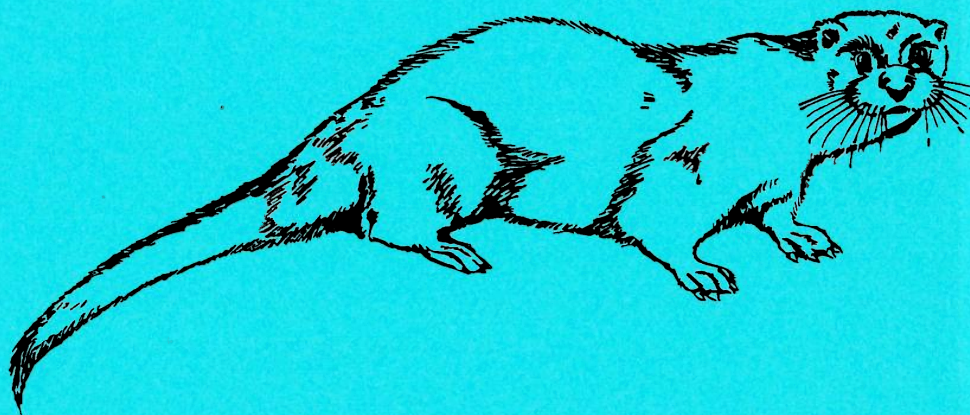


175

# oppdragsmelding

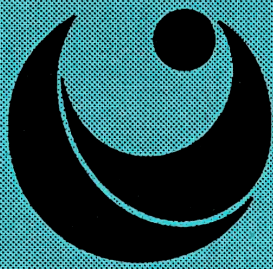
## Oter og olje Oterforekomst og konsekvensprognose i influensområdet for midt-norsk sokkel

Thrine Moen Heggberget  
Kjell Erik Moseid



**AKUP**

**Arbeidsgruppen for  
konsekvensutredninger  
av petroleumsvirksomhet**



**NINA**

**NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING**

# Oter og olje

## Oterforekomst og konsekvensprognose i influensområdet for midt-norsk sokkel

Thrine Moen Heggberget  
Kjell Erik Moseid



**Arbeidsgruppen for  
konsekvensutredninger  
av petroleumsvirksomhet**

Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1992  
Oter og Olje. Oterforekomst og konsekvensprognose i  
influensområdet for midt-norsk sokkel.  
NINA Oppdragsmelding 175:1-31.

Oppdragsgiver:  
Olje og Energidepartementet (OED)  
Postboks 8148 Dep  
033 Oslo 1

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0301-4

Forvaltningsområde:  
Forurensninger

Management Area:  
Pollution

Copyright (C) NINA  
Norsk institutt for naaturforskning  
Oppdragsmeldingen kan siteres fritt med kildehengivelse

Redaksjon:  
Tor Kvam

Grafisk utforming og teknisk redigering:  
Lill Lorck Olden

Opplag: 100

NINA  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Telefon: 07 58 05 00  
Telefax: 07 91 54 33

## Referat

Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1992  
Oter og Olje. Oterforekomst og konsekvensprognose i influensområdet for midt-norsk sokkel.  
NINA Oppdragsmelding 175:1-31.

Siden oterbestanden er vanskelig å estimere direkte benyttet vi otersportegn i strandsonen som indeks for forekomst av oter i influensområdet for midt-norsk sokkel. Dette indikerte at oterbestanden gjennomgående var tettere i øygården enn på fastlandskysten. En sannsynlig årsak er at øygården har mer gruntvannsareal enn fastlandskysten og fjordene og dermed større jaktområder for oter, som finner næring på grunt vann. Sportegntettheten økte med forekomst av ferskvannsdammer i sjøsprøytsone, nærhet til oppdrettsanlegg, gruntvannsareal, diversiteten av skjul og andel røsslynghei. Den avtok med andel dårlig skjul og andel flatt terreng, men varierte ikke med avstand til bebodd hus, med strandtype eller med vegetasjonstyper utenom røsslynghei.

Kontakt med olje ventes å gi høy dødelighet for oter, både på grunn av indre forgiftning og tap av pelsisolasjon. Konsekvensene av oljeutslipp for oterbestanden vil være størst i øygården der bestanden er tettest, og vil stå nært i forhold til utbredelsen av utslippet, siden bestanden er sammenhengende utbredt. For små, isolerte bestander i fjerne øygrupper kan også mindre utslipp få varige konsekvenser, med tap av genetisk variasjon. Redusert rekruttering av næringsdyr for oter, f.eks. torsk som er ømfintlig for oljeforurensning i egg- og larvestadiene, kan også påvirke bestanden.

Oppfølgende undersøkelser foreslås.

**Emneord:** oter - fordeling - habitat - olje

Thrine Moen Heggberget og Kjell-Erik Moseid, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

## Abstract

Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1992  
Otters and oil. Otter occurrence and consequences of oil spills in Central and Northern Norway.  
NINA Oppdragsmelding 175:1-31.

Because otter density estimates are not easy to obtain, otter signs (numbers of spraiting sites and runways, area of rolling/digging sites) on sea shores were surveyed, to indicate otter occurrence in the coastal risk zone for oil drilling on the Central Norwegian continental shelf. Maximum otter density in the extensive archipelagoes off the mainland coast, was indicated. This may be related to the larger shallow water areas and consequently larger otter fishing grounds in the archipelagoes compared to the mainland coast and fjords. Otter signs increased with the occurrence of fresh water pools in the splash zone, closeness to fish farms, shallow water area, the diversity of shelter and the occurrence of heather. Otter signs decreased with the occurrence of poor shelter and flat areas, but did not vary with the distance to inhabitation, with shore type or with vegetation type excepting heather.

Oil exposure will most certainly result in a high otter mortality rate, both because of oil ingestion and loss of fur insulation. We expect the impact of oil spills on the otter population to be closely related to the geographic distribution of the spill, because the otter population in the area is continuous. However, isolated populations in small, remote archipelagoes may be vulnerable even to small spills, which in such places may result in permanent loss of genetic variation. Reduced recruitment in otter prey species, for instance cod which is vulnerable to oil in egg and larval stages, may also affect the otter population.

Suggestions for further investigations are put forward.

**Key words:** otter - distribution - habitat - oil

Thrine Moen Heggberget og Kjell-Erik Moseid, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

## Forord

Som en del av utredningsprogrammet for konsekvenser av oljevirkosomhet på Midt-Norsk sokkel, engasjerte Olje- og Energidepartementet Norsk Institutt for Naturforskning til å foreta en konsekvensutredning for den tallrike oterbestanden som finnes i disse kyststrøkene. Litteraturstudier av oljens virkning på oter og forslag til registreringsmetode for oterforekomst er tidligere (1989) rapportert. Nå rapporterer vi resultatene fra feltregistreringene og vurderer konsekvenser av oljevirkosomhet på Midt-Norsk sokkel.

For å finne fram til gode oter-områder var vi avhengige av lokal informasjon, og vi har fått god hjelp over alt. Vi takker alle i og utenfor viltforvaltningen som har bidratt med kunnskap om oterforekomst.

Trondheim, 21. Desember 1992

Thrine Moen Heggberget

## Innhold

	Side
Referat . . . . .	3
Abstract . . . . .	3
Forord . . . . .	4
1 Innledning . . . . .	6
2 Oterens biologi . . . . .	7
3 Metodebeskrivelse . . . . .	8
4 Resultater . . . . .	12
4.1 Registreringsmetodens egenskaper . . . . .	12
4.2 Geografisk fordeling av oter-sportegn . . . . .	13
4.2.1 Sammenlikning av transektsoner . . . . .	13
4.2.2 Sammenlikning av soner . . . . .	16
4.2.3 Sammenlikning av transektene . . . . .	16
4.3 Geografisk fordeling av habitatfaktorene . . . . .	17
4.3.1 Vegetasjonstyper . . . . .	17
4.3.2 Strandtyper . . . . .	17
4.3.3 Topografi . . . . .	17
4.3.4 Skjul . . . . .	17
4.3.5 Andre habitatfaktorer . . . . .	18
4.4 Sportegn i forhold til habitat . . . . .	18
5 Diskusjon . . . . .	21
5.1 Metoder . . . . .	21
5.2 Geografisk variasjon . . . . .	22
5.3 Habitatavhengighet . . . . .	23
6 Konsekvensprognose . . . . .	24
6.1 Oljevirkninger på oterindivider . . . . .	24
6.2 Oljevirkninger på oterbestanden . . . . .	25
6.3 Konklusjon . . . . .	26
7 Oppfølgende undersøkelser . . . . .	27
8 Sammendrag . . . . .	28
9 Litteratur . . . . .	29

## 1 Innledning

Det er publisert få studier av den eurasiatiske oterens (*Lutra lutra L.*) reaksjoner overfor olje. Denne arten har en utmerket evne til å holde seg skjult og har en sosial organisasjon som gjør at individene forekommer spredt. Sjansen for å observere oljeskadde eller døde otere er derfor liten. Dermed får oljeskader på oter liten oppmerksomhet sammenliknet med mer synlige arter. Ved et oljeutslipp på Shetland (Baker et al. 1981) ble det imidlertid dokumentert at oljesøl har alvorlige konsekvenser for eurasiatisk oter. Heggberget og Moseid (1989) beskrev reaksjoner hos en oljeskadd oter etter 'Deifovos'-ulykken på Helgelandskysten i Nordland og vurderte mulige konsekvenser av oljesøl for den eurasiatiske oteren, delvis på grunnlag av olje-reaksjoner hos andre marine pattedyr. En grundig rapport om olje og marine pattedyr for norske forhold er publisert av Griffiths et al. (1987). Moseid og Heggberget (1992) oppsummerte skadene på sjøpattedyr etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i Alaska, basert på tilgjengelig litteratur. Vår oterart finnes ikke i Nord-Amerika, men det fryktes at over halvparten av bestanden av havoter (*Enhydra lutris*) i det berørte området ble slått ut.

