

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rappport

ZOOLOGISK SERIE 1982 - 7

Småviltbiologiske undersøkelser
i Sanddøla- og Luruvasdragene
1981 og 1982

Per Gustav Thingstad
Torgeir Nygård



Universitetet i Trondheim

K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-7

SMÅVILTBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I
SANDDØLA- OG LURUVASSDRAGENE 1981 OG 1982

av

Per Gustav Thingstad og Torgeir Nygård

Universitetet i Trondheim
Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet
Trondheim, desember 1982

ISBN 82-7126-321-8

ISSN 0332-8538

INNHOOLD

REFERAT	
INNLEDNING	7
UTBYGGINGSPLANENE	9
OMRADEBESKRIVELSE	10
SMAVILTUNDERSØKELSENE	11
Metoder og materiale	11
Resultater og diskusjon	12
Jaktstatistikk	12
Sportakseringer, småvilt	14
Spilltakseringer, hønsefugler	31
Linjetakseringer, hønsefugler	32
Smågnagerfangst	41
Kommentarer	41
Supplerende opplysninger til eksisterende viltbiotopkart over nedbørfeltene til Sanddøla og Luru	47
KONSEKVENSER AV EN EVENTULL KRAFTUTBYGGING PÅ SMAVILTET	49
Innledning	49
Pattedyr	54
Hare	55
Bever	55
Rødrev, mår, røyskatt og snømus	56
Oter og mink	56
Hønsefugler	57
Andre jaktbare fuglearter	58
LITTERATUR	59
VEDLEGG	



REFERAT

Thingstad, Per Gustav og Torgeir Nygård 1982. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene 1981 og 1982. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-7: 1-62.*

Småviltundersøkelsene i Sanddøla og Luru ble påbegynt høsten 1981 på bakgrunn av de foreliggende planene om kraftutbygging i områdene. Arbeidet i felt ble fulgt opp våren, sommeren og høsten 1982 med flere kompletterende takseringsmetoder.

Sportakseringene viste at kantvegetasjonen langs vatna og elvene blir i stor grad benyttet som vinterbeite for viltet. For haren synes blandingsskogen langs vatna i Nordli å være spesielt viktig, samt elvekantskogen i nedre deler av Sanddøla. Luru- og Leirsjøområdene syntes å være bedre vinterbeiter for hønefugler enn de tilsvarende vegetasjonstypene langs vassdraga i Nordli, men kantvegetasjonen på sørsida av Mellomvatnet og Brattlandsvatnet ble sterkt beitet. Spor etter storfugl ble hyppigst registrert på fururabbene ved Leirsjøen, mens orrfuglen syntes å forekomme vanligst i blandingsskogen i Lierne og ved Sanddøla.

Spillregistreringene ga til resultat 14,5 spillende lirypestegger pr. km² i det planlagte Lurumagasinet, og 5 spillende stegger pr. km² i det planlagte Leirsjømagasinet. I Leirsjøen viser imidlertid de øvrige takseringene at storfuglen er den vanligste hønefuglarten. I kantskogen langs Mellomvatnet og Brattlandsvatnet ble det ikke registrert spillende stegger.

De foreslåtte inngrepene vil derfor få de største konsekvensene for hønefuglproduksjonen i Luru- og Leirsjøområdene. I "Lurumagasinet" vil i følge estimerer basert på våre takseringsresultater 210 lirypeterritorier bli lagt under vatn, mens det tilsvarende tallet for "Leirsjømagasinet" er 20-25. Her vil imidlertid storfuglbestanden bli mest skadelidende, slik at reduksjonen i den årlige produksjonen av hønefugl i de to områdene er estimert til å være nokså lik, omlag 40 kg pr. km².

Radikalt endra vassføring vil kunne gi en forandring av kantvegetasjonen langs vassdraga en tid etter en eventuell kraftutbygging, og dette kan nedsette disse arealenes bæreevne for viltet om vinteren. Denne effekten kan bli forsterket av eventuell økt rimdannelse og nedising av vegetasjonen.

En beverlokalitet i Storelva vil bli ødelagt dersom denne elva blir avstengt, og den beskjedne oterbestanden vil antageligvis få forringet sine habitater dersom de foreliggende planene blir realisert.

Thingstad, Per Gustav og Torgeir Nygård, Universitetet i Trondheim, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Zoologisk afdeling, N-7000 Trondheim.



INNLEDNING

Etter oppdrag fra Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, NTE, påtok Zoologisk avdeling ved DKNVS, Museet i Trondheim seg konsesjonsundersøkelsene angående småvilt i Sanddøla- og Luru-vassdragene i forbindelse med kraftutbyggingsplanene i nedbørfeltene. Etter møte med Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF) våren 1981, ble Museets arbeid definert til å omfatte:

1. ryperegistreringer
2. skogsfuglregistreringer
3. pattedyrregistreringer (unntatt de store rovviltartene og hjortevilt)
4. ajourføring av viltbiotopkart

Museet har også utført de ornitologiske inventeringene i området, resultatet fra disse foreligger i en egen rapport (Thingstad og Nygård 1982). Her blir bl.a. viltarter som ender og vadere omtalt.

Det har vært jevnlig kontakt med Reguleringsundersøkelsene (RU) ved DVF, som har hatt rovvilt- og hjorteviltundersøkelsene i vassdragene, slik at det også her til en viss grad har vært mulig å utnytte gjensidige registreringer og erfaringer fra feltarbeidet.

Formålet med småviltarbeidet har vært å samle inn et så fyldig bakgrunnsmateriale som mulig for å kunne vurdere konsekvensene av en eventuell utbygging for småviltet i de berørte områdene. Feltarbeidet har blitt konsentrert om de lokaliteter der tekniske inngrep er planlagt, dvs. hovedsakelig Luru- og Leirsjøområdene i Snåsa og Grong, og ved Otersjøen, Skjelbreidvatnet, Mellomvatnet, Brattlandsvatnet, Laksjøen og Sandsjøen i Nordli. Noen tilgrensende områder ble taksert der det ble vurdert som nødvendig for en helhetsvurdering.

Feltarbeidet har bestått i linjetakseringer av hønsefugler i august/september 1981, sportakseringer av småvilt generelt i mars 1982, spillregistreringer av hønsefugler i mai 1982, og linjetakseringer av hønsefugler mai, juni og august 1982. Ved linjetakseringene er det i stor utstrekning benyttet stående fuglehund. Videre er lokale vilt- nemder og fjellstyrer blitt intervjuet, samt en rekke lokalpersoner med kjennskap til viltet.

Følgende personer har vært med på feltarbeidet: Terje Dalen, Magne Huscy, Øystein Lorentsen, Torgeir Nygård (prosjektleder i 1981), Jan Erik Roel, Per Gustav Thingstad (prosjektleder i 1982), Erik Thoresen og Geir E. Vie. Ola Jonassen har tegnet kartene. Kjetil Bevanger har vært faglig ansvarlig.

Undersøkelsen er i sin helhet finansiert av Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, Steinkjer.

UTBYGGINGSPLANENE

Utbyggingsplanene er blitt revidert flere ganger i løpet av den tiden feltarbeidet er blitt utført. Det opprinnelige hovedmagasinet for Sanddølavassdraget var i 1981 Sandsjøen. Store Tissvatnet var også aktuelt å ta med i reguleringen. Sandsjøen ble imidlertid byttet ut med Laksjøen som hovedmagasinområde i planene våren 1982. Disse forholdene har gjort det nødvendig å forandre undersøkelsesopp-
legget underveis. De aller siste detaljforandringene som forelå i slutten av november 1982 har vi ikke fått vurdert i terrenget. De siste utbyggingsplanene blir heretter referert som NTE (1982). Se denne for nærmere prosjektbeskrivelse.

En grov oversikt over utbyggingsplanene er å finne på fig. 1.

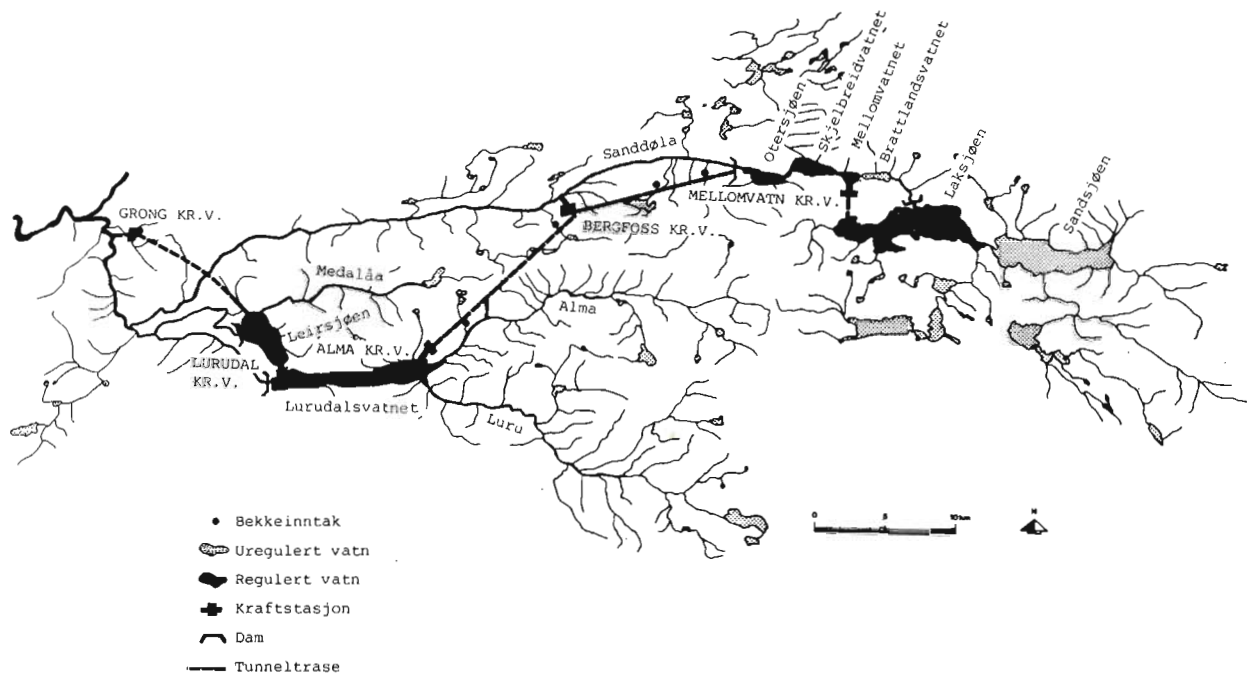


Fig. 1. Oversikt over de planlagte vasskraftreguleringene for Sanddøla/Luru pr. 5.5.1982.

OMRÅDEBESKRIVELSE

De berørte arelaene ligger i Grong, Snåsa og Lierne kommuner, og omfatter i all hovedsak skog- og myrlandskap av varierende utforming. Totalt omfatter Sanddølas nedbørfelt et areal på 943 km², mens Luru har et nedbørfelt på 654 km² (NTE 1982). En utfyllende områdebeskrivelse over nedbørfeltene til Sanddøla og Luru er gitt i den ornitologiske rapporten (Thingstad & Nygård 1982).

SMÅVILTUNDERSØKELSENE

Metoder og materiale

Undersøkelsene tok til høsten 1981 med linjetakseringer i Nordli i perioden 25.-28.8. og i Luruområdet i perioden 4.-9.9. I Nordli ble det benyttet 2 mann som gikk i 20 meters avstand gjennom terrenget. Ved denne metoden regnes det at en dekker en stripe på 40 meter (10 m til hver side for hver observatør). På dette grunnlaget kan en beregne tettheten til de observerte artene. Dette er en modifikasjon av den metoden som er utviklet i Finland til taksering av skogsfugl (Rajala 1974). I Luruområdet ble linjetaksering med hund benyttet. Ved denne metoden regner en totaldekning innenfor en stripe av 80 meter (Moksnes 1971). 51,5 km ble taksert i Nordli, og i Luruområdet ble 73 km taksert. For hver observasjon ble bl.a. antall individer, kjønnsfordeling, fluktavstand og vertikalavstand (avstanden fra viltets oppfluktsted og vinkelrett inn på takseringslinja) notert.

I perioden 9.-13.3.1982 ble det foretatt registreringer som tok sikte på å vurdere de aktuelle områdenes betydning som vinterbiotoper for småviltet. Registreringene ble hovedsakelig lagt til de samme løypene som ble benyttet ved linjetakseringene vår og høst. Feltarbeidet besto i at en mann gikk sakte gjennom området på ski og noterte alle beitemerker, spor og direkte synsregistreringer av småviltet (se vedlagte takseringsskjema, vedlegg 1).

5 mann utførte i alt 269,8 km sportakseringer i perioden; fordelt på 103,2 km i Luruområdet, 123,6 km i Nordli og 43 km langs Sanddøla.

Spillregistreringene foregikk i tiden 28.4. til 5.5.1982. Det ble hovedsakelig lagt vekt på å registrere forekomsten av lirype i magasinområdene i Luru, dessuten ble de fleste kjente spillplassene for orrfugl og storfugl i vassdragene undersøkt. Imidlertid gjorde snøforholdene (skare) det svært vanskelig å "stille på" skogsfuglene. Spillregistreringene av storfugl ble derfor lite vellykkede og orrfuglleikene ble stort sett bare registrert på avstand ved hjelp av lyd. Tettheten av lirype ble fastsatt v.h.a. at tre mann plasserte seg ute i terrenget på oversiktlige steder i en trekant med ca. 300 meters avstand. Alle spillende stegger morgen og kveld ble plottet inn på ett kart i måle-

stokk 1 : 20 000. Spillende stegger som ble hørt, men ikke sett, ble på denne måten mulig å krysspeile og kartfeste. Denne metoden er tidligere benyttet blant annet av Andersen (1981). De framkomne verdiene har vist seg å være meget godt i samsvar med antall hekketerritorier i området.

Utenom spillregistreringene ble det også gått linjetakseringer på ski, hovedsakelig på dagtid. Dette foregikk ved at 3 personer gikk sakte gjennom terrenget på én linje, med ca. 40 meters avstand. På grunn av at lirypa eksponerer seg bedre på denne årstiden skal en da kunne dekke en stripe på 120 meters bredde (Moksnes 1971). 123,4 km ble totalt taksert etter denne metoden.

I tiden 5.-7.6.1982 ble tre av løypene i Luruområdet taksert gjennom linjetakseringer med fuglehund (i den ene løypa måtte hunden gå i bånd, da vi ikke fikk dispensasjon fra båndtvangsbestemmelsene her) og Luru-området og terrenget ved de store vatna i Nordli ble linjetaksert i perioden 30.8. til 3.9. (bare i Luruområdet ble det benyttet fuglehund).

Begge årene ble det samlet inn smågnagere, primært for å framskaffe data på smågnagerbestanden i området i de aktuelle feltperiodene. Til dette formålet ble rekker på 100 klappfeller benyttet.

Vi har også fått stilt til disposisjon jaktstatistikk for Snåsa, og dette gjør det mulig å vurdere våre skogsfugldata i forhold til de periodiske svingningene i småviltbestanden (se også Myrberget 1982). Til slutt har vi også fått inn mye verdifullt materiale om viltforekomstene gjennom intervjuer av representanter fra de lokale vilt-nemdene, fjellstyrer og andre lokalkjente.

Resultater og diskusjon

Jaktstatistikk

Snåsa fjellstyre har velvilligst stilt deler av sin jaktstatistikk fra Snåsa statsalmenning til vår disposisjon. I denne sammenhengen er spesielt jaktutbyttet fra "Luru nordre side" av interesse, da dette området omfatter magasinområdet på nordsida av Luru, samt Leirsjøområdet. Storfugl- og orrfuglbestanden i området har vært brukbar de siste årene (tabell 1), mens det i årene før 1976 knapt ble skutt stor-

Tabell 1. Jaktutbyttet av storfugl og orrfugl skutt under første del av høstjakta på "Luru nordre side" i årene fra 1976 til og med 1982.

År	Ant. rapporter	Storfugl			Orrfugl			Tot. pr. 100 rapp.	
		♂	♀	tot.	♂	♀	tot.	storfugl	orrfugl
1976	39	0	2	2	1	0	1	5	3
1977	42	4	7	11	4	1	5	26	12
1978	40	4	10	15	3	3	6	38	15
1979	22	1	5	6	4	4	8	27	36
1980	29	4	6	10	11	12	23	34	79
1981	18	1	3	4	13	8	21	22	117
1982	16	0	1	1	1	0	1	6	6

Tabell 2. Statistikk over antall liryper skutt pr. jegerdag og antall kyllinger skutt pr. par voksne individer i Snåsa stasalmenning i årene fra 1973 til og med 1982. (Antall liryper/jegerdag er beregnet på grunnlag av data fra "Luru nordre side", mens antall kyllinger/antall par voksne er beregnet på grunnlag av data fra hele Snåsa statsalmenning, unntatt for 1982 da bare materialet fra "Luru nordre side" er benyttet).

År	Antall liryper/ antall jegerdager	Antall kyllinger/ antall par voksne
1973	1,9	4,5
1974	2,6	2,8
1975	1,4	1,8
1976	1,7	2,3
1977	1,9	4,3
1978	1,5	3,4
1979	1,1	2,7
1980	1,7	4,3
1981	2,8	3,6
1982	1,9	2,0

fugl og orrfugl i området (Folke Anderson pers. medd.). Resultatet fra 1982 viser imidlertid en drastisk nedgang fra 1981. Våren 1982 var kald og fuktig, noe som utvilsomt har influert på hekkesuksessen, men det må også legges til at det var dårlige jaktforhold under den perioden materialet fra 1982 stammer fra. Lirypefangsten (tabell 2) gjenspeiler de store svingningene vi normalt finner i småviltbestandene (se f.eks. Myrberget 1982). Vi skal ikke her drøfte disse forholdene i detalj, men en legger merke til det dårlige samsvaret mellom antall rypere skutt pr. jegerdag og antall kyllinger skutt pr. voksent par. I 1981 var imidlertid begge disse verdiene relativt høye, selv om det i 1980 kan ha vært en høyere produksjon pr. hekkende par. Verdiene fra 1982 viser at dette var et meget dårlig produksjonsår, bare i 1975 ble det skutt færre kyllinger pr. par voksne individer.

