	Veg.type ved obs.sted		Beiting		Merknader
			♂	♀	Ald.	Mengde	Pl. avst.	Vert. avst.			Tre-sjikt	Busk-sjikt	Tre-slag	Frekv.	

Koder: Spør ald. Spør mengde Beiting frekv.

1. Gammelt 1. Enkeltspor 1. Sporadisk

2. Døgnferskt 2. Sti 2. Middels

3. Usikkert 3. Beiteområde a. Lite b. Stort - avmerk på kartet 3. Sterkt

U = Usikkert

ISBN 82-7126-360-9

ISSN 0332-8538