Kartlegging av oterbestanden i influensområdet har vært en av våre hovedoppgaver. På forhånd var det grunn til å anta en sammenhengende utbredelse av oter langs hele kysten i influensområdet for Midt-Norsk sokkel, men vi hadde ingen pålitelige opplysninger om den geografiske variasjonen i otertetthet i området. Habitatpreferanser var heller ikke systematisk registrert under norske forhold.

Estimering av bestandstetthet eller bestandsstørrelse av eurasiatisk oter er vanskelig på grunn av dyras skjulte levevis. Slike estimater er tidligere foretatt i noen få, intensivt studerte områder (Lightfoot 1981, Kruuk et al. 1989). Metodene som da ble

benyttet (merking, individgjenkjenning, telling av ynglehi) ville være alt for arbeidskrevende for vår registrering. Sportegn-metoden som har vært mye brukt for å registrere utbredelse av oter (Mason og Macdonald 1987) ville på den annen side ha gitt alt for udifferensierte resultater. Vi måtte forsøke å registrere sportegn på en måte som gjorde det mulig å gradere oterforekomst (Heggberget og Moseid 1989). En del av rapporten omhandler derfor metodens egenskaper.

Den aktuelle kyststrekningen, medregnet fjorder og øyer, er meget lang, og det var umulig å registrere oterforekomst hele veien innenfor rammen av prosjektet. Vi har valgt to strategier for å forsøke å representere influensområdet.

1. Vi har foretatt nøyaktige spor-registreringer på en liten andel av den totale kystlinjen, men registrerings-strekningene er fordelt fra nord til sør og fra ytre til indre kyststrøk.
2. Vi har registrert habitatparametre i alle registrerings-strekninger for å undersøke hvordan sansynligheten for sportegn og sansynligheten for oterforekomst avhenger av habitatet.

På dette grunnlaget forsøker vi å trekke forholdsvis grove konklusjoner om oterforekomst i influensområdet som helhet.

Den andre hovedoppgaven har vært å vurdere konsekvenser av oljevirkosomhet på midt-norsk sokkel. Konsekvensprognosene kombinerer bestandsvurderingene med publisert informasjon om reaksjoner på olje, primært hos eurasiatisk oter men også hos andre marine pattedyr.

## 2 Oterens biologi

I Norge er den eurasiatiske oteren (*Lutra lutra*) vanlig langs kysten fra Nordmøre og nordover (Heggberget et al. 1992). På grunn av de til dels kraftige reduksjonene av mange bestander lengre sør i Norge og Europa forøvrig er arten klassifisert som sårbar eller truet under Bernkonvensjonen. Vår forholdsvis tallrike oterbestand utgjør en vesentlig del av bestanden i Europa, og er derfor gjenstand for internasjonal oppmerksomhet.

Oteren tilbringer det meste av døgnet på land, men er nært knyttet til vann, er en fremragende svømmer og jakter alt overveiende på byttedyr i vann. Aktivitetsrytmen medfører mange korte perioder i vann avbrutt av hvileperioder på land (Nolet & Kruuk 1989). På kysten foregår jaktaktiviteten for en stor del på grunne områder i saltvann (Kruuk et al. 1988). Det er dermed all grunn til å anta at arten er svært utsatt for oljesøl som kommer inn mot land, kanskje mer enn noen annen norsk pattedyrart.

Eurasiatiske otere er solitære dyr som lever en forholdsvis skjult tilværelse. Selv om dyra opptrer enkeltvis eller i familiegrupper bestående av hunnoter med 1–3 unger, kan flere dyre- eller familiegrupper holde til i samme område (Kruuk og Moorhouse 1991). Etter at ungene har forlatt ynglehiet ved 2 måneders alder, kan dyr som holder til i samme område også benytte de samme hiene (Moorhouse 1988). Hver familie eller enkeltdyr flytter dessuten ofte omkring mellom flere hi (Kruuk og Moorhouse 1991).

Oteren har forholdsvis faste vaner mht bruk av leveområdet. Den benytter tradisjonelle lokaliteter til å passere over land, for å rulle seg i vegetasjonen, og for å avsette ekskrementer. I velbrukte områder opparbeides det derfor tydelige stier, rulle- og graveplasser med stor vegetasjonsslitasje, tydelige markeringsplasser (dvs. punkter der ekskrementer, urin og

duftstoffer avsettes) og velbrukte hiområder.





### 3 Metodebeskrivelse

Feltarbeidet ble utført i 1990 og 1991. Vi valgte sju transekter på tvers av kystsonen, med noenlunde jevn spredning fra Hemne – Frøya i sør til Tromsø – Vanna i nord. Områder hvor det var mulig å legge forholdsvis lange transekter fra ytre til indre kyststrøk ble foretrukket.

Hvert transekt ble delt inn i en ytre, midtre og indre sone. Ytre sone bestod av den ytterste skjærgården, midtre sone omfattet store kystøyer og indre sone var stort sett fastlandskyst. Innen hver av de 21 transektsonene (en transektson = én sone i ett transekt) ble et varierende antall kyststrekninger undersøkt. Oversikt over transektenes og sonenes geografiske fordeling framgår av **tabell 1** og **figur 1**.

Tettheten av sportegn er ofte størst langs stranda. Sportegn ble taksert i en 20 m bred sone fra øvre flomål ved å registrere hiområder, rulle/graveplasser, markeringsplasser og stier (**figur 2a–c**). Dersom slitasjearealet i hiområder og i rulle/graveplasser var større enn 1 m<sup>2</sup> ble det arealberegnet.

**Tabell 1** Geografisk fordeling av områder som ble undersøkt med hensyn til ottersportegn. – *Geographic distribution of areas where otter signs were surveyed.*

Transekter	Kystsoner		
	Indre	Midtre	Ytre
Hemne–Frøya	Fastlandet	Hitra Frøya	Froan
Nærøy–Vikna	Fastlandet	Vikna	Borgan
Brønnøy–Vega	Fastlandet	Vega	Bremstein
Rana–Træna	Fastlandet	Lurøy Onøy Stigen	Træna Lovund
Fauske–Bodø	Fastlandet	Landegode	Helligvær
Ballangen–Værøy	Ballangen Lødingen	Austvågøy Vestvågøy	Værøy
Tromsø–Karlsøy	Fastlandet Kvaløy	Ringvassøy	Vanna Lyngøya

De viktigste årsakene til at vi ikke valgte større registreringsbredde enn 20 m var tidsforbruket og sportegnfordelingen. Det var ofte mulig å få oversikt over denne bredden ved bare å gå strekningen på langs. Økt registreringsbredde ville økt tidsforbruket pr strandstrekning uforholdsmessig mye fordi terrenget ofte ble mer uoversiktlig lenger fra sjøen. I meget åpne habitater som sand- og steinstrender kan sportettheten være anderledes fordelt. I slike tilfeller ble også områder lengre borte fra sjøen undersøkt. Fordi terrengslitasje vises best når planteveksten har stagnert, ble feltarbeidet utført i august og september.

I tillegg til ottersportegn beskrev vi habitatet langs hver strekning. Antall ferskvannsdammer og brakkvannsdammer (dammer som lå så nær sjøkanten at de kunne påvirkes av sjøsprøyt) ble telt. Vi registrerte også skjul, terrenghelning ned mot sjøen, vegetasjonstyper og strandtyper for hver strekning.

Strekningenes skjulkvalitet ble angitt som dårlig, middels eller godt skjul. Dette var områder hvor vegetasjon, opstikkende steiner, veggene i bergsprekker etc var henholdsvis < 10 cm, 10 – 15 cm og > 15 cm.

Helning mot sjøen ble klassifisert som tilnærmet flatt, moderat helning, bratt (fritt fall eller tilnærmet fritt fall i 0,5 til 5m høyde) og stup (fritt fall eller tilnærmet fritt fall på minst 5 m).

Vegetasjonen ble klassifisert som angitt av Fremstad & Elven (1987), med unntak av strandberg som ble gitt en videre definisjon. I denne undersøkelsen omfatter strandberg også vegetasjonsløse arealer på fast berg. Vi anvendte vegetasjonstypene sandstrand, tangstrand, strandberg, fuktig kystlynghei, røsslynghei, blåbærskog, storbregneskog, kantkratt og kulturbetinget engvegetasjon.