Sportakseringer, småvilt

Ved taksering av småviltets vinterbiotoper må en for en stor del basere seg på spor tegn, og ut fra disse er kvantitative vurderinger svært usikre, og beheftet med mange metodiske usikkerhetsfaktorer. Vi har derfor ikke forsøkt å beregne tettheter ut fra sporobservasjonene, men nøydt oss med å summere antall registrerte spor pr. 10 km (tabell 3) og antall registrerte beiteområder pr. 10 km (tabell 4). Disse tallene kan stå som relative indekser på småvilttetthetene vinters tid. Det er vanskelig å tallfeste antall individer når en sporobservasjon på ett sted inneholder mer enn ett spor av samme art. Følgende forenkling er derfor 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. Tabell 5 viser materialet fra synsregistreringene av hønsefuglene. Her er antall registreringer beregnet både med hensyn på antall observasjonsheter (obs.enhet) og antall individer (ind.) pr. 10 km. En obs.enhet innebærer én registrering av en art, uavhengig av om det ble registrert ett eller flere individer. P.g.a. at hønsefuglene er lite stasjonære på den tiden takseringene fant sted (1. halvdel av mars), - rypene er f.eks. enda til dels samlet i flokker som er urolige og vanskelige å komme på hold -,

Tabell 3. Resultatet av sporregistreringene vinteren 1982. Verdiene er antall spor pr. 10 km. Hvor flere enn ett spor av samme art er registrert på et gitt sted, er antallet satt til to. Verdiene er derfor minimumstall. Bare døgnferske spor er tatt inn i beregningene. Blandingskogen i Lierne er delt i to: a) og b). a) representerer verdiene fra takseringene langs de store sjøene mens b) representerer verdiene fra noe høyereliggende blandingskoger

Sted	Luru		Lierne		Sanddøla		Sanddøla		Leirsjøen		Luru	
	Bl. skog	Bl. skog a) b)	Bl. skog a)	Bl. skog b)	Bl. skog	Kantskog m/or	Fururabber	Fururabber	Fururabber	Bj. kratt/vier	Fururabber	Luru
Taks. km	41.6	81.5	42.1	22.8	17.6	19.8	11.9	14.9				
Storfugl	2.6	2.4	1.2	-	0.6	7.0	-	1.4				
Orrfugl	-	2.9	2.9	3.0	-	-	0.8	1.4				
Jerpe	0.2	0.9	1.0	-	1.1	-	-	-				
Lirype	16.8	4.6	7.2	-	-	2.0	16.7	25.5				
Hare	5.0	14.9	14.2	5.2	14.8	2.0	2.5	-				
Rødrev	1.7	4.2	4.6	1.7	7.4	2.0	5.8	5.4				
Mår	7.2	2.6	6.2	-	2.3	3.0	0.8	2.0				
Mink	0.7	0.7	3.7	0.9	4.6	-	-	-				
Snømus	0.5	0.8	0.7	0.4	-	-	-	-				
Røyskatt	1.0	0.7	1.0	0.4	0.6	-	0.8	-				
Bever	-	0.3	-	-	-	-	-	-				
Ekorn	-	1.9	0.5	-	0.6	0.5	-	-				
Skogsfugl ubest.	-	1.9	0.2	-	-	-	0.8	-				

Tabell 4. Registrerte beiteområder pr. 10 km ved sporregistreringene vinteren 1982. Blandingsskogen i Lierne er delt i to: a) og b). a) representerer verdiene fra takseringene langs de store sjøene mens b) representerer verdiene fra noe høyere liggende blandingsskoger

Sted	Luru		Lierne		Sanddøla		Sanddøla		Leirsjøen		Luru		Luru
	Bl. skog	Bl. skog	Bl. skog	Bl. skog	Kantskog m/or	Kantskog m/or	Fururabber	Fururabber	Fururabber	Fururabber	Bj. kratt/vier		
Taks. km	41.6	81.5	42.1	22.8	17.6	19.8	11.9	14.9					
Storfugl	1.0	0.7	0.5	-	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-
Orrfugl	-	0.9	0.7	1.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jerpe	-	0.1	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lirype	6.3	2.3	3.1	0.9	-	0.5	1.7	8.7					
Hare	0.7	5.0	3.6	4.0	6.3	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 5. Hønefuglregistreringer på sportakseringene mars 1982

Dato	Sted	Dominerende vegetasjonstyper	Lengde (km)	Art	Tot. ant. reg.		Tot. ant. pr. 10 km	
					Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.
9.3.	Leirsjøen, Snåsa	Fururabber + bl. skog	12.0	Storfugl	4	6	3	5
				Lirype	1	2	1	2
	Dalv., Luru, Snåsa	Fururabber	11.9	Lirype	1	3	1	3
	Reinh., Luru, Snåsa	Bl. skog	7.3	Lirype	6	14	8	19
		Fjellbj.skog + vier	4.0	Rype ubest.	2	5	5	13
10.3.	Grisb.fj., Luru, Snåsa	Fjellbj.skog + fururabber	11.7	Storfugl	1	2	1	2
				Orrfugl	1	2	1	2
				Lirype	7	>42	6	>36
	Lurudalen, Snåsa	Elvekantskog + fururabber	8.3	Lirype	1	1	1	1
	Leirsjøen, Snåsa	Fururabber + bl. skog	7.8	Storfugl	5	8	6	10
11.3.	Lurudalen, Snåsa	Elvekantskog + fururabber	9.0	Lirype	2	6	2	7
	Reinh., Luru, Snåsa	Fjellbj.skog + vier	7.7	Fjellrype	4	25	5	32
	Krulh., Luru, Snåsa	Bl. skog + fururabber	7.4	Storfugl	3	5	4	7
				Jerpe	1	1	1	1
				Lirype	1	1	1	1
12.3.	Almadalen, Snåsa	Fururabber + bl. skog	16.1	Storfugl	1	1	1	1
				Lirype	10	25	6	16
	Kalvikh., Sandsj., Nordli	Bl. skog	8.4	Orrfugl	1	1	1	1
				Jerpe	1	1	1	1
	Sandsjøen, Nordli	Kantskog, bl. skog	18.2	Storfugl	2	2	1	1
11.3.	Lutra, Nordli	Bl. skog	9.4	Orrfugl	4	5	2	3
				Lirype	2	3	1	2
	Mellomv/Storelva/Laksj.	Kantskog, bl. skog	9.8	Storfugl	6	6	6	6
	Laksjøen, Nordli	Kantskog, bl. skog	19.6	Orrfugl	2	2	2	2
				Jerpe	1	1	1	1
29.3.	Otersj/Skjelbredv.	Kantskog, bl. skog	16.1	Storfugl	1	1	1	1
	Storliåsen, Nordli	Bl. skog	15.1	Jerpe	2	2	1	1
	Tissvatna, Nordli	Bl. skog	15.8	Lirype	4	8	3	5
	Lauvsjøen, Nordli	Bl. skog	11.2	Storfugl	1	1	1	1
				Lirype	1	3	1	3
13.3.	Sanddøla	Elvekantskog, bl. skog	43.0	Jerpe	1	1	0	0

ble det ikke gjort forsøk på tetthetsberegninger på grunnlag av disse registreringene.

Den høyeste sporfrekvensen av storfugl ble registrert i Leirsjøområdet. På fururabbene her ble også den største frekvensen av beiteområder for denne arten funnet. I selve Sanddøldalen ble det nesten ikke registrert storfugl, og det ble heller ikke observert spor etter storfugl på fururabbene ved Luru. I Lierne ble det bare gått sportakseringer i blandingsskog, og her forekom storfuglspor i moderate mengder. De visuelle registreringene av hønsefugler viser også at Leirsjøområdet er det beste vinterbeitelandskapet for denne arten (fig. 3).

Orrfugl ble derimot ikke registrert på vintertakseringene i Leirsjøområdet, men arten ble registrert i moderate mengder for øvrig. Den største frekvensen av spor og beiteområder ble gjort i blandings-skogen langs Sanddøla fra Bergsfossen til Sandnes og i Nordli (fig. 11, 12 og 6).

Jerpe syntes å forekomme i moderate mengder i området. Arten ble ikke registrert i Leirsjøområdet på vintertakseringene, og bare ett individ ble observert i Luruområdet ved Krulhaugen (fig. 3). I Nordli kunne det synes som om jerpa var noe vanligere. Et aktuelt problem i felt er at det ofte er vanskelig å skille jerpespor fra rypespor, slik at jerpa kan ha blitt underestimert.

Lirype forekom tallrik i alle de takserte vegetasjonstypene i Luruområdet (fig. 2, 3, 4 og 5), mens den var noe mindre vanlig i Nordli, og langs Sanddøla forekom arten bare sporadisk. Det er likevel verd å merke seg at kantvegetasjonen langs vatna, spesielt på sørsida av Mellomvatnet og Brattlandsvatnet (fig. 8) syntes å være bra vinterbeiter for lirypa. Det må bemerkes at det ikke er utført sportakseringer i de mest sentrale lirypeområdene i Nordli da disse ikke vil bli direkte berørt av utbyggingsplanene.

Fjellrype forekom i småflokker oppe i Reinhornfjellet i Luruområdet (fig. 3).

Hare-bestanden var meget stor våren 1982. Enkelte beiteområder var "hardtrapet" av spor. Spesielt høy frekvens av harespor ble registrert i elvekantskogen langs nedre del av Sanddøla (fig. 3) og i blandings-skogen langs vatna i Nordli (fig. 6, 7, 8 og 9). Den store harebestanden må ha betydd en vesentlig mattilgang for rovviltet denne vinteren.

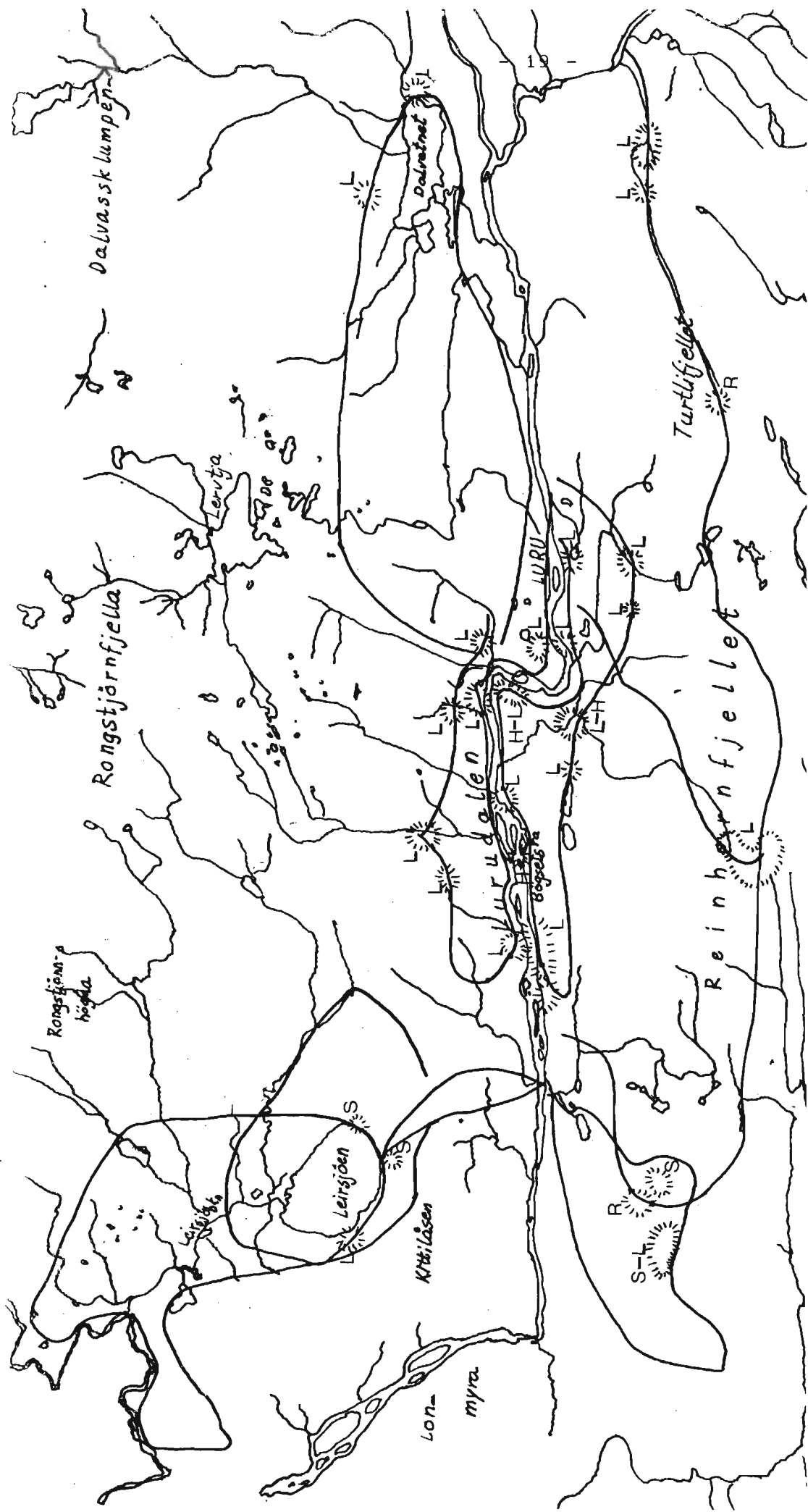


Fig. 2. Oversikt over de utførte sportakseringene i Luruområdet, mars 1982. De heltrukne linjene angir de benyttede takseringslinjene, og avmerkingen langs de registrerte de registrerte beiteområdene. Benyttede forkortelser på fig. 2, 4-13:

S =	registrert beiteområde for storfugl
O =	" " " orrfugl
J =	" " " jerpe
L =	" " " lirype
R =	" " " rype ubestemt
U =	" " " hønefugl ubestemt
H =	" " " hare
B =	" " " bever

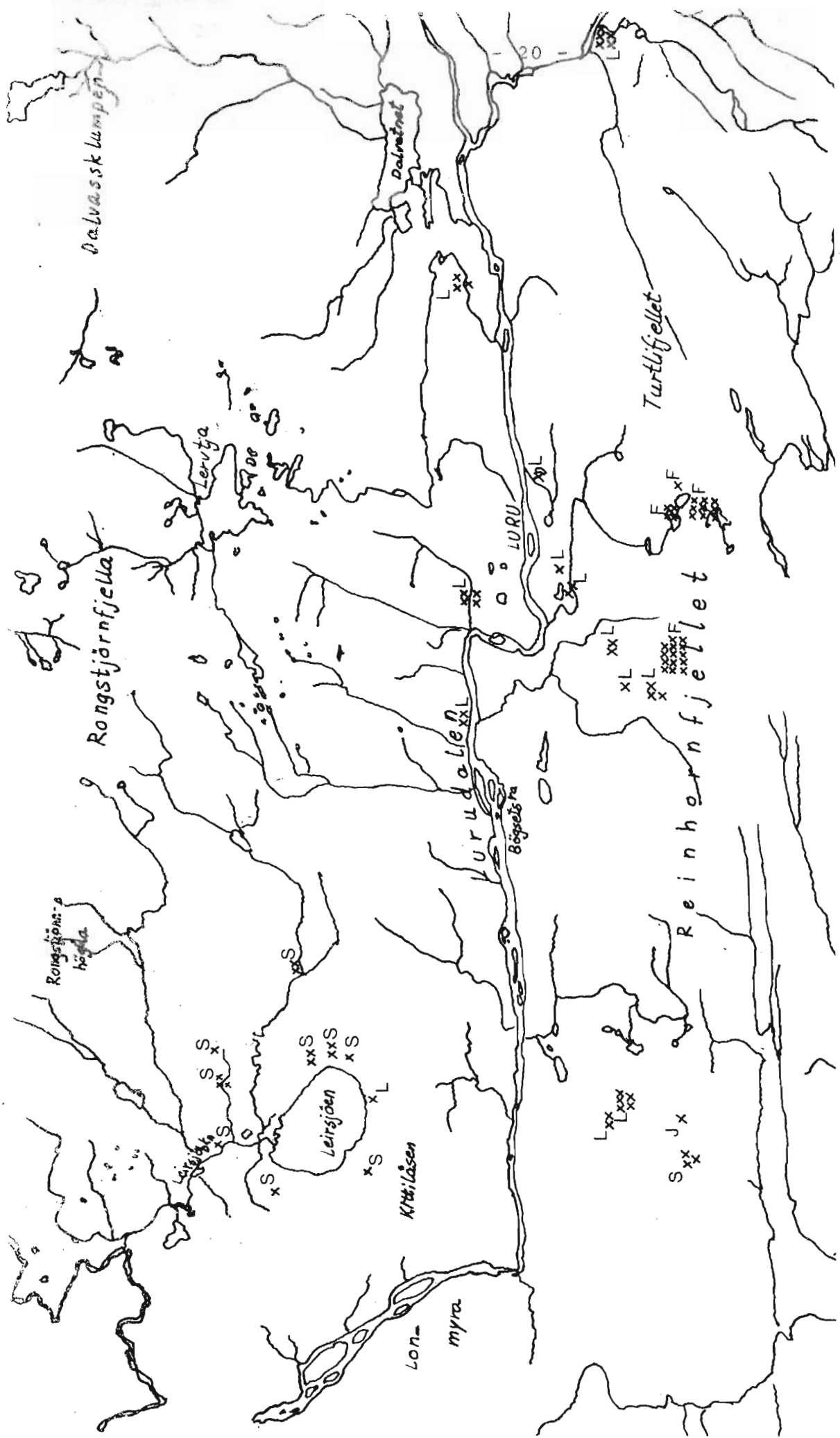


Fig. 3. Synregistreringer av hønsefugler under sportakseringene i Luruområdet, mars 1982. Hvert kryss representerer ett observert individ av den aktuelle arten:
 F = fjellrype, L = lirype, S = storfugl, J = jerpe

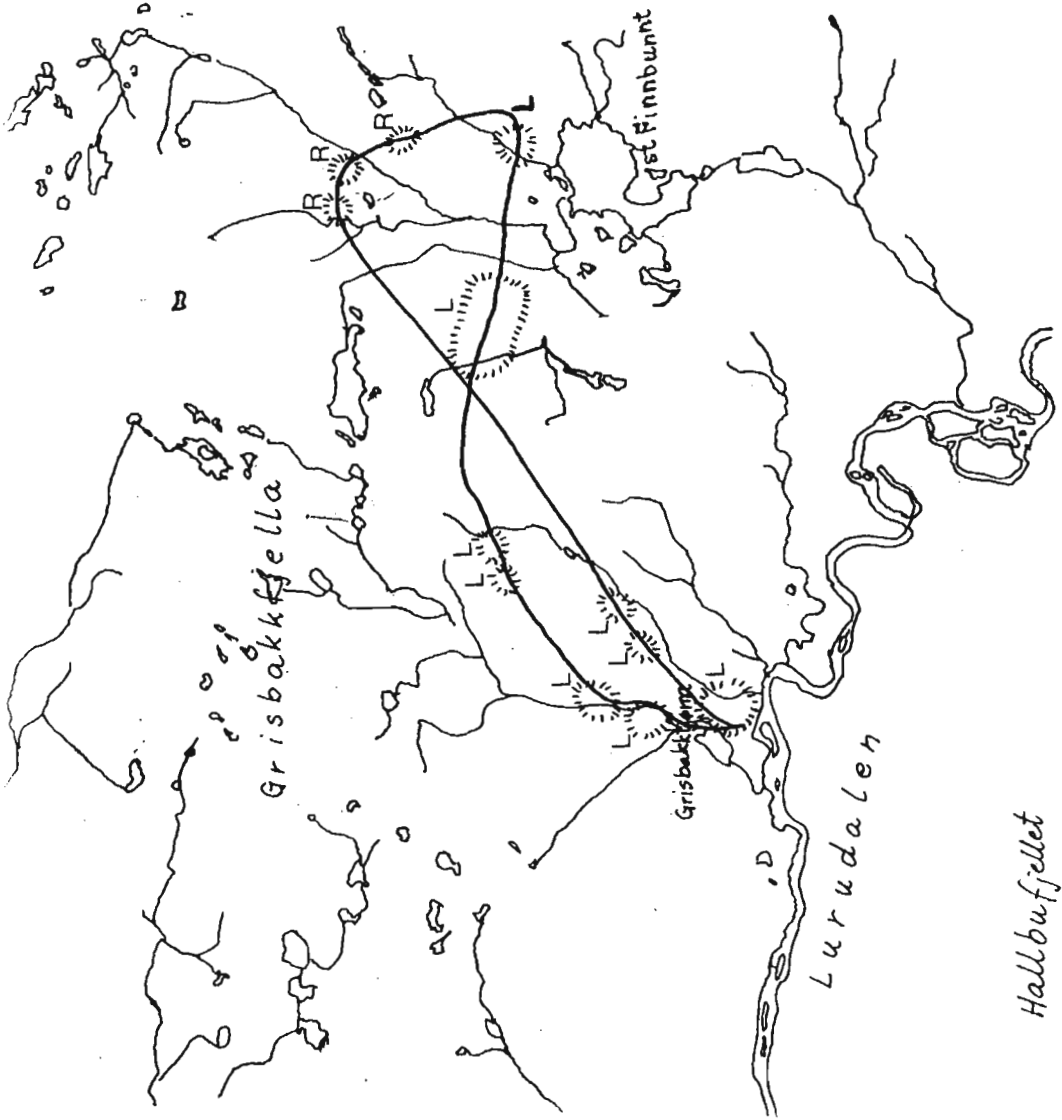


Fig. 4. Oversikt over den utførte sportakseringa i Grisbakkfjellet i Luruområdet, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