Strandtypene ble klassifisert som angitt i

Kystkartverk for oljeberedskap (Hoddø et al. 1984). De anvendte strandtypene var sandstrand, leirstrand, sanddyne, klippestrand, sva, blokkstrand og steinstrand.

De forskjellige skjulkvalitetene, vegetasjons-, og strandtypene ble alle gradert i seks kategorier: fraværende, < 20%, 20–40%, 40–60%, 60–80% og > 80% av strekningens areal. En tilsvarendeinndeling ble gjort for andelen av de ulike helningene mot sjøen langs strekningen.

De nærmeste operative matfiskanleggene ble i de fleste tilfellene tegnet inn på kart av lokalkjente personer. Ellers ble kartreferansen oppgitt av Havforskningsinstituttet i Bergen. Avstand til matfiskanlegg og bebodd hus ble målt på kart i målestokk 1:50 000.

Ved beregning av en streknings samlede vegetasjonsareal, ble midtpunktet av prosentintervallene for vegetasjonstyper med dekning på minst 20% (d.v.s. 30, 50, 70 og 90%) summert. Arealet av vegetasjonstyper som utgjorde < 20% ble justert slik at totalarealet ble 100%. Sandstrand og strandberg ble betraktet som vegetasjonsfrie områder i denne sammenhengen.

Fra sjøkart beregnet vi areal av gruntvannsområder (dyp intil 10m) innen 200 m fra hver strekning.

Diversitet av skjul, vegetasjonstyper, strandtyper, topografi og helling ble beregnet hver for seg. Prosent-intervallene ble da omregnet til følgende andeler: 0, 0.1, 0.3, 0.5, 0.7 og 0.9.

I 1990 varierte strekningenes lengde fra 460 m til 4960 m med et gjennomsnitt på 1270 m. I 1991 hadde alle strekningene en lengde på 600 m, tilsvarende standard lengde for registrering av oter-utbredelse (Mason og Macdonald 1986). Det var ikke signifikant korrelasjon

mellom otersportegn pr. lengdeenhet og strekningenes lengde. Alle sportegn og habitatfaktorer som ikke ble målt i prosenter ble derfor beregnet pr. 600 m strekning også for 1990.

De lokale kunnskapene om nøyaktig lokalisering av gode oterlokaliteter varierte mye fra sted til sted. I mange tilfeller var lokalkjente personer med ut i felt. I andre tilfeller ble "gode" områder med varierende nøyaktighet tegnet inn på kart. For å kompensere for denne ulikheten og samtidig få med flest mulig habitattyper, valgte vi 3 kategorier av strekninger:

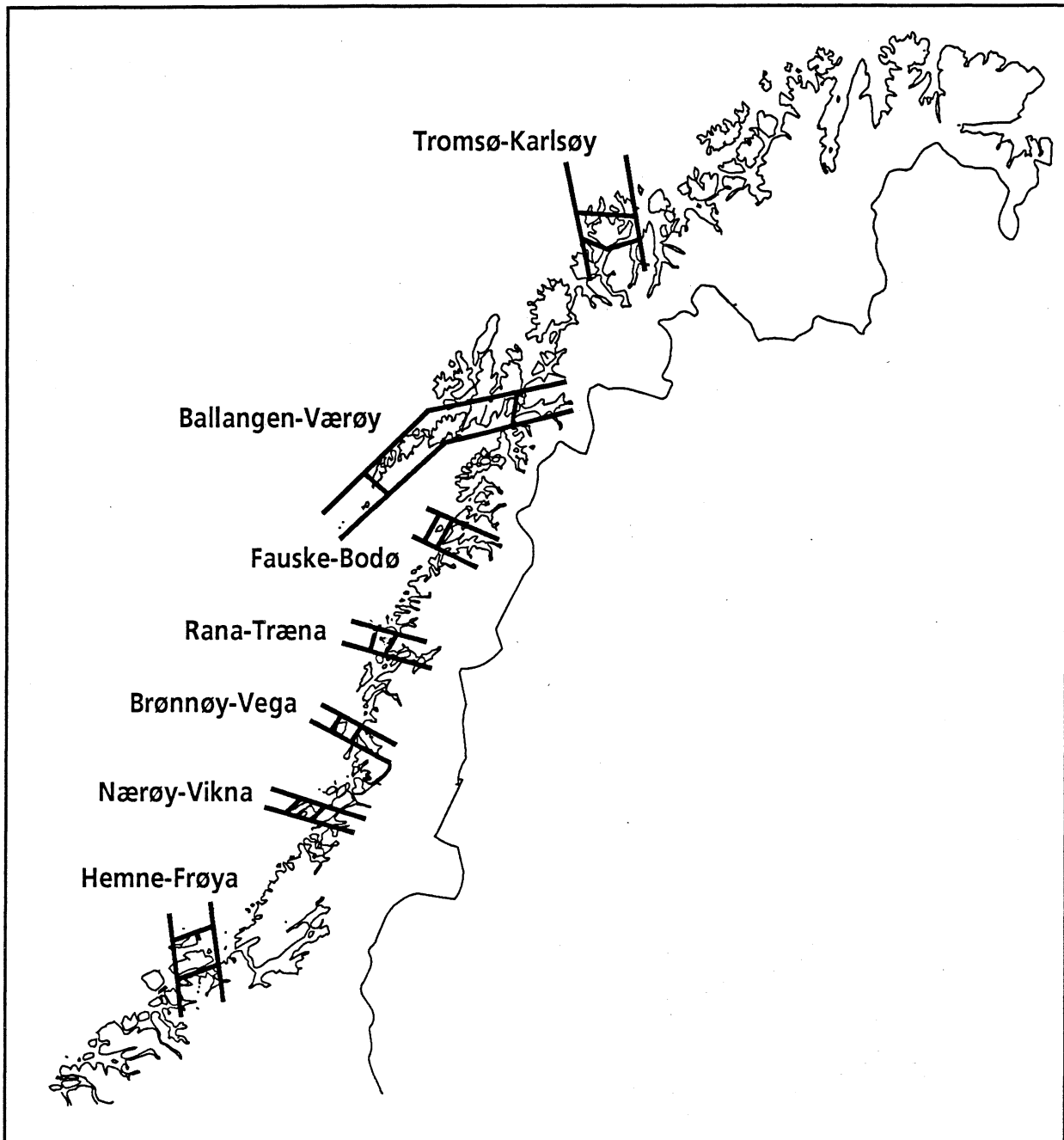
**A. Tilfeldige strekninger (1990):** Uten forhåndsinformasjon om oterforekomst. Valgt i felt på bakgrunn av tilgjengelighet og fordeling på ulike habitattyper.

**B. Forhåndsvalgte strekninger (1991):** Uten forhåndsinformasjon om oterforekomst. Sansynlige oterlokaliteter valgt fra kart i målestokk 1:50 000.

**C. Påviste strekninger (1990 og 1991):** Med forhåndsinformasjon om oterforekomst. Gode oterlokaliteter iflg lokale kilder.

Fordelingen av tilfeldige, forhåndsvalgte, og påviste strekninger framgår av **tabell 2**.

De tilfeldige strekningene var meget ujevnt fordelt både med hensyn til sone og transekt (**tabell 1**). De ble derfor utelatt i den statistiske analysen av geografisk fordeling av sportegn. Den ulike fordelingen av forhåndsvalgte-, og påviste strekninger (**tabell 1**) medførte at de ble behandlet atskilt i den geografiske analysen. Ved testing av samvariasjon mellom habitatfaktorer og sportegn ble alle typer av strekninger slått sammen.



**Figur 1** Registrering av otterspor tegn i influensområdet for Midt-Norsk sokkel. Fordeling av undersøkte transekter og soner. Utstrekningen fra ytre til indre strøk framgår av **tabell 1**. – *Surveys of otter signs in the coastal risk zone for oil drilling on the Central Norwegian continental shelf. Distribution of investigated transects and zones.*



a)



b)



c)

Figur 2a,b,c Spor tegn etter oter. – *Otter signs.*

a: otersti. – *Otter runway.*

b: markeringsplass. – *Sprainting site.*

c: graving og rulling. – *Digging and rolling.*

**Tabell 2** Fordeling av strandstrekninger som ble undersøkt med hensyn til otersportegn. Påviste strekninger = strekninger som lokalt ble regnet som gode oterlokaliteter. Forhåndsvalgte strekninger = strekninger valgt fra kart, uten forhåndsinformasjon om oterforekomst. Tilfeldige strekninger = strekninger valgt i felt, uten informasjon om forekomst av oter. Transekt H-F=Hemne-Frøya, N-V=Nærøy-Vikna, B-V=Brønnøy-Vega, R-T=Rana-Træna, F-B=Fauske-Bodø, Ba-V=Ballangen-Værøy, T-K=Tromsø-Karlsøy t=Tilfeldige strekninger, f=Forhåndsvalgte strekninger, N=antall strekninger. – *Distribution of shore stretches were otter signs were surveyed. Påviste strekninger=stretches which were considered by the locals to be much used by otters. f=stretches selected from the map, without previous knowledge of otter occurrence. t=stretches selected in the field, without previous knowledge of otter occurrence, N=number of stretches.*