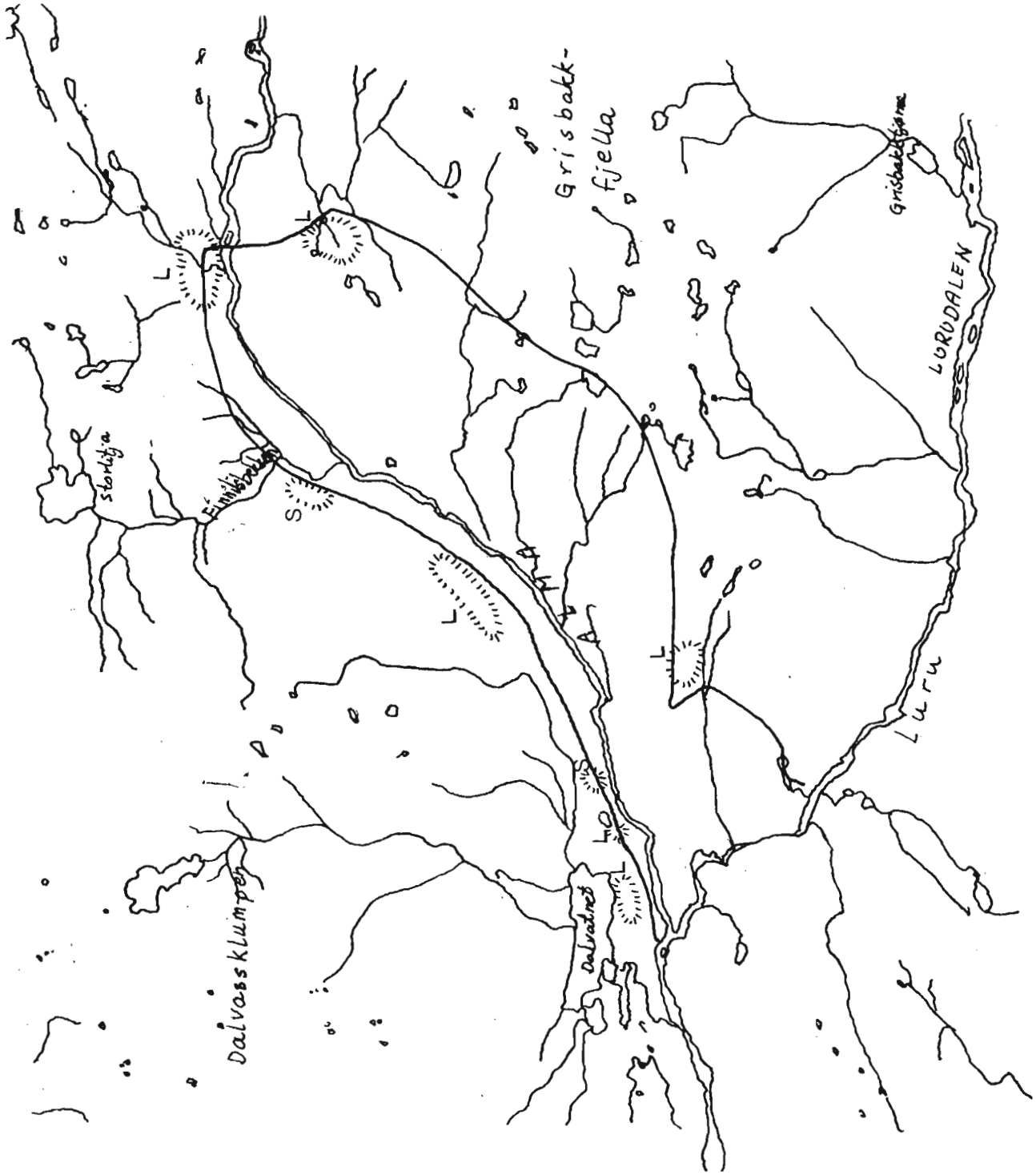


Fig. 5. Oversikt over den utførte sportakseringa i Almadalen, Snåsa, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

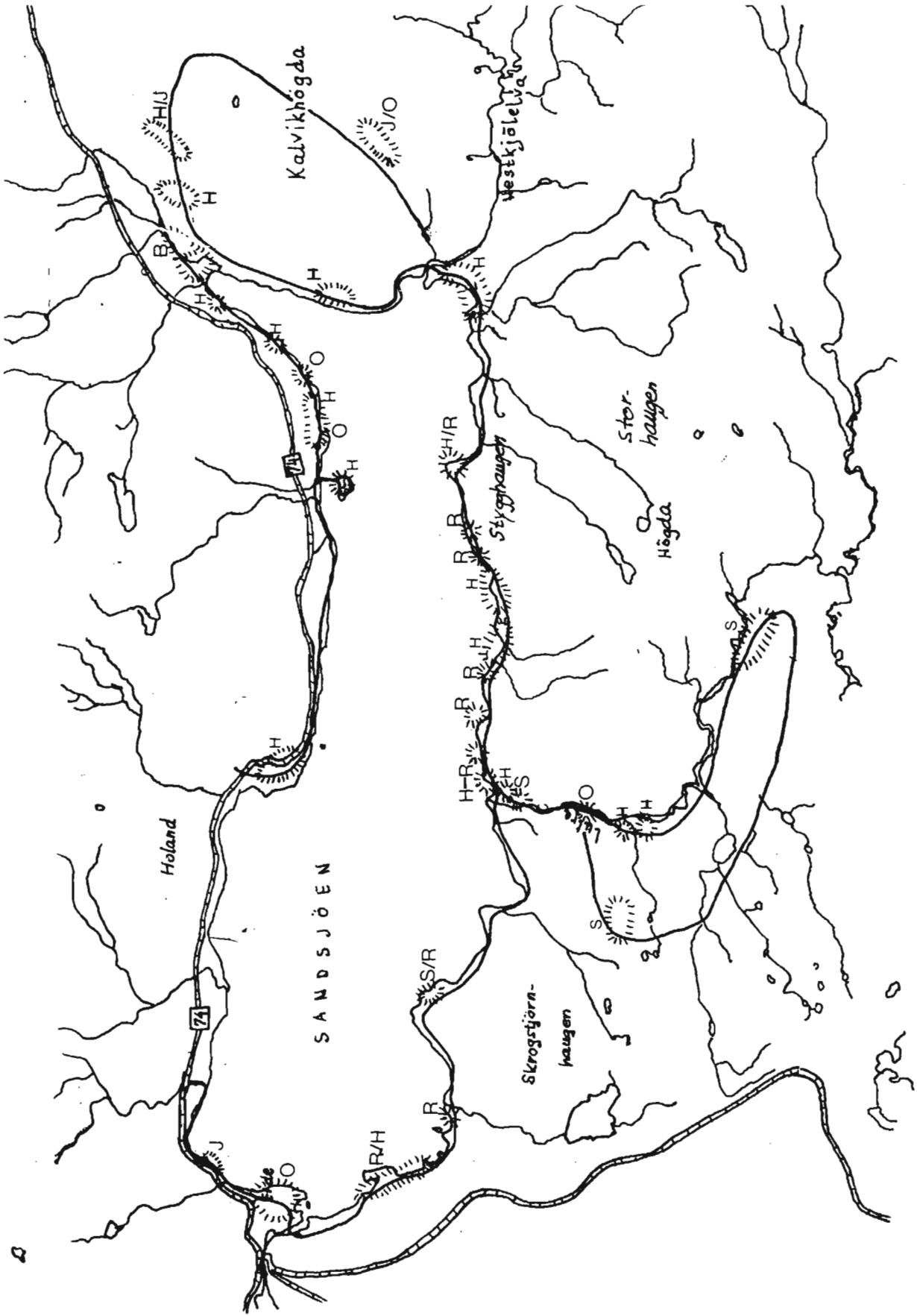


Fig. 6. Oversikt over de utførte sportakseringene ved Sandstjøen, Nordli, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

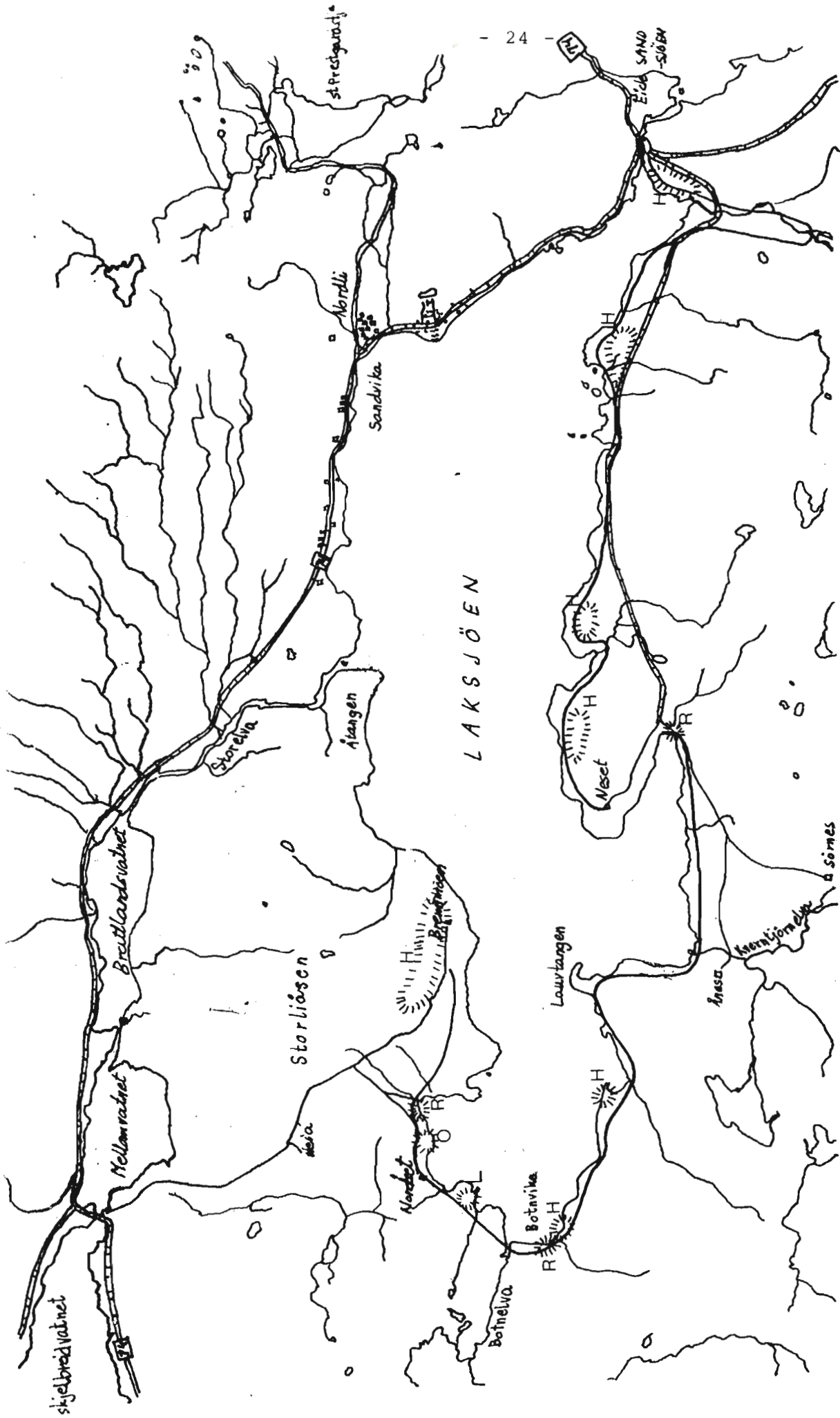


Fig. 7. Oversikt over den utførte sportakseringa langs sør og vestsida av Laksjøen, Nordli, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

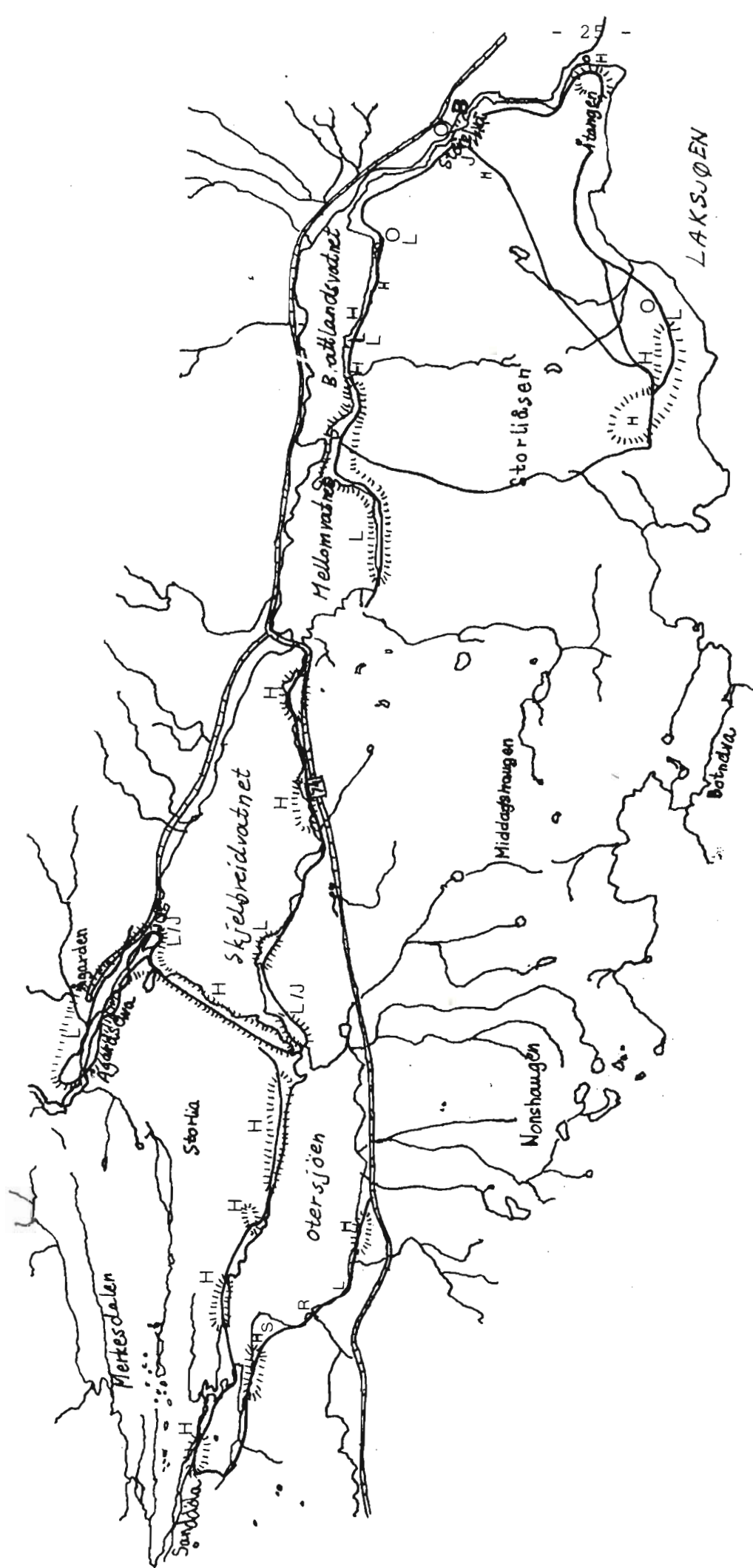


Fig. 8. Oversikt over de utførte sportakseringene på nordvestsida av Laksjøen, langs Storelva, Brattlandsvatnet, Mellomvatnet, Skjelbreidvatnet og Otersjøen, Nordli, mars 1982. Flere steder ble det bare registrert enslige beitespor; disse er angitt bare ved hjelp av en bokstavkode for den aktuelle arten, og uten noe nærmere avmerket beiteområde. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

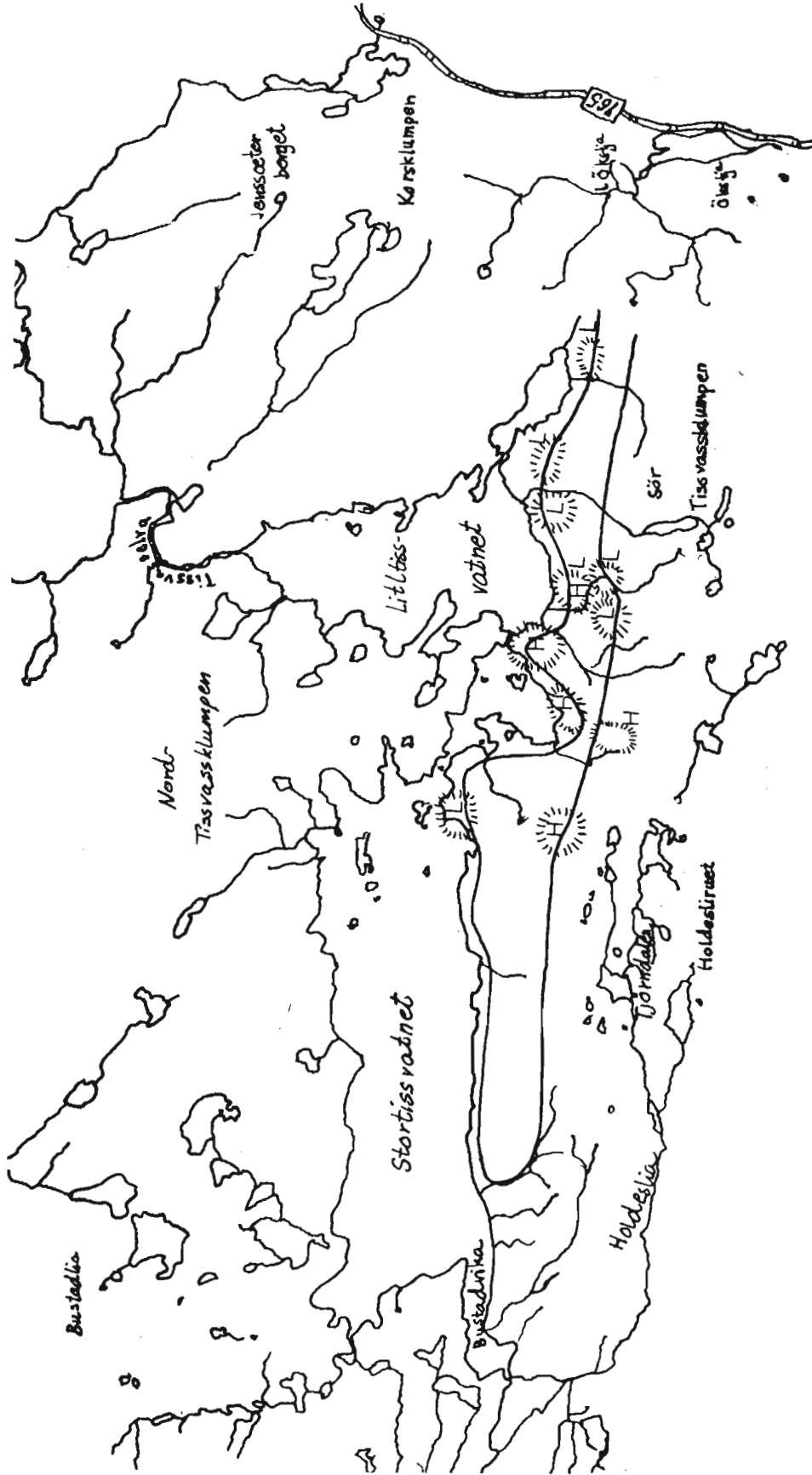


Fig. 9. Oversikt over den utførte sportakseringa langs Tisssvatna, Nordli, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

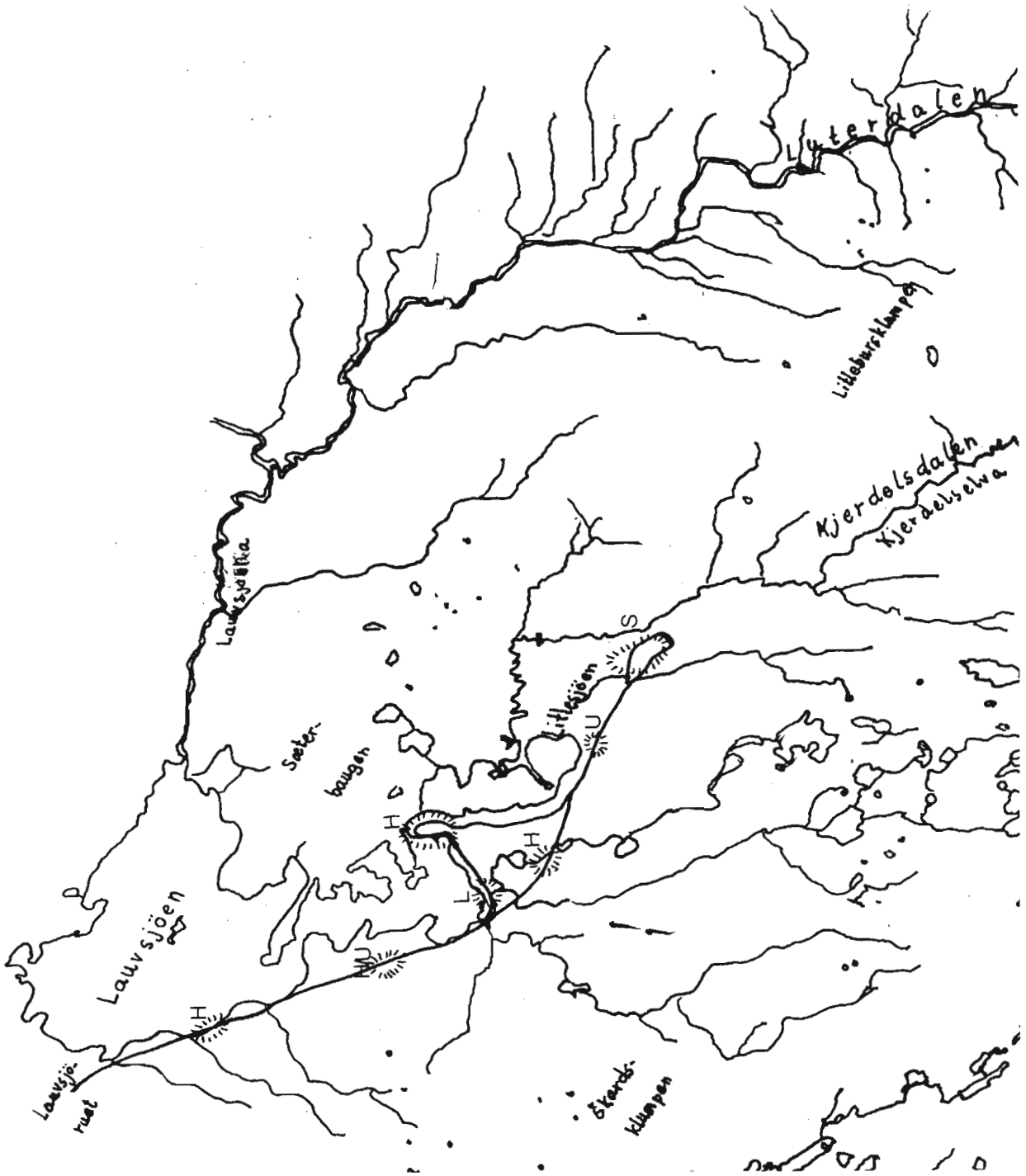


Fig. 10. Oversikt over den utførte sportakseringen langs Lauvsjøen,

Nordli, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

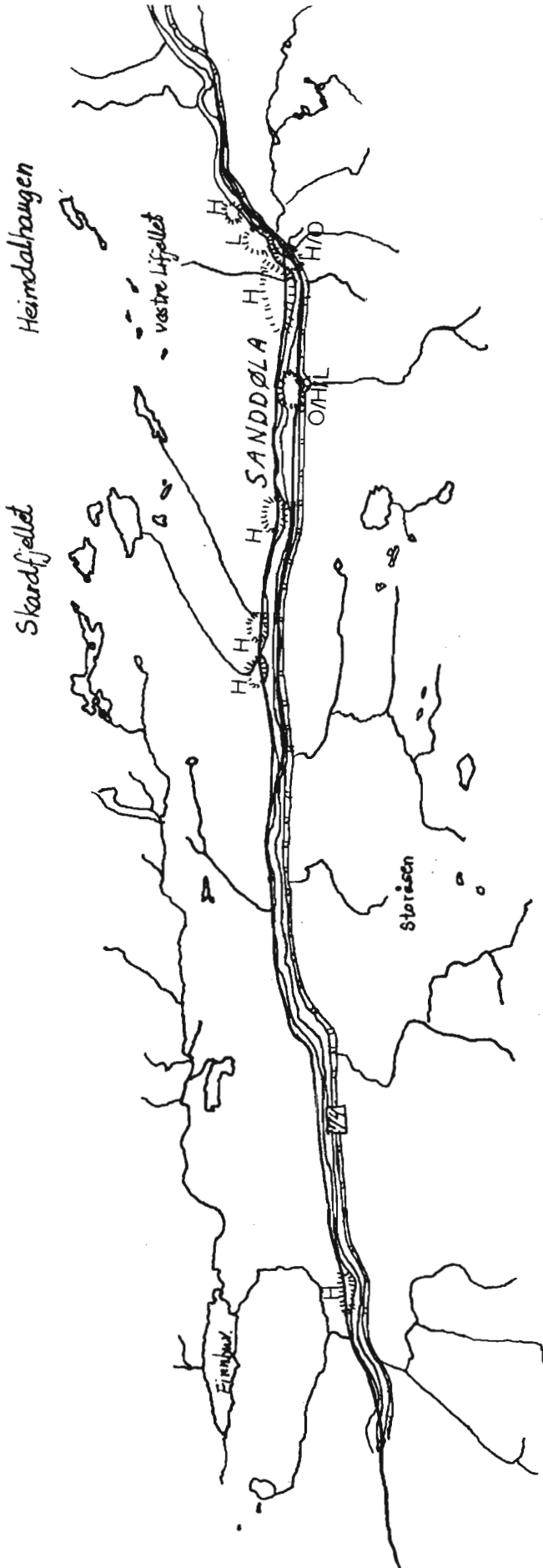


Fig. 11. Oversikt over de utførte sportakseringene langs Sanddøla fra Bergsfossen til Nyneset, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

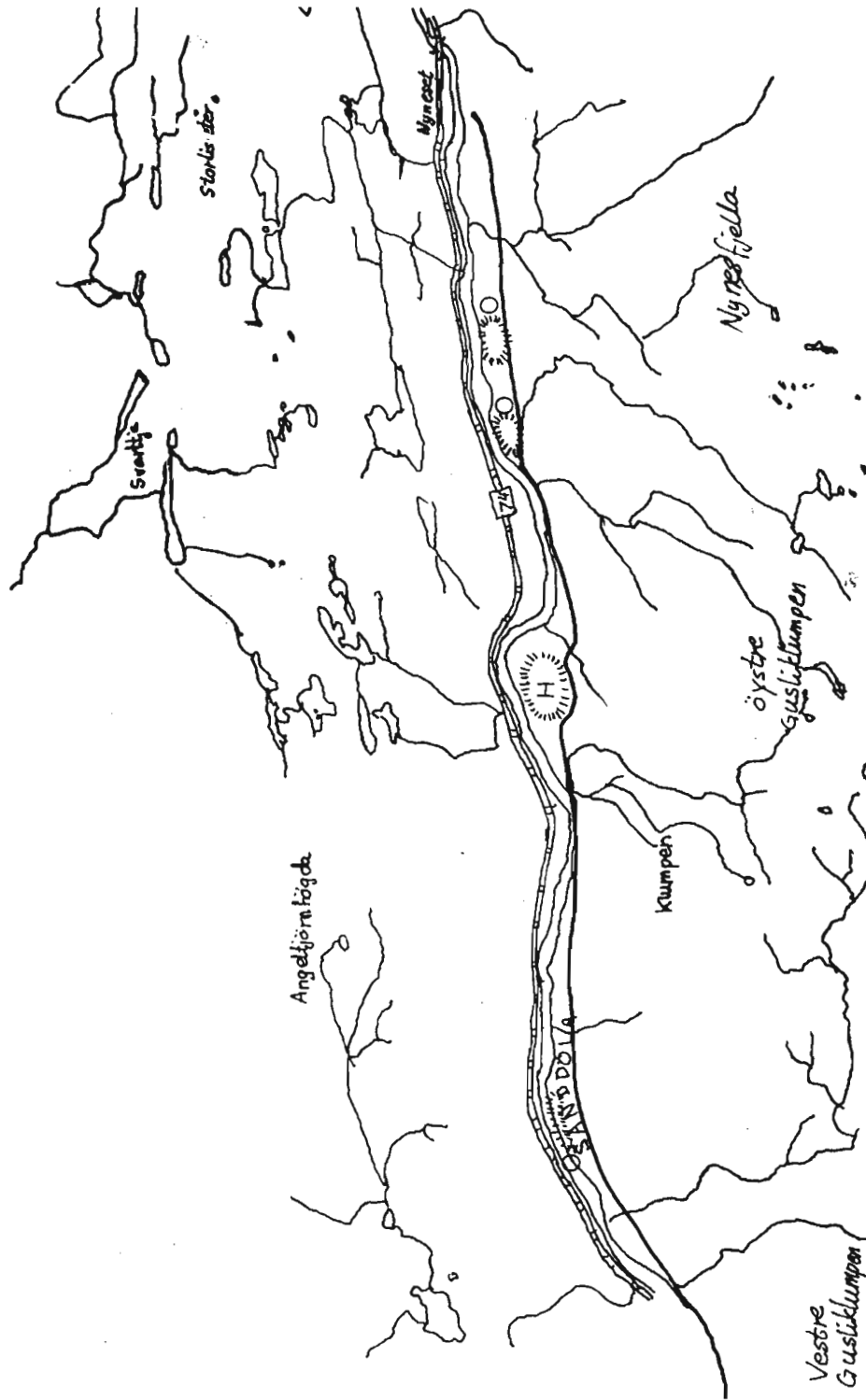


Fig. 12. Oversikt over den utførte sportakseringa langs Sanddøla fra Nyneset til Sandnes, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

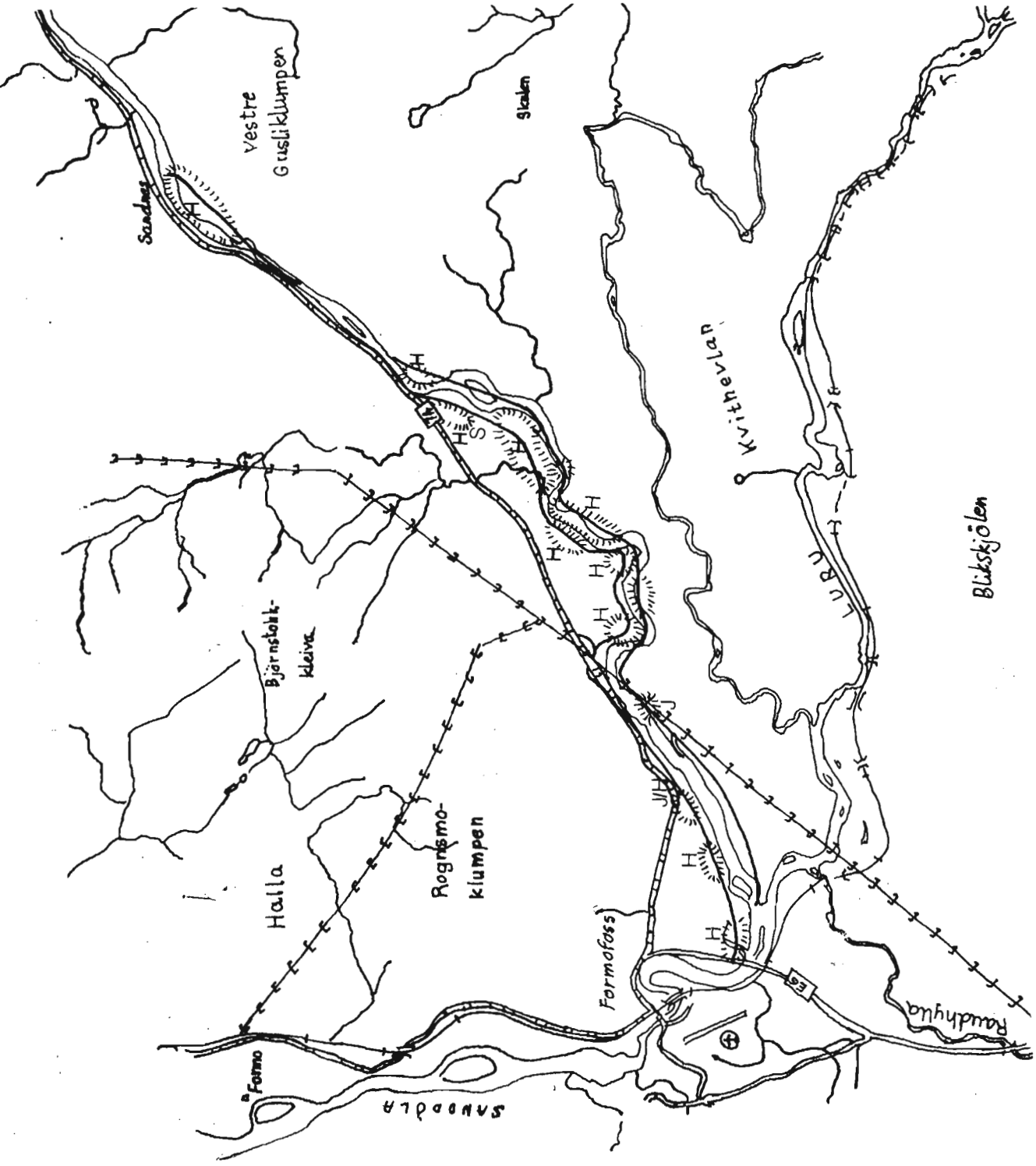


Fig. 13. Oversikt over de utførte sportakseringene langs Sanddøla fra Sandnes til Formofoss, mars 1982. For nærmere forklaring se tekst til fig. 2.

Rødrev og mårdyr (mår, mink, røyskatt og snømus) fantes i alle deler av nedbørfeltet. Revbestanden syntes å være jevn over hele området, mens måren forekom hyppigst i blandingskogen i Luruområdet. Minken er nært tilknyttet vassdragene, og det ble hyppigst registrert spor etter arten i kantskogen langs Sanddøla. Snømus- og røyskattsporene kan lett overses ved vanskelige snøforhold, dessuten oppholder disse artene seg delvis under snødekket, slik at disse artene lett kan overses ved slike sporundersøkelser.

Spilltakseringer, hønsfugler

Spilltakseringene etter lirype ble utført i de planlagte Luru- og Leirsjømagasin-områdene, ved Brattlandsvatnet og Mellomvatnet i Nordli. Dessuten ble metoden benyttet ved Stortissvatnet i Nordli for å få referansematerialet fra et område utenom de planlagte utbyggingsområdene. Denne takseringsmetoden er funnet å være godt egnet til å beregne (estimere) territorietettheten av lirype (Andersen 1981).

I "Lurumagasinet" ble et 2 km^2 stort område taksert på nordsida av Luru, og et areal på $1,5 \text{ km}^2$ på sørsida. Her ble henholdsvis 28 og 23 spillende stegger registrert. Dette gir 14,5 spillende stegger pr. km^2 . Selve magasinområdet er $14,8 \text{ km}^2$, herav utgjør Dalvatnet $0,35 \text{ km}^2$. Totalt blir derfor omlag $14,4 \text{ km}^2$ potensielt "rypeland" neddemt (elva medregnet), dvs. at omlag 210 lirypeterritorier blir lagt under vatn. Dette gir et produksjonspotensiale på 1225 kg lirype/år, dvs. under forutsetning av at:

1) Alle de registrerte territoriene produserer gjennomsnittlig antall egg for arten.

2) At alle eggene klekker og gir fullt utvokste kyllinger.