Transekt	Sone	Påviste strekninger		Tilfeldige og forhåndsvalgte strekninger	
		N	Sum lengde (m)	N	Sum lengde (m)
H-F	Indre	5	3000	3 (f)	1800
H-F	Midtre	5	3000	3 (f)	1800
H-F	Ytre	3	1800	3 (f)	1800
N-V	Indre	4	5500	0 (t)	0
N-V	Midtre	3	8800	1 (t)	820
N-V	Ytre	1	3250	1 (t)	1750
B-V	Indre	4	7820	1 (t)	680
B-V	Midtre	5	7030	0 (t)	0
B-V	Ytre	1	790	1 (t)	570
R-T	Indre	4	5740	2 (t)	3110
R-T	Midtre	4	3620	1 (t)	940
R-T	Ytre	5	7820	3 (t)	2030
F-B	Indre	6	4700	7 (t)	4930
F-B	Midtre	3	4650	1 (t)	850
F-B	Ytre	0	0	5 (t)	4370
V-V	Indre	3	1800	3 (f)	1800
V-V	Midtre	3	1800	3 (f)	1800
V-V	Ytre	3	1800	3 (f)	1800
T-V	Indre	3	1800	3 (f)	1800
T-V	Midtre	4	2400	3 (f)	1800
T-V	Ytre	3	1800	3 (f)	1800
Sum		72	78920	50	36250

## 4 Resultater

### 4.1 Registreringsmetodens egenskaper

Oterferdsel blir hovedsakelig synlig gjennom vegetasjons-slitasjeogekskrement-ansamlinger (= markeringsplasser). Sportegn som består av slitasje avhenger av at det finnes vegetasjon som kan slites ned. Ekskrementer på bølge-eksponerte markeringsplasser vil dessuten lett bli skylt bort og det kan bli lite av algeveksten som er karakteristisk for mindre eksponerte markeringsplasser. Derfor undersøkte vi den geografiske fordelingen av eksponerte strekninger, fordelingen av vegetasjonsareal i forhold til eksponering og fordelingen av sportegn i forhold til vegetasjonsareal og eksponering. Virkningen av eksponering ble analysert med Kruskal-Wallis variansanalyse ved å teste forskjeller mellom svært eksponerte og mindre eksponerte strekninger, inndelt i to typer avhengig av om de var valgt på grunnlag av forhåndsinformasjon (påviste strekninger) eller ikke (tilfeldige eller forhåndsvalgte strekninger).

Tjueto av de eksponerte strekningene lå i ytre sone, seks lå i midtre sone og ingen i indre sone. Som en kunne vente var det sterkt signifikant forskjell i vegetasjonsareal (tabell 3).

Alle undersøkte strekninger hadde imidlertid minst 0,5 da med mose- eller karplante-dekke, selv om noen av dem hadde en svært eksponert beliggenhet. Eksponerte strand-strekninger av begge typer hadde betydelig mindre vegetasjonsareal enn mindre eksponerte strekninger. Antall stier var likevel ikke signifikant forskjellig. Antall markeringsplasser varierte heller ikke signifikant. Vegetasjons-slitasjen varierte sterkt signifikant, hovedsakelig på grunn av stor forskjell mellom eksponerte og mindre eksponerte påviste strekninger (tabell 4). Eksponerte og mindre eksponerte strekninger var gjennomgående mer like med

hensyn til sportegnforekomst når de var valgt uten forhånds-informasjon enn når de var påvist av lokalkjente personer (**tabell 4**). Ingen av de registrerte sportegn-typene var signifikant korrelert med vegetasjons-arealet (**tabell 5**).

**Tabell 3** Testresultater (Kruskal-Wallis variansanalyse) for forskjeller i vegetasjonsareal og mengde ottersportegn mellom eksponerte og mindre eksponerte kyststrekninger med og uten forhåndsinformasjon om forekomst av sportegn. – *Test results (Kruskal-Wallis analysis of variance) for differences in vegetated area and number of otter signs between exposed and less exposed coastal stretches.*

Test-variabel	$\chi^2$	n	p
Vegetasjonsareal	24.7835	122	0.000
Antall			
markeringsplasser	4.6566	122	0.199
Antall stier	4.0603	122	0.255
Slitasjeareal	16.1251	122	0.001

**Tabell 4** Gjennomsnittsverdier for vegetasjonsareal og sportegnmengde i eksponerte (E) og mindre eksponerte (M) kyst-strekninger med (F) og uten (U) forhåndsinformasjon. – *Mean vegetated area and mean number of otter signs in exposed (E) and less exposed (M) shore stretches with (F) and without (U) previous knowledge of the occurrence of otter signs.*

	M, F	M, U	E,F	E,U
Vegetasjonsareal, da	7.78	8.22	4.00	3.30
Antall hiområder	1.00	0	0	0.06
Antall markeringsplasser	10.13	6.09	7.75	8.94
Antall stier	3.52	2.26	1.25	1.56
Slitasjeareal, m <sup>2</sup>	4.45	1.91	0	1.44

**Tabell 5** Korrelasjoner (Pearson r) mellom vegetasjonsareal og sportegntyper. p=signifikans-sannsynligheten. – *Correlations (Pearson r) between vegetated area and otter signs. p=significance probability.*

Sportegntype	r	p
Antall rulle-/graveplasser	0.024	0.790
Antall markeringsplasser	-0.075	0.412
Antall stier	0.126	0.165
Slitasjeareal	-0.031	0.738

## 4.2 Geografisk fordeling av oter-sportegn

Mengden av sportegn varierte mye mellom strekningene. Antall stier varierte fra 0 til 36 pr. strekning (maksimum i påvist strekning i Hemne-Frøya transektets midtre sone). Antall markeringsplasser varierte fra 0 til 51 og slitasjearealet fra 0 til 40 kvm (begge maksima i samme tilfeldige strekning i Fauske-Bodø transektets indre sone). Det samlede slitasjearealet rundt hiområder var minimalt fordi det var få hi sammenliknet med antall rulle/graveplasser.

Grupperingen av strekningene i sju transekter som hver besto av tre soner, ga totalt 21 undersøkte transektsoner. Geografisk variasjon i sportegntetthet mellom transektsoner, mellom soner og mellom transekter ble testet med Kruskal-Wallis variansanalyse (K-W-test). Test av parvise forskjeller i tilfeller der K-W-testen ga signifikant resultat ble foretatt med Multipel-sammenliknings-test (Siegel og Castellan 1988, s. 213-214).

### 4.2.1 Sammenlikning av transektsoner

Transektsonenes geografiske fordeling framgår av **tabell 1** og **figur 1**. Gjennomsnittlig antall sportegn i hver transektsoner for alle

strekningstyper samlet er vist i **figur 3**. Vi testet ikke disse resultatene fordi strekningstypene fordelte seg så forskjellig mellom transektene og sonene (**tabell 2**). I motsetning til tilfeldige og forhåndsvalgte strekninger fantes påviste strekninger i alle transektsoner, med unntak av ytre sone i Fauske–Bodø–transektet. Vi benyttet derfor bare de påviste strekningene til å sammenlikne transektsonene.