Disse forutsetningene blir imidlertid sjelden oppfylt ute i naturen. Ved de fleste takseringsmetodene vil imidlertid antall territorier bli underestimerte, noe som til en viss grad skulle oppveie tapet av egg/unger som ikke blir tatt med i beregningen av indeksen for produksjonspotensialet (se nærmere drøfting i Thingstad og Nygård 1982). Imidlertid er spilltakseringene av lirype en så effektiv metode, at en kan regne med tilnærmet fullstendig kartlegging av det reelle antall lirypeterritorier i området (Andersen 1981). Tar en derfor utgangspunkt

i et gjennomsnittskull om høsten på 5 kyllinger (Cramp & Simmons 1980) vil det tilsi en årlig produksjon på omlag 615 kg lirype i det planlagte "Lurumagasinet". At antall kyllinger pr. par blir mindre enn 5 i følge jaktstatistikken, skyldes sannsynligvis at også voksne ikke-reproduserende individer har kommet med i denne statistikken (individer fra den "flytende" populasjonen). Dette gir en overrepresentasjon av voksne individer i forhold til hva som er tilfellet i reproduksjonsområdene.

I Leirsjøområdet ble omlag 1 km² taksert ved hjelp av denne metoden. Dette avdekket 5 lirypeterritorier, dvs. at 20-25 territorier blir neddemt i det 4,65 km² store "rypelandet". (Det planlagte magasinet er på 5,3 km², her utgjør Leirsjøen i dag 0,65 km²). Dette tilsier en årlig produksjon på omlag 70 kg lirype i det planlagte "Leirsjømagasinet" ved ovennevnte beregningsmåte.

Spilltakseringene i kantskogen på sørsida av Mellomvatnet og Brattlandsvatnet ga ingen ryperegistreringer, derimot ga to takseringer i gode lirypeområder i fjellbjørkeskogen på sørsida av Stortissvatnet til resultat 27,5 territorier pr. km². Dette estimatet er imidlertid betydelig usikrere enn verdiene fra "Luru- og Leirsjømagasinene", da det bare ble benyttet 1 : 50 000 kart ved kartleggingen av revirene her. De framkomne verdiene tyder likevel på at det i mer optimale områder kan være dobbelt så stor tetthet av lirype enn hva som var tilfellet i "Lurumagasinet".

Storfugl og orrfugl er polygame arter der fuglene samles på faste leikeplasser om våren. Herfra er det funnet at røyene kan dra opptil 7 km for å gå på reir (Wegge 1981). Dette gjør det umulig å foreta noen tetthetsestimater av bestanden ut fra spilltakseringer. Spillregistreringene for disse to artene blir derfor bare benyttet under viltbiotopkartframstillingen (se avsnitt Viltbiotopkart over nedbørfeltene til Sanddøla og Luru).

Linjetakseringer, hønsefugler

Tabell 6 gir en oversikt over de utførte linjetakseringene høsten 1981. Ved de 6 første linjene (alle i Nordli) ble det ikke benyttet fuglehund, mens det ved alle de takserte linjene i Snåsa (Luru-

området) ble benyttet fuglehund. Dette forholdet er det tatt hensyn til ved utregningen av taksert areal, da det uten hund forventes å dekke en takseringsbredde på 40 meter og med hund en bredde på 80 meter (se Metoder og materiale).

Som det framgår av tabell 7, skiller to av løypene i Nordli seg ut med hensyn på antall observerte liryper. Dette er linje 2, fjellbjørkeskog og vier ved Lauvsjøen, og linje 6, fjellbjørkeskog ved Klingervatnet. Linje 2 gikk fra Bengtsætra (Klumpsætra) ved Kjerdelselva, opp til Grønliklumpen ved Kjerdelsvatnet og ned til sætra igjen på sørvestsida av Storbursklumpen. Linje 6 gikk rundt Klingervatnet. Også i linje 5, blandingsskogen i Kalvikhøgda på østsiden av Sandsjøen, ble det observert bra med hønsefugler. Her var det bra tetthet av storfugl og jerpe. Ved tetthetsutregningene vil hele kull gi høye tettheter når antall observerte individer legges til grunn.

Høsttakseringene 1981 i Snåsa ga til resultat flest registreringer av liryper på linjene 9, 10 og 13. Linje 9 gikk gjennom fjellbjørkeskogsbandet og vierbeltet i Reinhornfjellet like sør for det planlagte Lurumagasinet, mens linje 10 gikk gjennom fjellbjørkeskog og fururabber oppe i Grisbakkfjellet (nord for Finnbuvatnet) og linje 13 var i fjellbjørkeskog og vierregionen i Almadalen. I linje 11, fururabber og blandingsskog ved Leirsjøen, ble det registrert høy tetthet av storfugl; mens flest orrfugl ble observert langs linje 7, fururabbene rundt og vestafor Dalvatnet.

Tabellene 8 og 9 viser det tilsvarende linjetakseringsmaterialet fra april/mai 1982. Ved disse takseringene ble det registrert lite storfugl ved Leirsjøen, men en god del beitespor og ekskrementer indikerte likevel at området er viktigere for storfuglen enn hva takseringene skulle tilsi. Spesielt de rådende snøforholdene med hard skare, gjorde at det ble så mye støy ved framrykkingen vår i terrenget, at en så sky art som storfuglen lett kunne fly sin vei før vi kom på observasjonshold. Lirypebestanden syntes også på denne årstiden å være stor i Grisbakkfjellet, men også langs og ovenfor Dalvatnet og i fururabbene og elvekantskogen langs Luru ble det registrert bra med liryper. Linjene 1 og 6 ble lagt til det planlagte Lurumagasinet. Her ble det registrert henholdsvis 4 og 7 observasjonsheter pr. km², og tilsvarende 7 og 14 individer pr. km². De spilltakseringene som pågikk i samme periode (i grålysningen morgen og kveld), ga til resultat 14,5 spillende stegger

pr. km² (antall obs.enheter er her den mest sammenlignbare størrelsen fra linjetakseringene). Dette tyder på at linjetakseringene har en tendens til å underestimere bestanden. Til dette må imidlertid innvendes at linjetakseringene ble utført om morgenen etter at vi var ferdige med spilltakseringene i Luruområdet, dvs. etter at steggene var sluttet å spille. På denne årstiden er likevel vanligvis steggene i territoriet sitt også utenom spilltiden, slik at det var påfallende å se at fuglehundene vi benyttet flere ganger ikke gjorde tegn til markering, selv om vi gikk over rabbene der vi to-tre timer tidligere på morgenen hadde sett spillende stegger. Dette gjør det rimelig å anta at linjetakseringsmetoden gir en reell underestimering av bestanden, i alle fall under de værforholdene som rådet under disse takseringene (stort sett kjølig, klart vær etter en periode med snø og sludd).

I juni (5.-7.) ble tre av linjene i Lurudalen kontrolltaksert ved hjelp av hund. Linja i Lurudalen ga tilnærmet samme resultat som ved linjetakseringene i spilltiden, nemlig 4,5 obs.enheter pr. km² (tabell 8). Også for linja ved Dalvatnet var det meget godt samsvar (14 obs.enheter pr. km² lirype i mai, 13 i juni). Derimot var det merkbar nedgang i tetthetene av lirype i Grisbakkfjellet (11 obs.enheter pr. km² i mai mot 5 i juni). Det er rimelig å anta at forklaringen til denne nedgangen kan være økt predasjonstrykk p.g.a. sammenbruddet i smånagerbestanden (se kap. Smånagerfangst). Det ble i alle fall gjort flere funn av rype- og orrfuglribb på disse takseringene enn vanlig. I tillegg må en regne med at flere territorier er oppløst p.g.a. plyndrete reir (se Wegge 1981).

Høsttakseringene 1982 avdekket helt tydelig den sterke nedgangen i hønsefuglbestanden fra høsten 1981 (se tabell 9). Hundene gjorde så store utslag denne høsten for i det hele tatt å finne fugl, at det ikke var relevant å sette noen verdi for observasjonsstripens bredde. Dette innebærer at de angitte verdiene pr. 10 km kanskje er noe for store i forhold til det øvrige materialet.

Ved Otersjøen, Skjelbreida, Brattlandsvatnet og Laksjøen ble det dessuten foretatt kortere linjetakseringer uten hund. Totalt ble bare ett individ jerpe registrert.

Spilltakseringene ga oss estimater over lirypas produksjonspotensiale i de aktuelle magasinområdene. I tillegg kommer produksjonen av storfugl, orrfugl og jerpe. Disse må estimeres ut fra resultatene

fra linjetakseringene, men dette representerer betydelig større problemer. Høsten 1981 må sies å representere et godt år for hønsfuglene (spesielt for lirype og orrfugl i følge jaktstatistikken fra "Luru nordre side"), slik at antall registrerte fugl pr. km² skulle gi en viss pekepinn om områdenes produksjonsevne. I løypa i "Leirsjømagasinet" ble det registrert 12 storfugl innenfor takseringsbredden, av dette var min. 8 årsunger fordelt på 2 kull. I et så lite materiale, takseringsløypa var 12 km, er det svært mange usikkerhetsmomenter i vurderingen av materialet. Bl.a. er det ikke sikkert at vi har fått opp hele kullene slik at produksjonen lett kan bli underestimert. Ut fra jaktstatistikken kan det også tyde på at storfuglproduksjonen hadde vært middels denne høsten, men også dette materialet er for lite til å vurdere bestandsstørrelsen med sikkerhet. Vårt resultat tilsier en estimert produksjon på ca. 26 kg storfugl pr. km², eller ca. 120 kg for hele det planlagte "Leirsjømagasinet". Utenom lirype og storfugl ble det ikke registrert hekking av hønsfugler innenfor "Leirsjømagasinet" høsten 1981. Resultatene fra takseringen i "Lurumagasinet" høsten 1981 viste lite samsvar med spilltakseringene våren etter; da det f.eks. i den 8,3 km lange løypa på sørsida av Luru (løype 14 tabell 7) ikke ble registrert lirype i det hele høsten 1981, mens våre spilltakseringer våren etter ga til resultat 15 spillende stegger pr. km² på denne sida. Forklaringen på dette kan være at på det tidspunktet linjetakseringene ble foretatt (9.9.), hadde kullene alt trukket ut av hekkehabitaterne og over til de mer gunstige næringshabitaterne i fjellbjørkeskogslieene omkring (her ble det da til dels også registrert store tettheter av lirype). Dette impliserer at høstbestanden av lirype i området er uegnet til å estimere produksjonspotensialet i magasinområdene. Det samme kan innvendes mot estimatet for storfuglproduksjonen, men undersøkelsene våre tyder på at storfuglen holder seg rundt Leirsjøen hele året uten en tilsvarende vertikalforflytting som lirypa foretar. Dette stemmer også bra med de tidligere beskrevne habitatkrav for storfuglen. Orrfuglen foretrekker ulike barskogsutforminger (se side 52), noe som også tilsier at denne arten stort sett vil kunne holde seg innenfor de vegetasjonstypene som vi finner i de planlagte magasinområdene hele året. Registreringene fra spilltakseringene våren 1982 indikerer imidlertid at orrfuglen stort sett holdt seg like ovenfor de planlagt neddemte myrrealene i Lurudalen, og linjetakseringene i "magasinet" høsten 1981 (linje 14) ga til resultat bare to

Tabell 6. Oversikt over de utførte linjetakseringene høsten 1981

Linje	Dato	Sted	Dominerende vegetasjonstype	Lengde	Observatører
1	25.8.	Lauvsjøen, Nordli	Blandingsskog	11.0	2 mann
2	26.8.	Lauvsjøen, Nordli	Fjellbjørkeskog + vier	10.5	2 mann
3	27.8.	Lauvsjøen, Nordli	Blandingsskog	9.5	2 mann
4	27.8.	Lauvsjøen, Nordli	Fjellbjørkeskog + vier	4.5	2 mann
5	28.8.	Sandsjøen, Nordli	Blandingsskog	7.5	2 mann
6	28.8.	Klingervatnet, Nordli	Fjellbjørkeskog	8.5	2 mann
7	4.9.	Dalvatnet, Snåsa	Fururabber + blandingsskog	11.9	3 mann m/hund
8	5.9.	Reinhornfjellet, Snåsa	Blandingsskog	7.0	3 mann m/hund
9	5.9.	Reinhornfjellet, Snåsa	Fjellbjørkeskog + vier	6.0	3 mann m/hund
10	6.9.	Grisbakkfjellet, Snåsa	Fjellbjørkeskog + fururabber	11.7	3 mann m/hund
11	7.9.	Leirsjøen, Snåsa	Fururabber + blandingsskog	12.0	3 mann m/hund
12	8.9.	Almadalen, Snåsa	Fururabber + blandingsskog	10.7	3 mann m/hund
13	8.9.	Almadalen, Snåsa	Fjellbjørkeskog + vier	5.4	3 mann m/hund
14	9.9.	Lurudalen, Snåsa	Elvekantskog + fururabber	8.3	3 mann m/hund

Tabell 7. Oversikt over linjetakseringsmaterialet fra høsten 1981

Linje	Art	Registreringer						Tot. ant. pr. 10 km	Artall pr. 1 km ²	Ind.		
		Tot. ant. obs.		Innenfor taks. br.		Obs.enhet	Ind.				Obs.enhet	Ind.
		Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.							
1	Storfugl	1	1	1	1	1	1	2	2			
	Orrfugl	1	2	1	2	1	2	2	5			
	Lirype	1	1	1	1	1	1	2	2			
2	Lirype	8	47	8	47	8	45	19	112			
3	Orrfugl	2	9	2	9	2	9	5	24			
4	Lirype	2	7	1	1	4	16	6	6			
5	Storfugl	2	3	1	2	3	4	3	7			
	Orrfugl	1	1	1	1	1	1	3	3			
	Jerpe	1	2	1	2	1	3	3	7			
6	Lirype	1	7	1	7	1	9	3	23			
	Jerpe	1	1	1	1	1	1	3	3			
	Lirype	1	1	1	1	1	1	3	3			
	Lirype	5	24	5	24	6	28	15	71			
7	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1			
	Orrfugl	3	10	3	10	3	8	3	11			
	Lirype	2	14	1	9	2	12	1	9			
8	Storfugl	1	2	1	2	1	3	2	4			
	Jerpe	1	3	1	3	1	4	2	5			
9	Lirype	5	40	4	32	8	67	8	83			
10	Storfugl	1	6	1	6	1	5	1	6			
	Storfugl/orrfugl	1	1	0	0	1	1	-	-			
	Lirype	9	51	9	51	8	44	10	54			
11	Storfugl	10	19	5	12	8	16	5	13			
	Lirype	3	8	2	2	3	7	2	2			
12	Lirype	2	10	1	4	2	9	1	5			
13	Lirype	6	25	4	14	11	46	9	32			
14	Storfugl	1	1	0	0	1	1	-	-			
	Orrfugl	1	2	1	2	1	2	2	3			

Tabell 8. Oversikt over de utførte linjetakseringene i april/mai 1982

Linje	Dato	Sted	Dominerende vegetasjonstype	Lengde (km)
1	28.4.	Lurudalen, Snåsa	Elvekantskog + fururabber	8.3
2	28.4.	Reinhornfjellet, Snåsa	Fjellbjørkskog + vier	7.7
3	28.4.	Reinhornfjellet, Snåsa	Blandingsskog	7.3
4	28.4.	Dalvatnet, Snåsa	Fururabber + blandingsskog	11.9
5	30.4.	Grisbakkfjellet, Snåsa	Fjellbjørkskog + fururabber	11.7
6	30.4.	Lurudalen, Snåsa	Elvekantskog + fururabber	9.0
7	1.5.	Leirsjøen, Snåsa	Fururabber + blandingsskog	21.0
8	3.5.	Laksjøen, Nordli	Blandingsskog	6.5
9	4.5.	Tissvatna, Nordli	Blandingsskog + bjørkeskog	16.0
10	4.5.	Stortissvatnet, Nordli	Fjellbjørkskog	12.0
11	5.5.	Stortissvatnet, Nordli	Fjellbjørkskog + vier	12.0

Tabell 9. Oversikt over linjetakseringsmaterialet fra april/mai 1982

Linje	Art	Registreringer									
		Tot. ant. obs.		Innenfor taks. br.		Tot. ant. pr. 10 km		Antall pr. 1 km ²			
		Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.		
1	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Orrfugl	2	3	2	3	2	4	2	3	3	
2	Lirype	4	7	4	7	5	8	4	7	7	
	Fjellrype	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
3	Lirype	1	2	1	2	1	3	1	2	2	
	Orrfugl	4	6	4	6	5	8	5	7	7	
4	Lirype	1	2	1	2	1	3	1	2	2	
	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
5	Orrfugl	2	3	1	1	2	3	1	1	1	
	Lirype	24	32	20	26	20	27	14	18	18	
6	Storfugl	2	2	0	0	2	2	0	0	0	
	Orrfugl	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
7	Fjellrype	2	2	1	1	2	2	1	1	1	
	Lirype	24	35	15	24	21	30	11	17	17	
8	Orrfugl	8	9	8	9	8	9	7	8	8	
	Lirype	8	15	8	15	9	17	7	14	14	
9	Storfugl	2	2	2	2	1	1	1	1	1	
	Lirype	4	5	4	5	2	2	2	2	2	
10	Storfugl	3	4	3	4	3	5	3	4	4	
	Lirype	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
11	Orrfugl	1	?	0	0	1	?	0	0	0	
	Lirype	16	19	14	17	10	12	7	9	9	
12	Fjellrype	3	6	3	6	3	5	2	4	4	
	Lirype	8	11	8	11	7	9	6	8	8	
13	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Orrfugl	2	3	2	3	2	3	1	2	2	
14	Lirype	5	6	5	6	4	5	3	4	4	

Tabell 10. Resultatet av linjetakseringene i juni 1982. Lengde og dominerende vegetasjonstype for løypene står oppført i tabell 6.

Linje	Dato	Sted	Art	Registreringer							
				Tot. ant. obs.		Innenfor taks.br.		Tot. ant. pr. 10 km		Ant. pr. 1 km ²	
				Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.
4	5.6.	Dalvatnet, Snåsa	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1
4	5.6.	Dalvatnet, Snåsa	Liryte	12	15	12	15	10	13	13	16
5	6.6.	Grisbakkfj., Snåsa	Liryte	6	8	5	6	5	7	5	6
1	7.6.	Lurudalen, Snåsa	Orrfugl	1	2	1	2	1	2	2	3
1	7.6.	Lurudalen, Snåsa	Liryte	4	8	3	7	5	10	5	11

Tabell 11. Resultatet av linjetakseringene i Snåsa høsten 1982. Lengde og dominerende vegetasjonstype står også oppført i tabell 6, men Leirsjølinjene var totalt bare 19,5 km ved disse høsttakseringene, mot 21 km i april/mai

Linje	Dato	Sted	Art	Registreringer							
				Tot. ant. obs.		Tot. ant. pr. 10 km		Tot. ant. pr. 10 km			
				Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.	Obs.enhet	Ind.		
4	30.8.	Dalvatnet	Orrfugl	3	3	3	3	3	3	3	3
4	2.9.	Dalvatnet	Liryte	2	2	2	2	2	2	2	2
1	30.8.	Lurudalen	-	0	0	0	0	0	0	0	0
5	31.8.	Grisbakkfj.	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1
5	31.8.	Grisbakkfj.	Orrfugl	1	1	1	1	1	1	1	1
5	31.8.	Grisbakkfj.	Liryte	8	23	7	20	7	20	7	20
7	1.9.	Leirsjøen	Storfugl	1	1	1	1	1	1	1	1
	& 3.9.										

observerte individer av orrfugl (ingen av disse ble sikkert kjønns- eller aldersbestemt). Like ovenfor det planlagte magasinområdet, ovenfor Dalvatnet, linje 7, ble det derimot registrert 10 individer. I vårt magasinale er det derfor få holdepunkter for at selve dalbotn i Lurudalen er viktig som produksjonsområde for orrfugl, men liene ovenfor har sannsynligvis større verdi. Det kan imidlertid tenkes at også selve magasinområdet har potensialer for orrfuglproduksjon, slik at vårt estimat for hønsefuglproduksjonen innenfor Lurumagasinet er noe for lavt.

Smågnagerfangst

Det framgår av tabell 12 at det sommeren 1981 var bra med smågnagere i området. Dessuten forekom det en god del lemen som ikke blir fanget særlig effektivt med de klappfellene vi benyttet. Disse bestandene holdt seg til ut i mai 1982, men etter dette tidspunktet ble det bare fanget klatremus, som forekom i beskjedent antall også ut over sommern 1982.

Utenom de artene som ble registrert gjennom klappfellefangsten er gråsidemus (Sandnes et al. 1973) og brunrotte (ved Brattlandsvatnet 5.6.1982) registrert i nedbørfeltene.

Kommentarer

Både jaktstatistikken fra Snåsa og våre resultater fra linjetakseringene henholdsvis høsten 1981 og 1982 avdekker et hovedproblem ved slike småviltundersøkelser, nemlig de sterke naturlige svingningene av bestandene. Ved denne undersøkelsen hadde vi høsten 1981 et godt småviltår. Smågnagerbestanden holdt seg på et høyt nivå ut mot mai 1982, noe som medførte at vi enda da hadde gode næringsforhold for rovviltet (se f.eks. Hagen 1952). Vi må derfor kunne forvente at bestandene under spilltakseringene våren 1982 enda var på et høyt nivå. Videre utover våren/forsommeren viser imidlertid både smågnagerfangsten vår og registreringene ute i felt at smågnagerbestanden falt sammen. Dette ga til resultat et høgt predasjonstrykk på småviltet av bl.a. mårdyra (se Wegge 1981) som var tallrike på dette tidspunktet, samtidig var de klimatiske

Tabell 12. Smågnagere og spissmus fanget i 6 ulike områder i Sanddøla- og Luruvassdragene i 1981 og 1982

Fangssted/habitat	Fangstperiode	Antall ind. fanget pr. art	Antall felledøgn	Antall ind. pr. 100 felledøgn
Nyneset, Sanddøla/ blandingsskog	6.-8.5.1981	2 markmus	198	1,0
Nyjork, Sandsjøen/ blandingsskog	3.-5.6.1981	14 klatremus <u>2 markmus</u>	78	18,0 <u>2,5</u>
		16 totalt		20,5 totalt
Nyjork, Sandsjøen/ hogstfelt	3.-5.6.1981	4 markmus 2 vanl. spissmus <u>1 klatremus</u>	113	3,5 2,0 <u>1,0</u>
		7 totalt		6,5 totalt
Krokstugu, Luru/ blandingsskog	8.-10.9.1981	6 klatremus 2 markmus <u>1 lemen</u>	112	5,5 2,0 <u>1,0</u>
		9 totalt		8,5 totalt
Leirsjøen/ blandingsskog	2.-4.5.1982	9 klatremus	200	4,5
Brattlandsvatnet/ blandingsskog	5.-6.6.1982	5 klatremus	200	2,5

betingelsene for skogsfuglenes hekking meget dårlige i juni, med kaldt vær, regn, sludd og snø (se Slagsvold 1975 og Slagsvold og Grasaas 1979). Disse forholdene viser med all tydelighet viktigheten av flere felt-sesonger. Terrengets potensiale som viltområde kan best vurderes i et godt viltår. Dette kan være ett eller to år i en fireårssyklus. Estimatenes av orrfugltettheten ved Leirsjøen er noe usikre p.g.a. at vi fikk samlet inn for lite materiale under brukbare forhold. Jaktstatistikken fra Snåsa ("Luru nordre side") tyder på at vi kan ha underestimert orrfuglbestanden i de planlagte reguleringsmagasinene. Disse forholdene må taes i betraktning ved vurderingene av våre takseringsresultater for hønsefugler i Luru- og Leirsjømagasinene.

På fig. 14 er vårt estimat over vårbestandene av lirype i "magasinområdene" presentert sammen med estimatene fra andre undersøkelser. I perioden 1974-1978 varierte vårbestandene ved østre Tiplingen (Pedersen 1976) mellom 24 og 17 par pr. km², med en gjennomsnittlig tetthet på 20 par pr. km². Dette er blant de høyeste tetthetene som er påvist for innlandsstrøk i Norge. Til sammenligning er oppført resultatene fra vårtakseringene i de ulike undersøkte delfeltene av Salfjellet 1975 og 1976 (Gravem, Pedersen & Overrein 1979). Alle disse områdene viser lavere tetthet enn våre resultater fra spilltakseringene i "Lurumagasinet". Her foreligger det imidlertid en fare ved sammenligningen, i og med at de øvrige estimatene kommer fra linjetakseringer, en metode som tidligere nevnt kan medføre underestimeringer. Dessuten vil takseringer til ulike år treffe ulike nivå i bestandssyklusene. Vårt resultat fra linjetakseringene i "Lurumagasinet" gir således 5,5 territorier pr. km², mens spilltakseringene altså avdekket 14,5 territorier. Et spesielt forhold ved disse takseringene fra Luruområdet er imidlertid at linjetakseringene ble utført etter at spilltakseringene var utført, slik at spillet var over på det tidspunktet linjene ble gått. Fururabbene på myrene langs Luru blir tidlig snøfrie, noe som gjør de til attraktive hekkeområder, men de er samtidig dårlige næringshabitater. Det er derfor mulig at rypene trekker opp i bjørkeliene ovenfor dalbotnen for å beite etter spillet, slik at vi ved linjetakseringene på myrene har unngått denne delen av hekkebestanden.

Estimater over antall individer pr. km² for hønsefuglbestanden i ulike områder innen nedbørfeltene til Sanddøla og Luru er framstilt på fig. 15. Sammenlignet med estimatene for hekkebestanden (fig. 14),

ser en at de planlagte magasinområdene ikke er så attraktive for lirype på denne årstiden, mens derimot fjellbjørkeskogen og vierregionen hadde en stor tetthet både i Luru og spesielt i Nordli. En lignende fordeling er også funnet i Rotldalen 1976 (Moksnes 1982), der antall individer lirype estimert pr. km² i dalbotnen er 4, mens det i bjørkebeltet/alpine sone ble estimert hele 153 individer pr. km². Dette resultatet er godt i samsvar med hva som tidligere er kjent om lirypas økologi (se under innledningen av neste kapittel). Dette resultatet viser betydningen av å undersøke viltbiotopene til ulike årstider for å kunne si noe om disses funksjon til ulike tider. På fig. 15 er det også tatt med estimerer for høstbestandene av de øvrige hønsefuglartene i de ulike undersøkelsesområdene. Her kommer igjen "Leirsjømagasinets" betydning for storfuglen fram, mens den største tettheten av orrfugl er registrert i blandings-skogen i Nordli.

Forklaringen på de to planlagte magasinområdenes ulike betydning for lirype og storfugl kan utvilsomt finnes i fordelingen av de forskjellige vegetasjonstypene (se Holten 1982 og side 53). Leirsjøområdet inneholder mye gammel nåleskog med lynginnslag, sammen med mer åpne fururabber, noe som gir et optimalt helårsområde for storfugl. I Leirsjøområdet utgjør de potensielt mest velegnete beitearealene for lirype 20 % av magasinområdet, mens det i det planlagte Lurumagasinet finnes 27 % potensielt velegnet beiteareal (vegetasjonsenheterne 422, 423, 432, 433, 421, 431, 32, 33, 72, 80 og 82 i Holten 1982). Disse forskjellene kan derfor til en viss grad forklare at Luruområdet synes å være et bedre lirypehabitat enn Leirsjøområdet. I tillegg er det større arealer med velegnete vegetasjonstyper for lirype på begge sidene av "Lurumagasinet".

Å benytte vegetasjonskartet til kartlegging av gode hønsefuglhabitatene byr på flere problemer. F.eks. har alderen på skogen mye å si. Dessuten vil vinterbeitet være avhengig av snøforholdene; spesielt om kvister, rakler og knopper av bjørk er tilgjengelig fra bakken (se Gravem, Pedersen og Overrein 1979 s. 22 og 23). Vegetasjonskartet kan derfor bare benyttes som et utgangspunkt til vurderingen av potensielle viltbiotoper, da en rekke aspekter ved vegetasjonen som har betydning for viltet ikke kommer med.

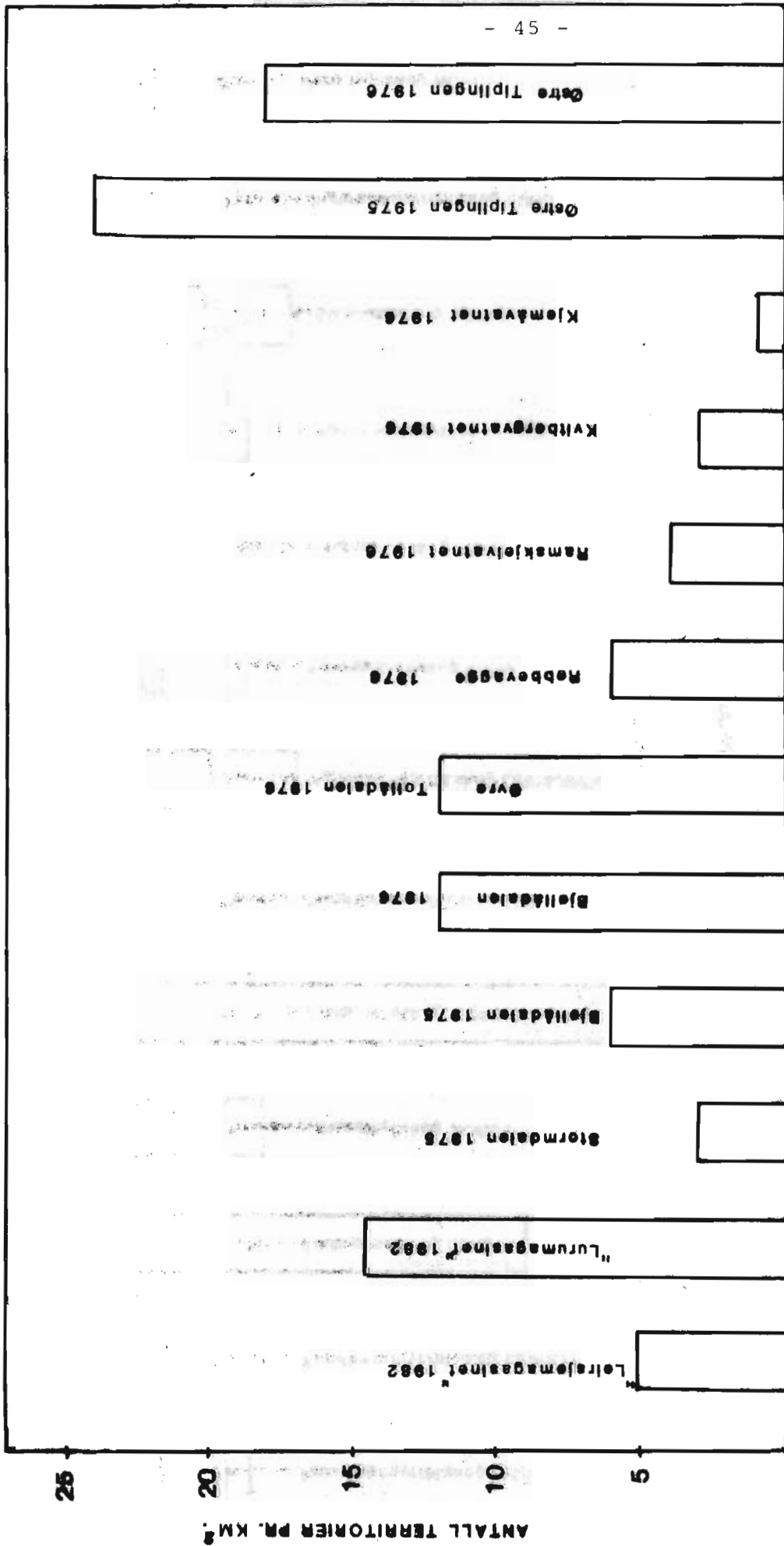


Fig. 14. Resultatene fra liryperegistreringene i mai i "Leirsjø- og Lurumagasinen", i ulike delfelter av Saltfjellet og fra Østre Tiplingen. Antall territorier er beregnet på grunnlag av observerte stegger på linjetakseringene i Saltfjellet og Østre Tiplingen og ved hjelp av spilltakseringer i "Leirsjø- og Lurumagasinen".

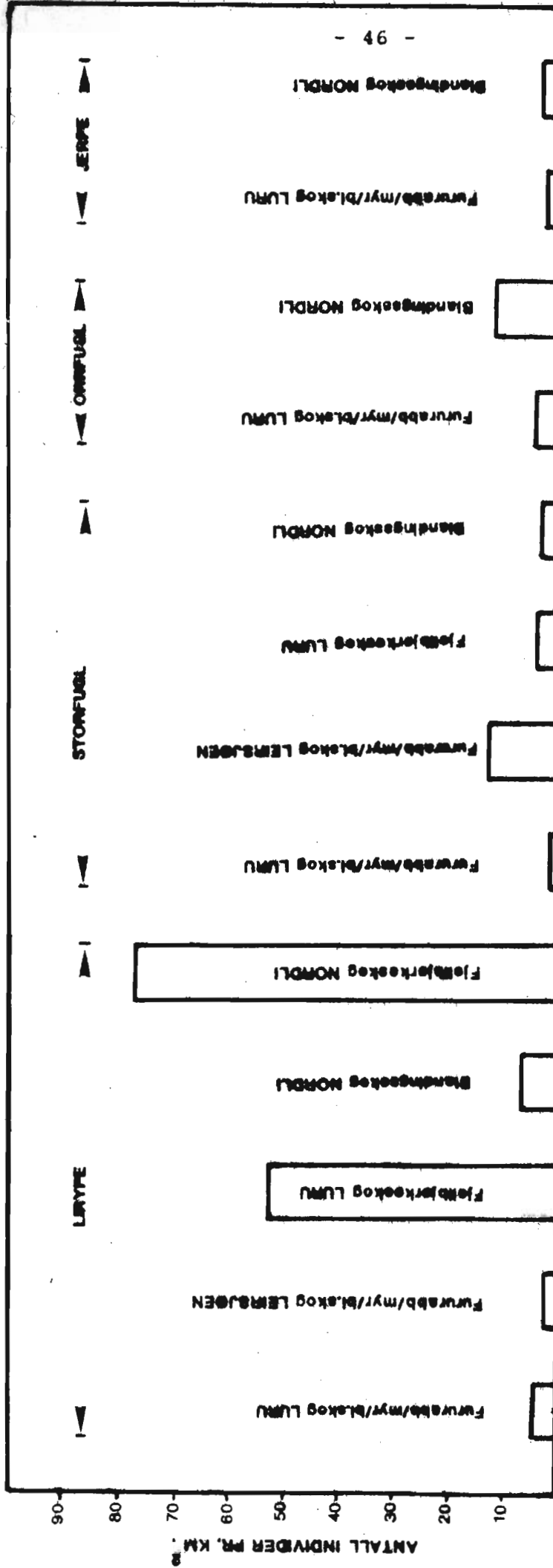


Fig. 15. Resultatene fra linjetakseringene av hønefugler høsten 1981 i ulike områder av nedbørfeltene til Luru og Sanddøla.

Supplerende opplysninger til eksisterende viltbiotopkart over nedbørfeltene til Sanddøla og Luru

På fig. 16 er de viktigste yngleområdene som ble registrert under feltarbeidet i 1981 og 1982 for noen av småviltartene plottet inn. De fleste registrerte områdene gjelder vannfugl (ender og vadere). Disse setter så spesielle biotopkrav at det er forholdsvis enkelt å registrere de viktigste områdene. Når det gjelder hønsefuglene, og da spesielt lirypa, er langt større arealer aktuelle, og det er derfor langt vanskeligere å få oversikt over de viktigste arealene innenfor nedbørfeltene. Frekvensen av registrert storfugl er imidlertid så stor i traktene langs Leirsjøen, at dette peker seg ut som et spesielt viktig helårsområde for arten. Lirypa har vist en stor territorietetthet innenfor "Lurumagsinet", slik at det kan være riktig å anføre også dette området som et viktig yngleområde. Imidlertid har vi for få data fra tilgrensende områder til å kunne påstå at de neddemte arealene representerer et spesielt viktig yngleområde for denne arten. Beveren er den av de aktuelle pattedyrartene som setter mest strenge habitatkrav. I løpet av registreringene ble beveraktivitet registrert på 3 steder i østlige deler av Sanddølavassdraget. For de øvrige artene viser vi til oversikten over nøkkelområder i den ornitologiske rapporten (Thingstad & Nygård 1982).

Spillplassene for orrfugl og storfugl er ikke angitt på kartet neste side. For disse henvises til de tidligere utarbeidete viltområdekartene fra DVF for Snåsa, Grong og Lierne kommuner; der spesielt den sistnevnte kommunen har utarbeidet et detaljert kart. Fra Luruområdet foreligger det flere registreringer av spillende orrfugl, som ikke er med på noe tidligere viltkart (Snåsa kommune). Denne arten spiller imidlertid nokså spredt i området, men spesielt gunstig synes lia ovenfor Dalvatnet å være.

Når det gjelder en oversikt over de viktigste vinterbeiteområdene for småviltet så henvises det til sportakseringsresultatene på fig. 2-13.