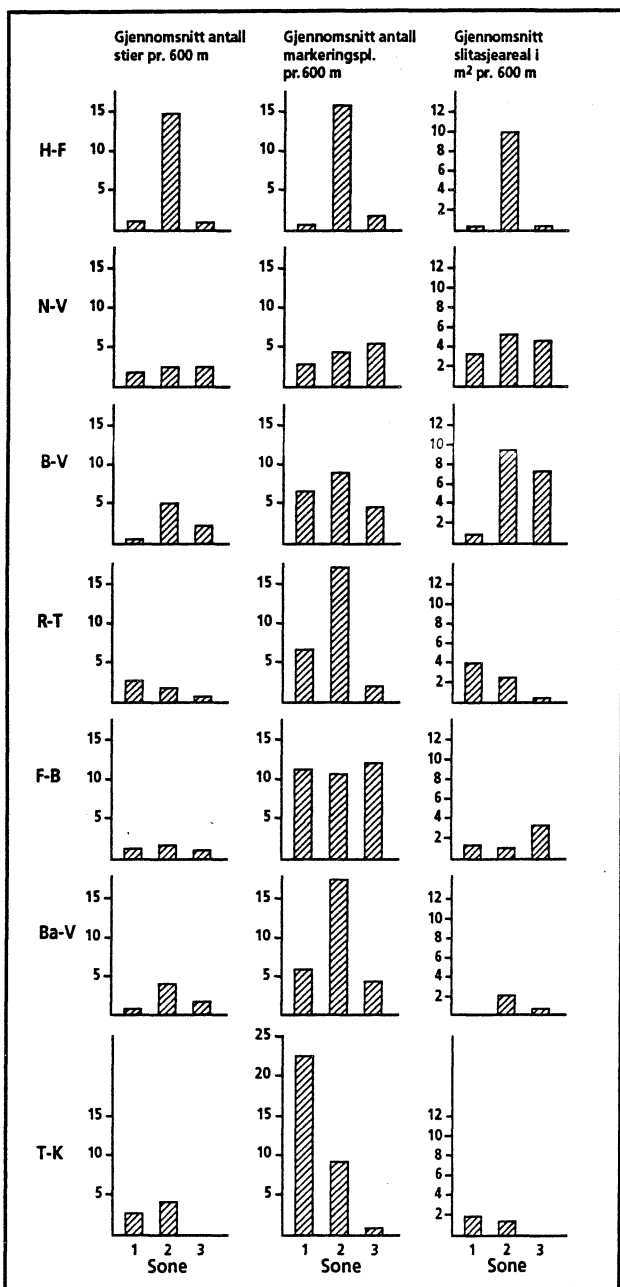
I påviste strekninger var det gjennomsnittlig 3.1 stier, 9.7 markeringsplasser og 3.1 m<sup>2</sup> slitasjeareal pr. 600 meter for alle transektsoner samlet. Gjennomsnittlige antall av hver sportegntype pr transektsoner i påviste strekninger er vist i **figur 4**. Både antall stier, antall markeringsplasser og slitasjeareal varierte signifikant mellom transektsonene (K–W–test stier:  $\chi^2 = 39.9542$ ,  $n = 72$ ,  $p < 0.01$ ; markeringsplasser:  $\chi^2 = 40.9366$ ,  $n = 72$ ,  $p < 0,01$ ; slitasjeareal:  $\chi^2 = 35.1705$ ,  $n = 72$ ,  $p < 0,05$ ). Som det framgår av **figur 4**, var det gjennomgående mer sportegn i midtre enn i ytre og indre sone, men de forskjellige sportegntypene varierte ikke på samme måte mellom transektsonene.

Den midtre sonen i Hemne–Frøya transektet (øyene Hitra og Frøya) utpekte seg med mye av alle sportegntypene. Her var det gjennomsnittlig flere stier (16.6) og større slitasjeareal (13.2 m<sup>2</sup>) pr. 600 meter strandstrekning enn i de øvrige transektene. Antall markeringsplasser var også høgt. Midtre sone av Brønnøy–Vega transektet hadde også relativt mange stier og stort slitasjeareal pr. 600 m strandstrekning. I midtre sone av Ballangen–Værøy transektet (Austvågøy og Vestvågøy) var det relativt mange stier og markeringsplasser.

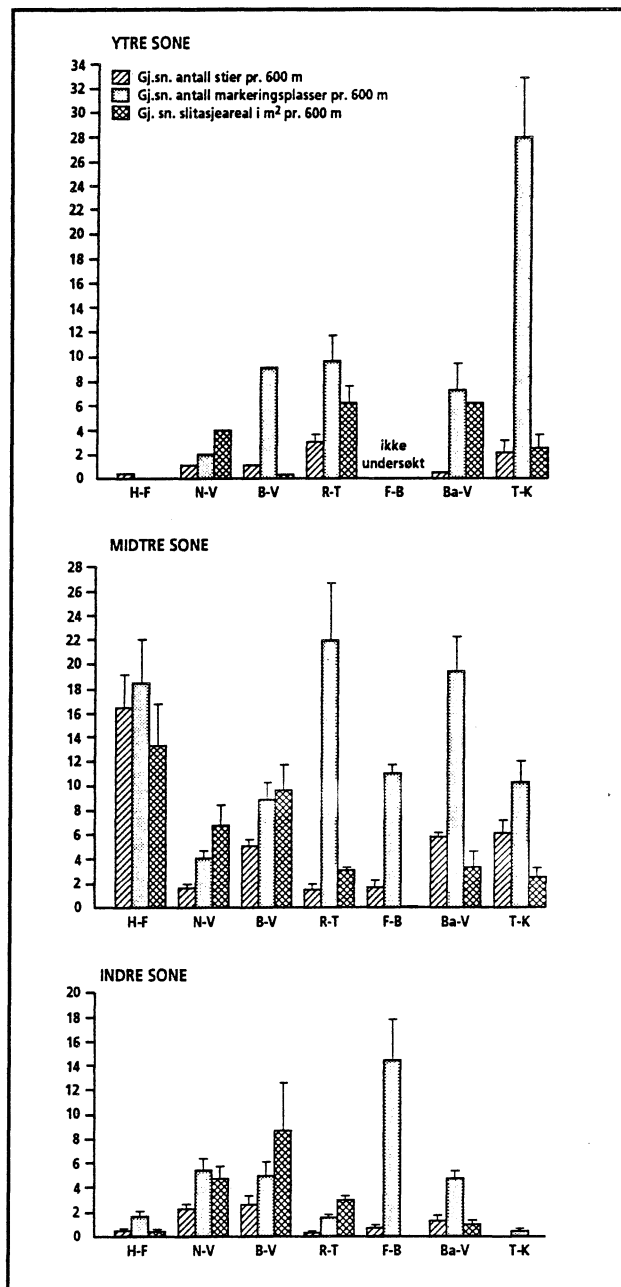
Noen transektsoner utpekte seg med mye av bare en sportegntype. Flest markeringsplasser (28.0) pr 600m strandstrekning var det ytterst i Tromsø–Karlsøy transektet (Lyngøya og ytre deler av Vanna), mens den midtre sonen av

samme transekt (Ringvassøy) hadde relativt mange stier. I den midtre sonen av Rana–Træna transektet (øyene Lurøy, Onøy og Stigen) var det fra 19 til 23 markeringsplasser pr 600m strandstrekning. Fastlands–sonen av Brønnøy–Vega transektet hadde relativt stort slitasjeareal.

To områder utpekte seg med lite sportegn. Ytterst i Frøya–transektet (Froan) fant vi bare en sti, og innerst i Tromsø–transektet, (fastlandet og Kvaløya) fant vi kun en markeringsplass.



**Figur 3** Gjennomsnittlig antall stier, markeringsplasser og slitasjeareal innen hvert transekt og sone. Alle strekningstyper samlet. Transekt H-F = Hemne-Frøya, N-V = Nærøy-Vikna, B-V = Brønnøy-Vega, R-T = Rana-Træna, F-B = Fauske-Bodø, Ba-V = Ballangen-Værøy, T-K = Tromsø-Karlsøy. Sone 1 = ytre sone, 2 = midtre sone, 3 = indre sone. Den geografiske fordelingen av transektene og sonene framgår av tabell 1. – Mean number of runways, number of sprainting sites and digging/rolling area within each transect and zone. All types of shore stretches together. Sone 1=outer zone, 2=middle zone, 3=inner zone. The geographical distribution of transects and zones are given in table 1.



**Figur 4** Gjennomsnittlig antall stier, markeringsplasser og slitasjeareal for påviste strekninger i hver transektzone. Standardfeil er angitt. Transekt H-F = Hemne-Frøya, N-V = Nærøy-Vikna, B-V = Brønnøy-Vega, R-T = Rana-Træna, F-B = Fauske-Bodø, Ba-V = Ballangen-Værøy, T-K = Tromsø-Karlsøy. I Nærøy-Vikna og Brønnøy-Vega transektene ble det undersøkt bare en påvist-strekning i ytre sone. Den geografiske fordelingen av områdene framgår av tabell 1. – Mean number of runways, number of sprainting sites and digging/rolling area of stretches with previous information on otter signs in each transect-zone. Standard error indicated. One stretch only from the Nærøy-Vikna and Brønnøy-Vega transects. The geographical distribution of transects and zones are given in table 1.



#### 4.2.2 Sammenlikning av soner

Sammenlikning av soner ble basert på forhåndsvalgte og påviste strekninger, som ble behandlet hver for seg. Gjennomsnittlig antall stier og markeringsplasser samt slitasjeareal i hver sone framgår av **figur 5**. I alle tilfeller var gjennomsnittsverdiene høyest i midtre sone, men forskjellen mellom sonene var ikke alltid signifikant. Testresultatene er vist i **tabell 6**.

Det var flere og mer signifikante soneforskjeller for påviste enn for forhåndsvalgte strekninger. For påviste strekninger var alle de tre sportegntypene signifikant forskjellig fordelt mellom soner, mens bare markeringsplassene var signifikant forskjellig fordelt for forhåndsvalgte strekninger (**tabell 6**).