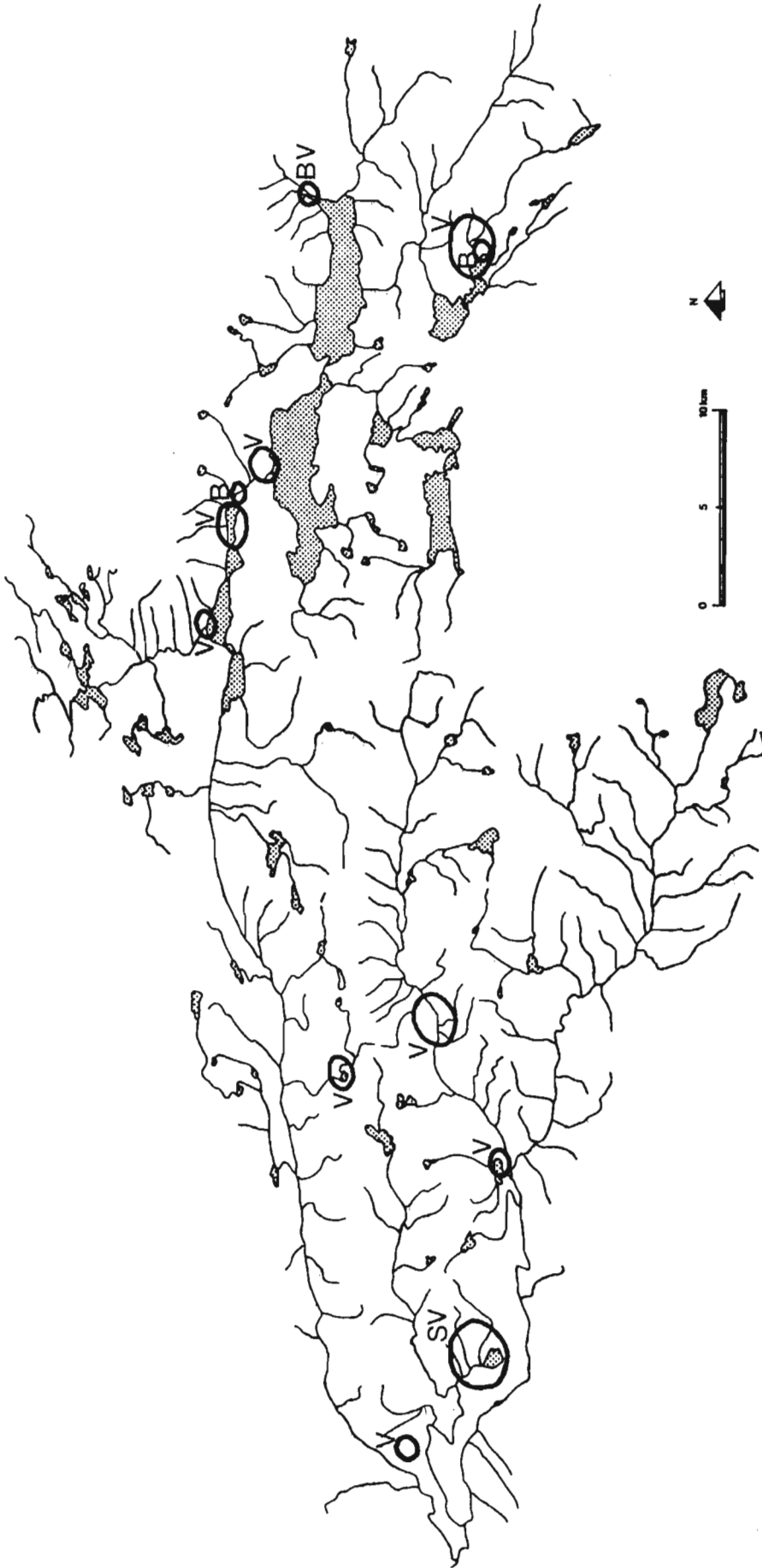


Fig. 16. Oversikt over de viktigste yngleområdene for noen av småviltartene i undersøkelsesområdene.

V = vannfugl (ender og vadere)

S = storfugl

B = bever

KONSEKVENSER AV EN EVENTUELL KRAFTUTBYGGING PÅ SMAVILTET

Innledning

Det foreligger få grundige biologiske undersøkelser som viser hvordan vilbiotopene forandres etter en vannkraftutbygging. Det er derfor svært vanskelig å forutsi hvilke effekter et planlagt inngrep vil kunne få, og enda verre å kvantifisere disse virkningene. Det foreligger imidlertid noen data fra Nedalsutbyggingen i Sør-Trøndelag (Moksnes 1980), men disse omhandler stort sett bare vadere og ender. Når det gjelder hønsefugler summerer Myrberget (1980) opp vår manglende viten på følgende måte: "Vi kan altså ikke si med sikkerhet hvilken innvirkning det har at man legger under vatn et terreng som på en bestemt årstid benyttes av b % av rypebestanden innen et større område. Hvis det dreier seg om et optimalt helårsterreng, må man likevel regne med en negativ effekt, og at nedgangen i bestanden kan overskride b %."

Følgene av et inngrep vil selvsagt variere avhengig av reguleringens art; stor, moderat eller liten oppdemming; stor, moderat eller liten senking.

Den sterkeste forandringen av vegetasjonen p.g.a. nedtapping av vatn fant Sjörs & Nilsson (1976) i de nedre og mellomste strandsonene (se for øvrig nærmere drøfting i Thingstad & Nygård 1982).

Hvilken betydning kan så en forandring av strandvegetasjonen få for viltet? Det naturlige vegetasjonsbeltet som finnes her har ofte langt større betydning enn det arealet skulle tilsi, dels p.g.a. arts-sammensetningen (mye vier og selje), og dels p.g.a. at disse områdene oftest ligger mer eksponert til enn terrenget ellers, slik at snømengdene blir mindre. Sist, men ikke minst, utgjør isen på elvene og vatna viktige vandringsveier for viltet. Strandvegetasjonen betyr altså en relativt lett tilgjengelig og rik næringsressurs. Om vinteren vil en her ofte finne betydelig flere spor etter elg, rådyr, hare, rev og mår o.a., og atskillig flere beitespor etter skogshøns enn i terrenget for øvrig.

La oss se spesielt på hønsefuglenes bruk av terrenget. Ulike næringsundersøkelser viser at sommerføden for voksne individer av de aktuelle artene er nokså sammenfallende, dvs. ulike bærlyng (spesielt blåbær), blad, frø og knopper av gras og urter (spesielt harerug)

(Hjeljord 1980). Disse næringskildene finnes i store mengder, og er dessuten i liten grad knyttet til strandsonen, slik at effektene av en eventuell kraftutbygging bare forventes å være en direkte konsekvens av neddemt potensielt beiteareal.

Kyllingene av skogshøns eter mye insekter den første tiden, spesielt godt undersøkt er dette hos lirype. Av nyere undersøkelser kan nevnes Spidsø (1980) og Myrberget (1981) fra kysten av Troms (Tranøya) og Granström (1980) fra övre Rautasdalen, et fjellområde i Nord-Sverige. Andelen av animalsk næring er størst de tre første levedagene, og avtar gradvis til den utgjør en uvesentlig andel etter 20 dager (Spidsø 1980). I Nord-Sverige utgjorde plantevepslarver og mygg over 80 % av antall fødeobjekter hos 18 kyllinger (som var fra under ei uke til over 14 dager gamle), og plantevepslarvene aleine utgjorde vektmessig nesten 90 % av føden (Granström 1980). I motsetning av hva som ble funnet på kysten av Nord-Norge, der målerlarver dominerte (Myrberget 1981), forekom sommerfugllarver svært sparsomt i materialet fra Nord-Sverige. Utenom mygg er stankelbein funnet å være et vanlig næringsobjekt for rypekyllingene (Granström 1980). Begge disse gruppernes larveutvikling foregår i vann. Dette materialet fra Nord-Sverige er et tankekors når det gjelder påvirkningen av en kraftutbygging på rypebestanden i et område. Plantevepslarvene ble klart foretrukket av kyllingene framfor de andre mer tallmessig dominerende insektgruppene, og beitespor etter kyllinger som hadde spist larver fant Granström vanligst forekommende på skogstorkenebb og vier. Dette innebærer at forekomsten av vier har betydning for næringstilgangen for rypekyllingene den første kritiske perioden, da vier er vertsplante for den viktigste animalske proteinkilden, nemlig plantevepslarvene. Om kyllingene eventuelt kan gå over til mindre prefererte insektgrupper, og om disse i så fall vil utgjøre et fullverdig alternativ vet en ikke. Undersøkelsen viser i alle fall at insekter tilknyttet vassdrag med kantvegetasjon utgjør et vesentlig næringspotensiale for kyllingene. Insektenes høye proteininnhold på 40-60 % er betydelig i sammenligning med innholdet i plantenæringen, som er omlag 20 % (Myrberget 1981). Dette viser insektenes betydning i den første vekstfasen for kyllingene. Southwood & Cross (1969) fant eksempelvis et nært samsvar mellom insekttilgangen og ungeproduksjonen hos rapphøns. Spesiell stor betydning synes insektene å kunne ha i nordlige strøk, der de kan utgjøre 90 vektprosent av næringen (Granström

1980), mens det i det sørlige Norge bare er påvist omlag 50 vektprosent animalsk føde for kyllinger mindre enn 50 g (seinere vesentlig mindre) (Lid & Meidell 1933).

Også kyllingene til de andre hønsefuglene eter insekter den første tiden, men her foreligger færre data enn for lirype. Maur er imidlertid funnet å spille stor rolle både for orrfugl- og jerpekyllinger (Cramp & Simmons 1980), ellers eter orrfuglkyllinger mye edderkopper (Kaasa 1959). Storfuglkyllinger eter også for det meste animalsk føde de 20 første dagene, larver av bladveps og sommerfugler sammen med annet animalsk føde utgjorde 71 % av næringene til kyllingene i finsk Lappland denne perioden (Penttinen 1974), mens det under eksperimentelle betingelser ble funnet at kyllingene foretrakk edderkopper, spretthaler, grashopper, teiger, biller og maur (til sammen 53 %), samt blåbær, tyttebær, stor- og småmarimjelle (Rajala 1959). Det er lite i disse undersøkelsene som tyder på at disse skogsfuglkyllingene er spesielt avhengige av animalsk eller vegetabilsk føde tilknyttet vann.

Hva vet vi så om vinternæringen til hønsefuglene? I følge Hjeljord (1980) henter storfugl og jerpe storparten av næringen i tre-kronene på denne tiden, mens lirype og spesielt fjellrype beiter mest på bakken. Orrfuglen står i en mellomstilling. Storfuglen beiter hovedsakelig skudd (med knopper), nåler og ettårige kongler av furu (Pulliainen 1970). Jerpe beiter mest bjørk (rakler, knopper og kvister) og or (rakler og knopper), men også tyttebær utgjør et viktig tilskudd så lenge de er tilgjengelige (Salo 1971). Orrfuglen eter bær av blåbær, tyttebær og krekling samt stilker av blåbær i store mengder utover vinteren, mens einerbær og skudd av einer sammen med kvister fra vanlig bjørk og dverg-bjørk utgjør hovednæringene utover seinvinteren. Fra sørøstlige deler av Norge er bjørk funnet å være den eneste vinternæringen (Kaasa 1959). Lirype beitet hovedsakelig på fjellbjørk i en undersøkelse fra Senja og Lierne (Myrberget 1979), men også noe vier, dvergbjørk og rogn inngår i vinternæringen, på Senja osp og blåbærlyng i tillegg.

Selv om de fleste skogfuglene ikke direkte er avhengige av å hente sin næring i tilknytning til den naturlige strandvegetasjonen, vil hvilke vegetasjonstyper som blir berørt ved et eventuelt teknisk inngrep ha betydning. Selvsagt blir konsekvensene mest merkbare ved neddemming av områder, og her vil betydningen for småviltet variere alt etter hvilke vegetasjonsutforminger som naturlig fantes på de neddemte arealene.

Næringsgrunnlaget bestemmer hvilke områder som har størst verdi, men også hvilke hekkebiotoper som foretrekkes har selvsagt avgjørende betydning. Ved konsekvensanalyser av kraftutbyggingsprosjekter o.l. må en ta i betraktning at de ulike skogsfuglartene foretrekker ulike vegetasjonsutforminger, og disse kan variere til ulike årstider.

Tiur foretrekker helst eldre lyngskog, hogstklasse IV-V i april og mai, seinere på sommeren også hogstklasse II med urter og lauvskog. Enslige røyer finnes helst i fleraldret bærlyngskog og hogstklasse II-III med lauvskoginnslag på bedre boniteter (Wegge 1981). Reirene synes å plasseres i alle skogstyper, unntatt ensaldret hogstklasse II, og de kan legges opptil flere km fra leiken. Alle de 8 leikene som ble kartlagt i skogsfuglprosjektet 1980-81 (Wegge 1981) lå i eldre naturskog. Orrfugl foretrekker ujevn hogstklasse II og furumyrskog med tett busksjikt av lauvskog om sommeren.

Reirene plasseres i alle skogstyper unntatt åpen lavfuruskog. Orrfugl synes å foretrekke tettere busksjikt ved leirplassen enn røya (Wegge 1981). Ved skogsfuglprosjektet fant en storfuglkyllinger i fuktig, eldre bærlyngskog, hogstklasse IV-V, i juni; mens også hogstklasse II og III på bedre boniteter ble tatt i bruk utover sommeren. Orrfuglkullene foretrakk furumyrskog og flatekanter i juni, mens også kulturskog i hogstklasse II og III samt lyngrik eldre barblandingsskog ble benyttet seinere på sommeren. Lirype foretrekker bjørkegrensen og vierbeltet til alle årstider, men den hekker også i øvre barskogsregionen, særlig der barskogen er oppblandet med fjellbjørk (Haftorn 1971). Reiret legges på tørt lende, gjerne på en tørrflekk i myra. Skogkant blir klart preferert som reirhabitat (Myrberget 1976).

Til slutt skal vi også se litt på hvilken betydning en vassdragsregulering kan få for harebestanden. Harens vinterhabitat må først og fremst kunne fylle de krav individene har til skjul og næring for å kunne overleve. Karlsen (1980) har gitt en utførlig oversikt over harens vinter-næring. Kort oppsummert viser den at der snøforholdene gjør det nødvendig for haren å beite kvistmateriale i vinterhalvåret, blir osp, rogn, bjørk- og vierslekten (medregnet selje) foretrukket. Av disse fant Karlsen at selje er "uten tvil vesentlig høyere preferert enn de andre artene". Sommernæringen er dårligere undersøkt, men det synes å være et stort antall potensielle næringsplanter. Generelt etes forskjellige arter gras (groe) om våren og forsommeren, mens urter (løvetann, mari-

kåpe, bringebær, erteplanter m.m.), snelleplanter og lauv av hassel, selje og bjørk utgjør hovedføden utover sommeren (Hjeljord 1980). Ut fra dette er det rimelig å anta at skadevirkningene på harebestanden ved ei kraftutbygging kan bli større enn det som det direkte tap av areal etter en neddemming skulle tilsi. Dette gjelder spesielt hvis det naturlige vierheltet langs vann og vassdrag blir ødelagt. Neddemming av sommerbeite er antageligvis mindre kritisk. En kan imidlertid ikke se bort fra at det i områder med stor haretetthet kan bli økt beitepress i områdene ovenfor et nyetablert magasinområde, p.g.a. at dyrene fra magasinområdet blir fortrent hit. Dette kan medføre overbeiting, med nedsatt bæreevne også i dette området som resultat. Dette vil ikke være en permanent effekt, for over noen år må en kunne forvente en stabilisering av harebestanden i forhold til næringsgrunnet.

Ut fra alle disse momentene kan vi trekke en del slutninger vedrørende konsekvensene for småviltbestandene ved en eventuell kraftutbygging. Et detaljert vegetasjonskart over de planlagte berørte arealene er her et viktig hjelpemiddel. Denne tilnæringsmetoden er forsøkt benyttet for lirype av Moksnes i Moen og Moen (1975), og seinere ved DVF's reguleringsundersøkelser i Nordland (f.eks. Gravem, Pedersen & Overrein 1979). Her blir kreklingbjørkeskog, greplyng rabbesivhei og lågurteng klassifisert som middels egnet sommerbeite, mens blåbær/bregnebjørkeskog og blåbær/blålynghei er klassifisert som godt egnet. Som vinterbeite blir kreklingbjørkeskog, lågurtbjørkeskog, lyngrik barskog, greplyng/rabbesivhei, reinrosehei og høgstaudeeng regnet som middels godt egnet, mens blåbær/bregnebjørkeskog fortsatt er godt egnet beiteareal sammen med høgstaudebjørkeskog. På grunnlag av resultatene fra det pågående skogsfuglprosjektet (Wegge 1981) skulle det kanskje være mulig å utarbeide en tilsvarende klassifisering av beitearealene for storfugl og orrfugl, samt å få oversikt over de viktigste oppvekstområder for kyllingene.

Endrete is og lokalklimatiske forhold vil også kunne få betydning for småviltet.

Høyere vannstand gir lavere temperatur i arealene ovenfor magasinet etter islegging om vinteren og mens vatnet varmes opp om våren/sommeren. I tillegg vil områdene langs den nye strandsonen bli mindre skjermet mot vind enn tidligere (Gjessing 1982). Om høsten vil den store varmekapasiteten i vatnet virke positivt inn på temperaturen. Totalt

sett synes imidlertid varmesummen i vekstperioden å kunne bli nedsatt, da det bl.a. er påvist dårligere vekst på grana på flatene nærmest magasinområdet i store Namsvatn. Men nedgangen i vekst kan også skyldes endret vanntilgang etter utbyggingen (Tveite 1982). Hvilken betydning dette kan få for viltproduksjonen vet vi dessverre svært lite om, men dersom de negative effektene på veksten av gran også gjør seg gjeldende generelt med lavere primærproduksjon som følge, så vil dette teoretisk kunne nedsette disse arealenes totale bæreevne for viltet.

En regulering vil ofte redusere framkommeligheten for viltet på de islagte vannveiene om vinteren. Spesielt i bratte reguleringssoner vil isen brytes opp og gjøre dette til en vanskelig og farlig vandringsvei. Utenfor kraftverkene vil det ofte bli helt isfritt. Seinere islegging får en også på hele elvestrekninger der vannføringen blir betydelig økt etter en regulering (Boe 1982).

Økt tåkedannelse og forhøyet luftfuktighet langs åpent vatn om vinteren vil forverre lokalklimaet. Dette kan blant annet i helt spesielle tilfeller her føre til økt nedisingsfare av vegetasjonen (Gjessing 1982), noe som gjør den svært lite tilgjengelig for viltet i perioder av denne kritiske årstiden.

Som det skulle framgå av denne oversikten mangler vi fortsatt mye basiskunnskap om økologien til disse viktige småviltartene, og spesielt er virkningene på bestandene på grunn av ulike tekniske inngrep i deres biotoper mangelfulle.

Utenom effektene av selve reguleringen kommer også de sekundære virkningene av nye anleggsveier, økt aktivitet og nye kraftlinjespenn. De negative innvirkningene disse representerer på bestandene lar seg vanskelig kvantifisere, selv om vi har flere indikasjoner på at de kan være betydelige for flere sårbare arter.

Pattedyr

Utenom smånagere og spissmus, som er omhandlet i avsnittet om smånagerfangst, er følgende arter pattedyr registrert i nedbørfeltene til Sanddøla og Luru: hare, ekorn, bever, rev, fjellrev, røyskatt, snømus, mink, oter og mår. Når det gjelder hjortevilt (elg, hjort og rådyr) og de store rovviltartene (bjørn, jerv, gaupe og ulv) henvises til DVF -

Reguleringsundersøkelsenes Rapport nr. 1 & nr. 2 1983 (Andersen & Kjos-Hansen 1983 og Andersen et al. 1983). Fjellreven, som for øvrig bare finnes sporadisk i de aller østligste delene av Sanddølavassdraget, vil her ikke bli nærmere omtalt, da de ikke blir berørt av de foreliggende planene.

Hare

Som tidligere nevnt synes sommernæringen å bestå av et stort antall næringsplanter, så det er tilgangen på vinternæring som kan være av interesse å vurdere ved konsekvenser av de foreslåtte reguleringsplanene for Sanddøla og Luru. Her er vier og spesielt selje funnet å være foretrukket (Karlsen 1980). Disse artene finner vi helst langs vassdraga, og studerer vi vinterbeitereregistreringene (fig. 2-13) finner vi også den største beitefrekvensen langs nedre deler av Sanddøla hvor det er mye selje. Med de mulige forandringene av denne vegetasjonen de foreslåtte inngrepene kan få i Sanddøla, kan en ikke se bort fra at dette området får nedsatt bæreevne for harebestanden. For øvrig ble det funnet mye beitemerker også langs de store sjøene i Nordli, spesielt ved Otersjøen og Skjelbreidvatnet, mens det f.eks. oppe i Storliåsen mellom Laksjøen og Mellomvatnet/Brattlandsvatnet ikke ble registrert ett eneste beitespor. Disse registreringene indikerer at enhver regulering som kan få innflytelse på kantvegetasjonen ved vassdraga, vil kunne få negativ betydning for harens vinterbeiter. Den store beitefrekvensen rundt vatna tyder på at disse arealene i dag er av stor betydning for harebestanden vinters tid.

Bever

Beveren er et av de mest spesialiserte dyr i vår fauna, og den er tilpasset et liv i direkte kontakt med vatn. Dessuten har den særegne ernæringsmessige behov (lauvskogsvegetasjonen langs vassdraga). Valeur (1980) har studert beveren i regulerte vassdrag ut fra den kjensgjerning at arten i særlig grad berøres ved vasskraftutbygginger. Han konkluderer med:

1. De primære konsekvenser berører vesentlig beveren med tilholdssteder i de regulerte elvene.

2. Regulerte vann er uegnet som permanent tilholdssted for bever dersom variasjonene i reguleringsnivå er betydelige.

3. Vegetasjonsendringer og tap av vinterernæringsressurser ved neddemming av arealer vil ha uheldig virkning.

4. Anleggsperioden griper forstyrrende inn i beverens normale tilværelse.

I de delene av Sanddøla og Luru som er foreslått regulerte finnes i dag bever fast bare ved Storelva i Nordli. Men beitemerker viser at arten forekommer også flere andre steder i vassdraget. Noen gamle lokaliteter synes også å være forlatt, dette gjelder f.eks. ved Rauhyllas utløp i Luru like ved Formofoss. Men disse stedene er fortsatt potensielle habitater for beveren. Det foreslåtte inngrepet med tørrlegging av Storelva vil totalt ødelegge denne beverlokaliteten slik at en bare står igjen med de to lokalitetene ved Sandsjøen og Lauvsjøen (se viltbiotopkartet).

Rødrev, mår, røyskatt og snømus

Rødrev og mår er to næringsgeneralister som foretrekker henholdsvis blandingsskog og grandominert blandingsskog. Det er ingenting i disse artenes næringsvalg eller habitatvalg som tilsier at de vil være skadelidende ved en eventuell kraftutbygging. Røyskatt og snømus er smånagerspesialister, som har større bestandsfluktasjoner enn generalistene. Røyskatt synes å foretrekke blandingsskog med einer og grandominert blandingsskog, mens snømusa finnes jevnt i alle habitater unntatt treløse fjellområder (Pulliainen 1981). Heller ikke disse artene kan forventes å bli spesielt skadelidende ved en kraftutbygging.

Oter og mink

Oteren er betraktet som en truet art i Europa, og bestanden er fortsatt i nedgang i størstedelen av Sør-Norge (Heggberget & Myrberget 1979). Av mulige årsaker til denne nedgangen nevner Myrberget & Frøiland (1972) blant andre vassdragsregulering og omforming av land-

skap og økende menneskelig aktivitet. Forandret næringstilgang, vassføring og isforhold blir påpekt som mulige negative konsekvenser av vassdragsreguleringer, og den sekundære effekten av kraftutbygginger som økt forstyrrelse i utmarka under og etter utbyggingen fører med seg kan også ha betydning. Hvordan oteren reagerer på ulike habitatforandringer og forstyrrelser, er imidlertid utilstrekkelig undersøkt (Heggberget & Myrberget 1979). I Sanddøla/Luru er bestanden av oter meget liten, mens mink forekommer langt mer tallrik, spesielt stor frekvens av spor ble registrert langs Sanddøla (tabell 3). En mulig forklaring av den beskjedne oterbestanden i vassdraget kan da være at minken utkonkurrerer oteren, men et slikt forhold er ikke registrert der disse to artene forekommer sammen (Erlinge 1972). Det synes snarere tvert om 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 være med på å begunstige minken.

Hønsfugler

Konsekvensene for hønsfuglene blir selvsagt størst der de får satt under vatn sine hekkehabitater ved Luru og ved Leirsjøen. Våre estimater tilsier en hønsfuglproduksjon innenfor de planlagte magasinene i Luru- og Leirsjøområdene på henholdsvis 615 og 190 kg. Omregnet pr. km² neddemt areal gir dette at det eventuelt i Lurumagasinet blir neddemt en årlig hønsfuglproduksjonspotensiale på omlag 43 kg pr. km², mens det i Leirsjømagasinet blir neddemt omlag 41 kg pr. km². Totalt sett må derfor de to områdene betraktes som like produktive for hønsfugler, men med en vesentlig forskjell, nemlig at storfuglen klart dominerer i Leirsjømagasinet mens lirypa synes å rå grunnen i Luruområdet.

I følge de klimatiske vurderingene av utbyggingsplanene (Gjessing 1982) vil det nedenfor kraftverkene bli endret luftfuktighet. Dette vil øke hyppigheten av tåke noe, særlig i forbindelse med væromslag fra mildvær til kulde. Det kan avsettes tåkerim som fryser til is på bakken. Slike forhold vil lokalt redusere beitemulighetene for hønsfuglene om vinteren, spesielt vil dette kunne få konsekvenser for de registrerte gode beiteområdene langs Mellomvatnet.

Andre jaktbare fuglearter

Forekomster og vurderinger av konsekvenser for øvrige jaktbare fuglearter er å finne i den ornitologiske rapporten (Thingstad & Nygård 1982). Derfor blir det her bare gitt en kort oppsummering av de forventede største konsekvensene.

1) Sterkt redusert vannføring i elvene om våren vil forringe disse som trekklokalitet for de tidligste andeartene. Seinere isgang av vatna, samt lavere vannstand under vårflommen vil forringe forholdene for ender på trekk vesentlig også i disse. Brattlandsvatnet vil bli sterkest berørt av disse forholdene. Den store nedtrappingen av Laksjøen vil helt ødelegge dette vatnet som vannfuglbiotop.

2) Den minimale gjennomstrømminga av vatn gjennom Brattlandsvatnet kan medføre økt eutrofiering på grunn av næringstilsig fra bebyggelsen rundt. Dette vil i så fall gi større primærproduksjon i vatnet, og gjøre det til en bedre næringsbiotop for vannfugl.

LITTERATUR

- Andersen, R. 1981. *Habitatpreferanse og aktivitetsstudier av lirype Lagopus l. lagopus på Dovre*. Hovedfagsoppgave i zoologi. Universitetet i Oslo.
- Andersen, R. & O. Kjos-Hansen 1983. Forundersøkelse av hjorteviltinteressene i Sanddøla og Luru, Nord-Trøndelag. *DVF - RU Rapport 1-1983* (in prep.).
- Andersen, R., Jordhøy, P., Overskaug, K. & O.J. Sørensen 1983. Del I. Rovviltundersøkelser i Snåsa, Grong og Lierne kommuner, Nord-Trøndelag. Del II. Brukerundersøkelse blant småviltjegere i Snåsa, Grong og Lierne kommuner, Nord-Trøndelag. *DVF - RU Rapport 2-1983* (in prep.).
- Boe, C.A. 1982. *Sanddøla/Luru-utbyggingen. Prosjektrapport om is og vanntemperatur i vinterhalvåret*. Stens. rapport. 61 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. II.
- 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.
- Granström, U. 1980. Födeval hos dalripsycklingar *Lagopus l. lagopus* (L.) från ett fjällområde i norra Sverige. *Fauna & Flora* 75: 55-60.
- Gravem, A., Pedersen, P.H. & Ø. Overrein 1979. Viltbiologiske undersøkelser i Saltfjell - Svartisområdet 1975 og 1976. Småvilt - rovvilt. *DVF - RU i Nordland 3-1979*: 77 s + vedlegg.
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. Oslo. Universitetsforlaget. 862 s.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal. 603 s.
- Hjeljord, O. 1980. *Viltbiologi*. Oslo. Landbruksforlaget. 318 s.
- Heggberget, T.M. & S. Myrberget 1979. Den norske bestand av oter 1971-1977. *Fauna* 89-95.
- Holten, J. 1982. Flora og vegetasjon i Lurudalen, Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Bot. Ser. 1982-7*: 76 s + vedlegg.

- Karlsen, S. 1980. *Nordharens (Lepus timidus L.) næringspreferanse om vinteren*. Hovedfagsoppgave i zoologi. Universitetet i Trondheim.
- Kjos-Hansen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. & O. Dammerud (red.) 1980. *Vassdragsregulerings virkninger på vilt*. Foredrag og diskusjoner ved symposiet 15.-17. april 1980. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk: 300 s.
- Kaasa, J. 1959. En undersøkelse over næringen hos orrfuglen (*Lyrurus tetrrix* (L.)) i Norge. *Medd. St. Viltunders.* 2(4): 1-112.
- Lid, J. & O. Meidell 1933. The food of Norwegian Grouse chicks. *Nyt Mag. f. Naturv.* 73: 75-114.
- Moen, A. & B.F. Moen 1975. Vegetasjonskart som hjelpemiddel i arealplanleggingen på Nerskogen, Sør-Trøndelag. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Bot. Ser.* 1975-5: 168 s + vedlegg.
- Moksnes, A. 1971. *Takseringsmetoder for lirype, Lagopus lagopus (L.)*. Hovedfagsoppgave i zoologi. Universitetet i Trondheim.
- Moksnes, A. 1980. Fuglebestanden ved Nesjøen i Tydal. I: Kjos-Hansen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. & 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: 111-121.
- Moksnes, A. 1982. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1982-3: 91 s.
- Myrberget, S. 1976. Lirypas reirhabitat. *Medd. Norsk viltforsk.* 3(1): 1-30.
- Myrberget, S. 1979. Winter food of willow grouse in two norwegian areas. *Medd. Norsk viltforsk.* 3(7): 1-32.
- Myrberget, S. 1980. Hva betyr neddemming av areal for rypebestandene? I: Kjos-Hansen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. & 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: 103-110.

- Myrberget, S. 1981. Diet of Willow Grouse *Lagopus lagopus* chicks on a coastal Island. *Fauna norv. Ser. C. Cinclus* 4: 58-63.
- Myrberget, S. 1982. Bestandsvariasjoner hos lirype i Norge 1932-1971. *Medd. Norsk viltforsk.* 3(11): 1-31.
- Myrberget, S. & Ø. Frøiland 1972. Oteren i Norge omkring 1970. *Fcuna* 25: 149-159.
- NTE 1982. *Sanddøla/Luru. Plan for utbygging.* Stensil. 5 s + vedlegg.
- Pedersen, P.H. 1976. Viltbiologiske undersøkelser i Vefsnavassdragets nedslagsfelt 1974-76. *Småvilt. DVF - RU i Nordland 6-1976:* 31 s + vedlegg.
- Penttinen, K. 1974. *Metson ja riekon poikasten ravinnosta.* Hovedfagsoppgave. Universitetet i Helsinki.
- Pulliainen, E. 1970. Composition and selection of winter food by the Capercaillie (*Tetrao urogallus*) in northeastern Finnish Lapland. *Suomen Riista* 22: 67-73.
- 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. Fennici* 18: 270-278.
- Rajala, P. 1959. Metsonpoikasten ravinnosta. *Suomen Riista* 13: 143-155.
- Rajala, P. 1974. The structure and reproduction of Finnish populations of Capercaillie, *Tetrao urogallus*, and Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, on the basis of late summer census data from 1963-66. *Finnish Game res.* 35: 1-49.
- Salo, L.J. 1971. Autumn and winter diet of the Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia* L.) in northeastern Finnish Lapland. *Ann. Zool. Fennici* 8: 543-546.
- Sandnes, J., Eidissen, B. & S. Efteland 1973. *Gressåmoen.* Oslo. Lutherstiftelsen. 88 s.
- Sjörs, H. & C. Nilsson 1976. Vattenutbyggnadens effekt på levande natur. En faktaredovisning övervägande från Umeälven. Svenska Växtgeografiska Sällskapet Uppsala. *Växtekologiske studier* 8: 120 s.
- Slagsvold, T. 1975. Production of young by the Willow Grouse *Lagopus lagopus* (L.) in Norway in relation to temperature. *Norw. J. Zool.* 23: 269-275.
- Slagsvold, T. & T. Grasaas 1979. Autumn population size of the Capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to weather. *Ornis. Scand.* 10: 37-41.

- Southwood, T.R.E. & D.J. Cross 1969. The ecology of the Partridge III. Breeding success and the abundance of insects in natural habitats. *J. Anim. Ecol.* 38: 497-509.
- Spidsø, T.K. 1980. Food selection by Willow Grouse *Lagopus lagopus* chicks in northern Norway. *Ornis. Scand.* 11: 99-105.
- Thingstad, P.G. & T. Nygård 1982. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-6:* 112 s.
- Tveite, B. 1982. Årringgransking på prøver frå gran ved Namsvatn og Huddingsvatn i Nord-Trøndelag. Avdeling for skogbehandling og skogproduksjon, Ås - NLH. Foreløpig rapport. Stensil. 14 s.
- Valeur, P. 1980. Bever i regulerte vassdrag. I: Kjos-Hansen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. & 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: 130-139.
- Wegge, P. 1981. "Skogsfuglprosjektet". *Norsk Skogbruk* 27: 8-19.

VEDLEGG

SPORTAKSERINGER - SMÅVILT

Dato Kommune Område Observatør Start Slutt Kvile
Tot. taks.min. Taks.linje nr. Taks. nr. Dom. veg.type
Værtype nest siste døgn Værtype siste døgn
Værtype ved reg. Vind Lufttemp. Snøforhold

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

Koder: Spør ald.

- Gammelt
- Døgnferskt
- Usikkert

Spør mengde

- Enkeltspor
- Sti
- Beiteområde

Støkt av

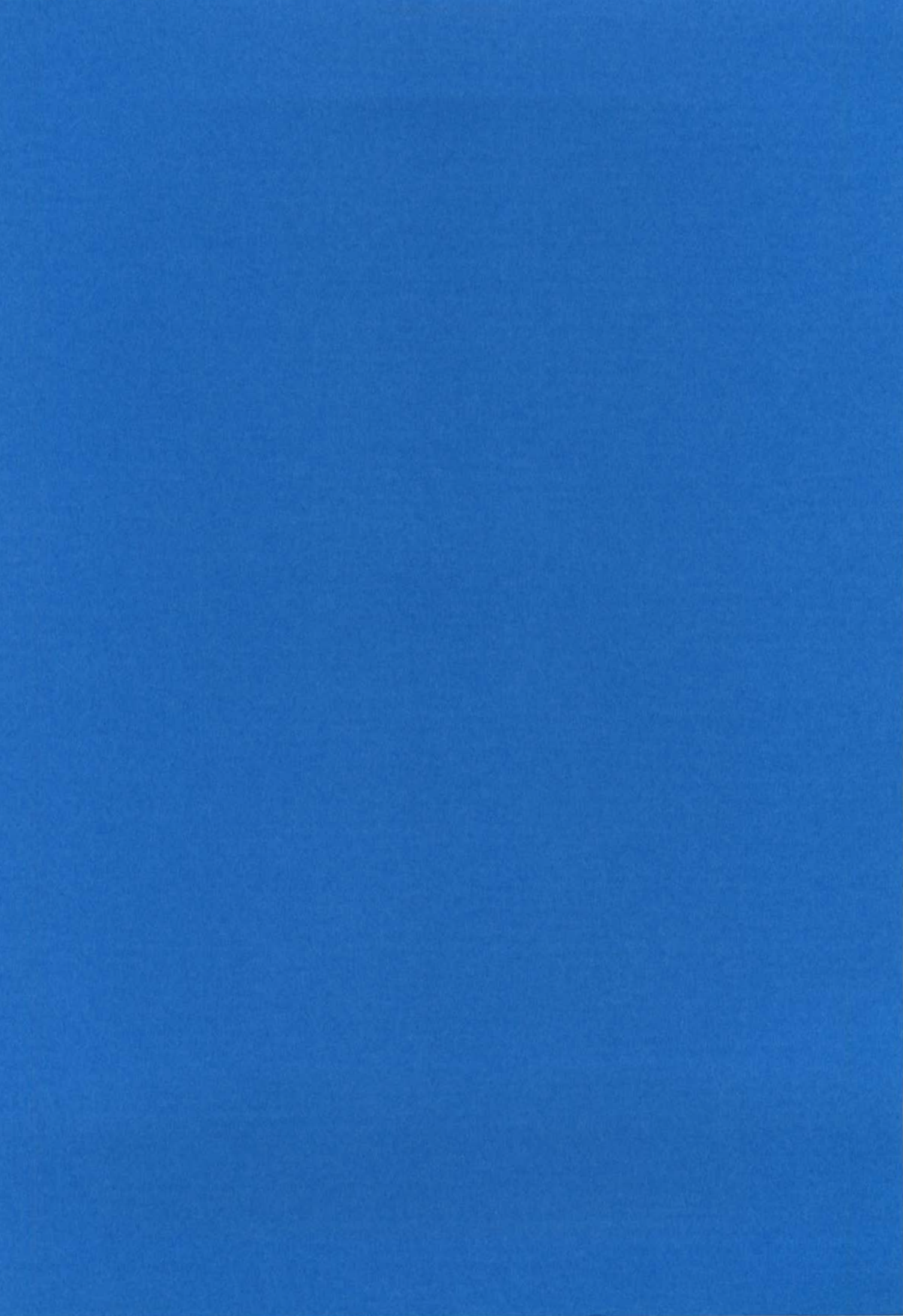
- H = Hund
M = Mann
U = Usikkert

Beiting frekv.

- Sporadisk
- Middels
- Sterkt

b. Stort - avmerk på kartet





ISBN 82-7126-321-8

ISSN 0332-8538