**Tabell 6** Testresultater (Kruskall-Wallis variansanalyse) for fordeling av stier, markeringsplasser og slitasjeareal mellom soner. – *Test results (Kruskall-Wallis analysis of variance). Distribution of runways, sprinting sites and digging/rolling area between zones.*

	$\chi^2$	P
<b>Forhåndsvalgte strekninger, N = 27</b>		
Antall stier	3.0030	0.2228
Antall markeringsplasser	6.6108	0.0367
Slitasjeareal	3.5285	0.1713
<b>Påviste strekninger, N = 72</b>		
Antall stier	22.2634	0.0000
Antall markeringsplasser	14.9526	0.0006
Slitasjeareal	10.1877	0.0061

Parvise tester (multipel-sammenliknings-test, signifikansnivå 5%) mellom sonene viste at i de påviste strekningene var det signifikant flere stier i midtre enn i ytre og indre sone. Det var også signifikant flere markeringsplasser og

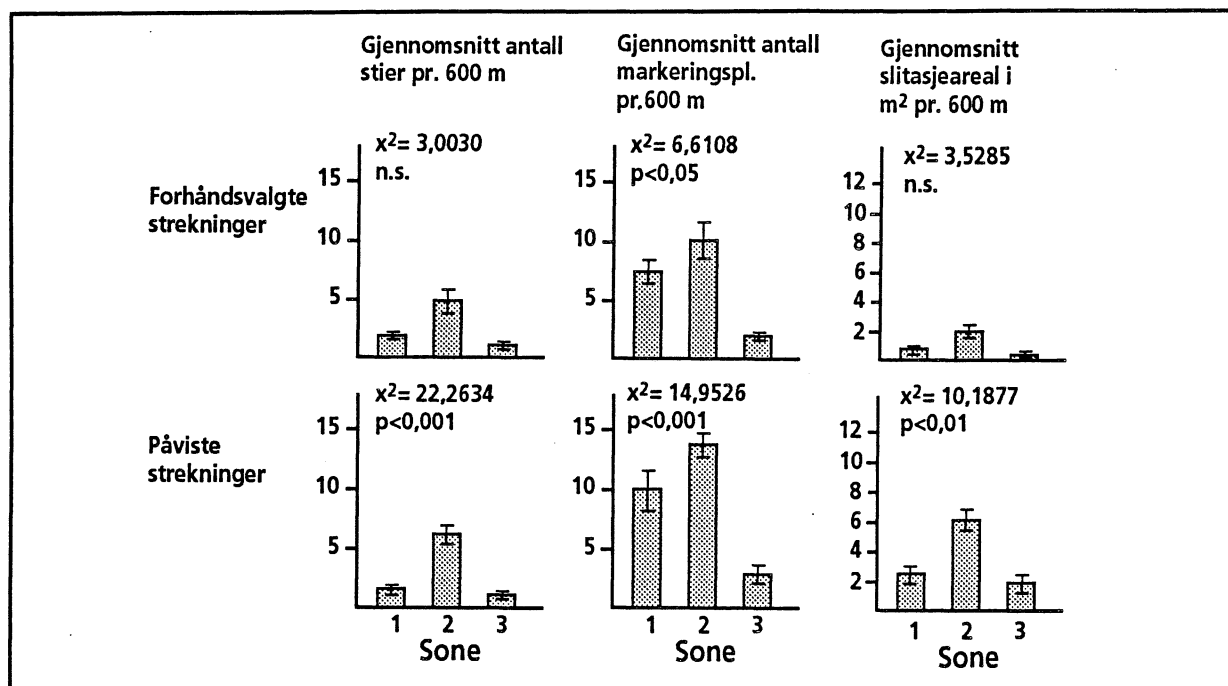
større slitasjeareal i midtre enn i indre sone. I de forhåndsvalgte strekningene var det signifikant flere markeringsplasser i midtre enn i indre sone.

#### 4.2.3 Sammenlikning av transektene

Også ved sammenlikning av transekter ble forhåndsvalgte og påviste strekninger behandlet hver for seg. **Figur 6** viser gjennomsnittlig antall stier og markeringsplasser samt slitasjeareal innen hvert transekt. Bare slitasjearealet i påviste strekninger varierte signifikant (K-W-test, **tabell 7**). Denne forskjellen kunne ikke tilbakeføres til bestemte sonepar (multipel-sammenliknings-test), men gjennomsnittlig vegetasjons-slitasje var størst i de sørligste transektene. Ellers fant vi ikke signifikante forskjeller mellom transektene (**tabell 7**).

**Tabell 7** Testresultater (Kruskall-Wallis variansanalyse) for fordeling av stier, markeringsplasser og slitasjeareal mellom transekter. – *Test results (Kruskall-Wallis analysis of variance). Distribution of runways, sprinting sites and digging/rolling area between transects.*

	$\chi^2$	P
<b>Forhåndsvalgte strekninger, N = 27</b>		
Antall stier	2.5148	0.2844
Antall markeringsplasser	4.4576	0.1077
Slitasjeareal	1.7940	0.4078
<b>Påviste strekninger, N = 72</b>		
Antall stier	4.9525	0.5499
Antall markeringsplasser	4.8161	0.5670
Slitasjeareal	12.6626	0.0490



Figur 5 Gjennomsnittlig antall stier, markeringsplasser og slitasjeareal med standardfeil pr. sone. Test-resultater for forskjeller mellom soner (Kruskal-Wallis varians-analyse) er angitt. Forhåndsvalgte strekninger ble bare undersøkt i Hemne-Frøya, Ballangen-Værøy og Tromsø-Karlsøy transektene. Sone 1=ytre sone, 2=midtre sone, 3=indre sone. Mean number of paths, number of sprainting sites and digging/rolling area per zone, with standard error. Test results for differences between zones are indicated. Sone 1=outer zone, 2=middle zone, 3=inner zone.

### 4.3 Geografisk fordeling av habitatfaktorene

#### 4.3.1 Vegetasjonstyper

Nær halvparten av det undersøkte arealet besto av strandberg uten høyere vegetasjon. Kystlynghei var den vanligste vegetasjonstypen, med størst innslag av røsslyngtypen i midtre og indre kystsone. Tangstrand-vegetasjon var mest utbredt og kantkratt minst utbredt i de to nordligste transektene. Ellers var det ingen klare nord-sør-gradienter i fordelingen av vegetasjonstyper. Sandstrands-vegetasjon, blåbærskog, storbregneskog og kulturbetinget vegetasjon forekom ujevnt og for en stor del sporadisk. Skogtypene manglet helt i ytre sone.

#### 4.3.2 Strandtyper

Klipper og svaberg samlet utgjorde 2/3 av strandtypene. Denne typen dominerte i alle transekter, og i de fleste transektsonene.

Blokkstrand og steinstrand var også vidt utbredt, som regel i lite omfang, men dominerte i noen få transektsoner. Det var gjennomgående lite blokkstrand i ytre sone. De øvrige strandtypene var sjeldne.

#### 4.3.3 Topografi

Moderat hellende strender utgjorde 1/3 og bratte strender utgjorde nær halvparten av den undersøkte strand-distansen. Flate strender og stup forekom ujevnt over hele nord-sør-gradienten, med mest flate strekninger i midtre og ytre sone.

#### 4.3.4 Skjul

Mer enn halvparten av det undersøkte arealet besto av åpne områder med dårlig skjul. Dårlig skjul dominerte i alle transekter og de fleste transektsoner. Andelene av middels og godt skjul var nokså like, og viste ingen nord-sør-

gradienter. Det var imidlertid tendens til mindre av henholdsvis godt skjul i ytre sone og middels skjul i indre sone.

#### 4.3.5 Andre habitatfaktorer

Gjennomsnittlig avstand fra de undersøkte strekningene til nærmeste bebodde hus var i de fleste transektsonene mindre enn 2 km. Ofte var gjennomsnittlig avstand til nærmeste fiskeoppdrettsanlegg atskillig større (1.6–29.4 km). Antall brakkvannsdammer innen hver transektzone var i gjennomsnitt større enn eller lik antall ferskvannsdammer.

I de fleste transektene var gjennomsnittsavstanden til nærmeste bebodde hus minst i indre sone. Gjennomsnittene av gruntvannsareal innen 200 m fra registreringsstrekningene, avstand til fiskeoppdrettsanlegg, antall brakkvanns- og ferskvannsdammer varierte ikke systematisk fra nord til sør eller fra ytre til indre kyststrøk. Generelt er det imidlertid større gruntvannsareal i midtre og ytre kystsone (Anon. 1985).

#### 4.4 Spor tegn i forhold til habitat

Vi beregnet multiple regresjoner (trinnvis prosedyre) av spor tegn-mengde på habitat-parametrene. Diversitetsindeksene (Sommers D) for vegetasjon, topografi, strandtyper og skjul ble også inkludert i regresjonsanalysen. Variablene storbregneskog, sandstrand, sanddyne og leirstrand ble bare tatt med i beregning av diversitetsindeksene, og ikke som selvstendige variabler i regresjonsanalysen, fordi de forekom for sjelden. Antall markeringsplasser, antall stier og slitasjeareal ble transformert til logaritme-verdier i denne analysen, for å tilnærme normalfordeling.

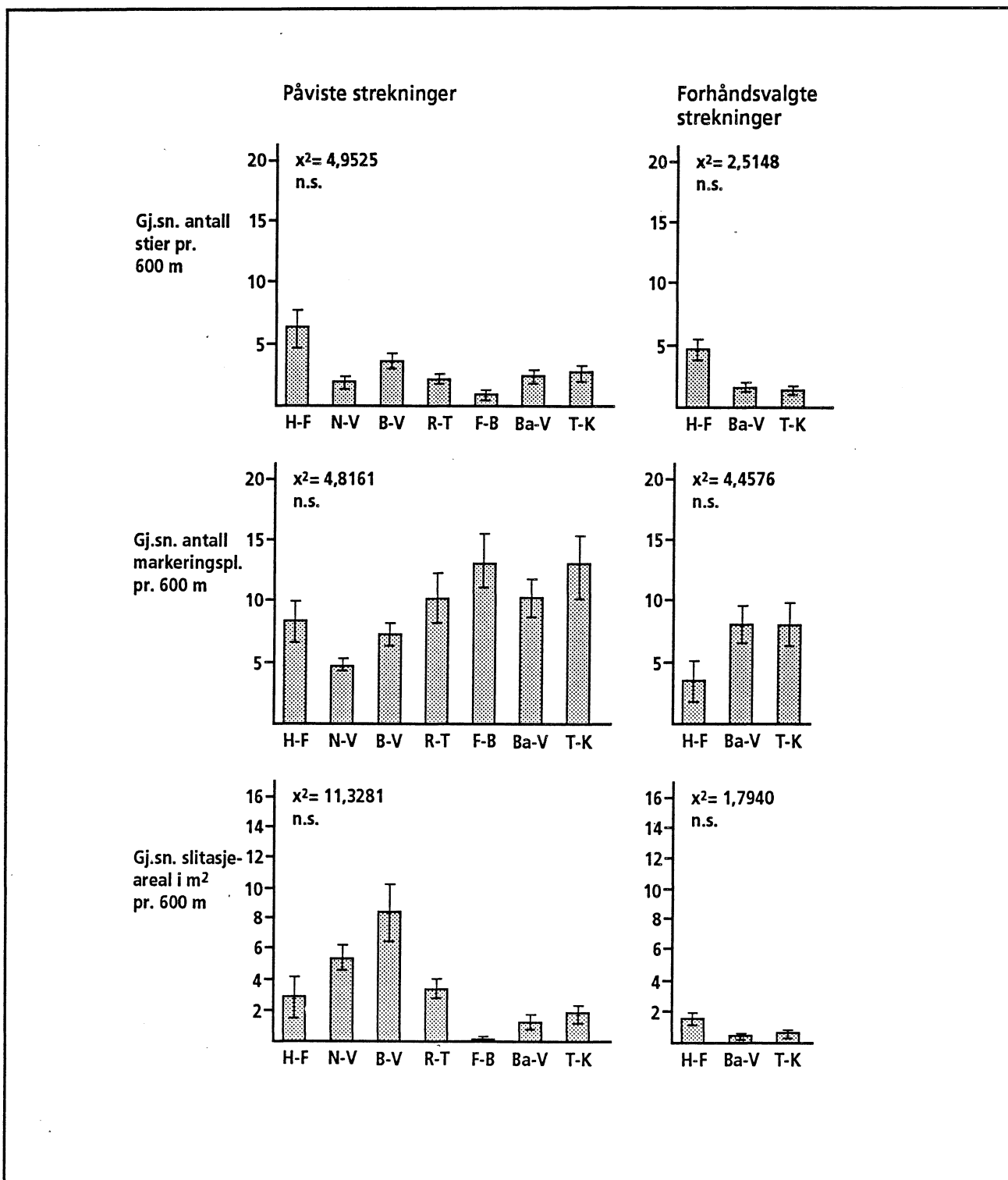
Mengden av spor tegn varierte signifikant med noen av habitatfaktorene (tabell 8). Alle de tre spor tegntypene økte signifikant med antall brakkvannsdammer. Både antall

markeringsplasser og slitasjeareal økte dessuten signifikant med nærhet til fiskeoppdrettsanlegg. Forøvrig økte antall markeringsplasser signifikant med gruntvannsarealet og avtok signifikant med andel dårlig skjul og andel flatt terreng. Antall stier økte signifikant med skjuldversiteten, mens slitasjearealet økte signifikant med forekomsten av røsslynghei.

Antall brakkvannsdammer, andel dårlig skjul, andel flatt terreng, gruntvannsareal og avstand til fiskeoppdrettsanlegg forklarte samlet 32% av variasjonen i mengden av markeringsplasser. Regresjonslikningen for mengden av markeringsplasser inkluderte dermed også flest habitatfaktorer (tabell 8). Forklaringsgraden var noe lavere for slitasjeareal og mengden av stier. Antall brakkvannsdammer og andel røsslynghei forklarte 27% av variasjonen i slitasjeareal, mens skjul-diversitet, antall brakkvannsdammer og avstand til fiskeoppdrettsanlegg forklarte 25% av variasjonen i mengden av stier.

De fleste undersøkte habitatfaktorene, inkludert avstand til bebodde hus, samvarierte ikke påviselig med forekomsten av otterspor tegn. Utenom diversitetsindeksene for vegetasjon, topografi, strandtyper og skjul undersøkte vi ikke kombinasjoner av habitatfaktorer.





**Figur 6** Gjennomsnittlig antall stier, markeringsplasser og slitasjeareal med standard feil for hvert transekt. Testresultater for forskjeller mellom transekter (Kruskal-Wallis variansanalyse) er angitt. Transekt H-F = Hemne-Frøya, N-V = Nærøy-Vikna, B-V = Brønnøy-Vega, R-T = Rana-Træna, F-B = Fauske-Bodø, Ba-V = Ballangen-Værøy, T-K = Tromsø-Karlsøy. Forhåndsvalgte strekninger ble kun undersøkt i tre transekter. – Mean number of runways, number of sprainting sites and digging/rolling area per transect, with standard error. Test results for differences between transects are indicated.

**Tabell 8** Estimer for multipel regresjon av otersportegn på habitatfaktorer. – *Estimates in multiple regression of otter signs on habitat factors.***Regresjonsligning – Regression equation:**

$$\log y_j = b_j + \sum_{i=1}^n b_i x_i$$

$y_j$  = sportegntype  $j$  – *otter sign type  $j$*

$x_i$  = habitatfaktor  $i$  – *habitat factor  $i$*

$b_j$  = konstantleddet – *constant*

$b_i$  = koeffisienten for habitatfaktor  $i$  – *coefficient of habitat factor  $i$*

$n$  = antall habitatfaktorer i ligninga – *number of habitat factors in equation*

$R$  = den multiple korrelasjonskoeffisienten – *the multiple correlation coefficient*

$p$  = signifikans-sansynligheten – *significance probability*

<b>y</b>	<b>x</b>	<b>b</b>	<b>p</b>	<b>Økning i R<sup>2</sup></b>	<b>Tot. R<sup>2</sup></b>
Antall markeringsplasser					0.324
	Ferskvann i sjøsprøytsonen	0.014	0.000	0.105	
	Dårlig skjul	-0.123	0.000	0.115	
	Flatt terreng	-0.092	0.001	0.040	
	Gruntvannsareal (ha)	0.032	0.009	0.030	
	Avst. fiskeoppdrett (km)	-0.014	0.014	0.034	
	Konstantledd	0.951	0.000		
Antall stier					0.248
	Skjuldiversitet	0.223	0.000	0.137	
	Ferskvann i sjøsprøytsonen	0.008	0.003	0.070	
	Avst. fiskeoppdrett (km)	-0.011	0.025	0.041	
	Konstantledd	-0.048	0.729		
Slitasjeareal					0.269
	Ferskvann i sjøsprøytsonen	0.017	0.000	0.197	
	Røsslenghei	0.107	0.019	0.072	
	Konstantledd	0.185	0.102		

## 5 Diskusjon

### 5.1 Metoder

Mengde av sportegn avhenger både av oter-tetthet, oteratferd og fysiske forhold i habitatet (Conroy og French 1992). Substrat, vegetasjonsforekomst, vegetasjonstype, bølgeslag og vind påvirker ulike sportegntyper på forskjellig vis. Dyras atferd som resulterer i sportegn kan også variere med kjønn, alder og årstid (Jenkins og Burrows 1980, Kruuk et al. 1986, Mason og Macdonald 1986, Rosendal et al. 1989, Prigioni et al. 1992). En rekke undersøkelser viser at markeringsplasser ikke er tilfeldig fordelt. De er gjerne knyttet til visse terrengstrukturer og til hi, i noen tilfeller også til grenser mellom leveområder (Erlinge 1967, Jenkins og Burrows 1980, Mason og Macdonald 1980, Lightfoot 1981, Green et al. 1984, Prigioni et al. 1992). Lokalt innen et leveområde kan det være liten sammenheng mellom markering og oter-aktivitet (Kruuk et al. 1986), men over hele leveområdet for hver oter fant Green et al. (1984) nær sammenheng mellom markering og annen bruk av delområder. Det er grunn til å anta at hovedtendensen i en større geografisk målestokk er en positiv samvariasjon mellom sportegn-mengde og otertetthet. Forholdet mellom sportegn-mengde og otertetthet behøver imidlertid ikke være lineært (Jenkins og Burrows 1980, Kruuk et al. 1986).

Av fysiske forhold er det egenskapene ved substratet som har størst betydning for dannelsen av stier og annen vegetasjons-slitasje. Selv de mest eksponerte strekningene hadde en del jordsmonn med vegetasjon, der slitasje-avhengige sportegn kunne vises. I eksponerte strekninger fantes vegetasjonen gjerne mer tilbaketrukket fra sjøen enn i andre strekninger. Stier nær stranda ville da ikke bli synlige, men stier inn over land kunne registreres i denne vegetasjons-sonen.

Slitasjearealet i rulle- og graveplasser representerer minst to typer av atferd. Alle otere ruller seg i vegetasjonen som en del av pelspleien. Dette foregår ikke bare i landvegetasjon, men også i tang ved fjære sjø, der det ikke etterlater seg varige spor (Nolet og Kruuk 1989). Hensikten med overflategraving og løsriving av vegetasjon er uklar, men Erlinge (1967) antok at denne atferden hadde signaleffekt mellom otere. Han fant at den var vanligst hos hannotere og i overlappings-soner mellom leveområder. I den ytre, mest eksponerte kystsonen, der vegetasjonen ofte var trukket langt tilbake fra sjøen, kan en større andel av pelspleien ha foregått i tangfjæra eller mer enn 20m fra sjøkanten sammenliknet med midtre og indre kystsoner. En større andel av overflategravingen kan også ha foregått lenger inn på land i den ytre sonen.

Selv om bare vegetasjonsareal og slitasjeareal varierte signifikant i forhold til eksponering (**tabell 3**) var det en ensartet tendens til at det også var færre stier i eksponerte strekninger (**tabell 4**). Som indeks for otertetthet ga trolig de vegetasjons-avhengige sportegnene for lave verdier i ytre sone sammenliknet med midtre og indre sone.

Eksponering for vind- og bølge-erosjon er viktige faktorer for varigheten av ekskrementer og algevekst på markeringsplasser i strandsonen. Men eksponering og valgmetode for kyststrekningene medførte ikke signifikante forskjeller i fordeling av markeringsplasser. Eksponerte strekninger hadde heller ikke konsistent færre markeringsplasser i gjennomsnitt. I den klimatiske moderate årstiden da sportegn-registreringene ble utført ser det ut til at antall markeringsplasser var mindre påvirket av eksponering og vegetasjonsdekke enn antall stier og slitasjeareal (**tabell 4**). En kan likevel ikke se bort fra at også markeringsplasser kunne bli under-estimert i ytre sone.

Hvilken virkning ulik kjønns- og alderssammensetning kan ha hatt på variasjonen i sportegnmengde kan vi ikke bedømme. Årstidsvariasjon (Conroy og French 1992) har vi forsøkt å unngå ved å foreta registreringene innen samme korte periode hvert år, på en årstid da sportegnene er relativt stabile på grunn av liten plantevekst og stabilt vær. Otere benytter større landarealer enn strandsonen. En summarisk beskrivelse av habitatet bak denne sonen ville ha vært gjennomførbart og kunne ha gitt mer informasjon om habitatpreferanser. Senere registreringer bør ta med slike habitatbeskrivelser.

## 5.2 Geografisk variasjon

Engangs-registreringer gjengir sportegnfordeling i en sterkt begrenset tidsperiode. Siden det dessuten ikke kan anbefales å benytte lokal variasjon i sportegnmengde som indikasjon på ottertethet (Kruuk et al. 1986) legger vi ikke vekt på sportegnmengde i hver enkelt registrerings-strekning.

Alle sportegntypene rangerte seg på samme måte mellom kystsonene både for påviste og forhåndsvalgte strekninger. Vi har ikke grunn til å tro at habitatene i indre kystsoner skulle vise eller bevare otersportegn dårligere enn i midtre sone. Konklusjonen er derfor at ottertetheten gjennomgående var høyere i midtre enn i indre sone. Enkelte fjordhabitat avvek fra dette, med sportegnindikasjon på høy ottertethet.

Både dannelsen og varigheten av sportegn i ytre sone var antakelig mindre enn i de andre sonene på grunn av større eksponering og mindre vegetasjonsdekke. Forskjellene i sportegnmengde mellom eksponerte og mindre eksponerte strekninger gjaldt særlig påviste strekninger. En mulig forklaring kan være at kjennskapet til oterforekomst var dårligere for eksponerte områder. Slike kystpartier kan være mindre tilgjengelige enn de mindre eksponerte

partiene. Vi kan derfor ikke rangere ottertetheten i ytre sone i forhold til midtre sone. Men også ytre sone må ha hatt en god bestand av oter, i alle fall i noen av transektene. Oterbestanden knyttet til små, eksponerte og relativt isolerte øyer i ytre kystsoner kan imidlertid være begrenset av ferskvannsførekosten og egnete hiområder.

Årsaken til lavere ottertethet i indre kystsoner kan være dårligere næringstilgang. Grunnområder med dyp mindre enn 10m, som utgjør viktige jaktområder for oter (Kruuk og Nolet 1989), er generelt mye mer utbredt i øygården enn i indre kystsoner (Anon. 1985). Den positive samvariasjonen mellom antall markeringsplasser og grunnområder styrker denne antakelsen. Influensområdet for midt-norsk sokkel har en omfattende øy- og skjærgård, slik at ytre og midtre kystsoner utgjør et stort område av øyer og grunner. Det ser derfor ut til at den største delen av oterbestanden i dette kystavsnittet finnes i øygården.

At slitasjearealet varierte signifikant mellom transektene, med lite gjennomsnittlig slitasjeareal i de nordligste, betyr antakelig ikke at ottertetheten varierte tilsvarende. Gjennomsnittlig antall markeringsplasser varierte motsatt og gjennomsnittlig antall stier usystematisk (om enn ikke signifikant) langs nord – sør gradienten. Habitat-registreringene tyder ikke på at disse forskjellene mellom sportegntyper skyldes systematisk variasjon i habitatenes evne til å vise eller bevare sportegn. Dersom overflategraving, som ofte resulterer i store slitasjearealer, er vanligst hos hanner (Erlinge 1967), mens oterfamilier med store unger markerer mye (Moorhouse pers. medd.) og familier med små unger markerer lite (Rosendal et al. 1989), kan den ulike fordelingen av slitasjeareal og markeringsplasser mellom transekter delvis skyldes forskjell i kjønns- og alderssammensetning.

Fylkesvis sammenlikning av gjennomsnittlig antall markeringsplasser ga samme resultat som antall registrerte døde otere pr. km kystlinje pr. fylke (Heggberget et al. 1992). Troms hadde de høyeste verdiene, Sør-Trøndelag og Nordland hadde intermediære verdier og Nord-Trøndelag hadde de laveste verdiene. Antall døde otere pr. km kystlinje var like høyt på Nordmøre som i Troms (Heggberget et al. 1992). Det ser derfor ikke ut til å være noen monoton nord-sør gradient i otertetthet på kysten av Midt- og Nord-Norge. Norske-kysten sørover fra Sunnmøre hadde mye lavere antall døde otere pr km kystlinje (Heggberget et al. 1992). Influensområdet for Midt-Norsk sokkel har derfor en stor andel av den norske oterbestanden.

### 5.3 Habitatavhengighet

Alle sportegntypene økte med antall brakkvannsdammer. Vi målte ikke saltholdigheten i disse sjøsprøyt-påvirkede dammene, men beliggenheten tilsier at tilførsel av saltvann skjer sporadisk og at de hovedsakelig ble opprettholdt av ferskvannstilsig. I motsetning til havoter er den eurasiatiske oteren avhengig av ferskt drikkevann (Murphy og Fairley 1985). Otere vasker seg også ofte i ferskvann etter å ha fått salt i pelsen ved opphold i sjøen. Dersom saltet ikke fjernes, trenger vann raskere inn i pelsen som dermed mister mye av sin isolasjonsevne i vann (Kruuk og Balharry 1990). Moorhouse (1988), Kruuk et al. (1989) og Moseid (1990) viste også at oterhi fortrinnsvis var tilknyttet ferskvannsføremst. Brakkvannsdammene skilte seg fra de rene ferskvannsdammene ved at de gjennomgående lå nærmere sjøen. Det ser dermed ut til at nærhet til sjøen var viktigere enn saliniteten, som trolig var lav.

Resultatene tyder på at oppdrettsanlegg for matfisk har tiltrekning på oter. Det er rimelig å anta at dette skyldes gode næringsforhold ved slike anlegg. Villfisk, særlig sei og torsk,

samles omkring fiskemærder i sjøen (Carrs 1990). Det er ikke uvanlig at oter jakter på villfisk omkring mærdene, men i en del tilfeller forsyner oteren seg også av oppdrettsfisken (Rubach pers. medd.).

Det er sansynlig at også samvariasjonen mellom gruntvannsareal og antall markeringsplasser skyldes næringstilgangen. Otere på norskekysten spiser hovedsakelig bunnlevende fisk (Heggberget og Moseid upublisert) og dykker oftest grunnere enn 10m (Nolet og Kruuk 1989). Jaktarealet avhenger derfor av gruntvannsarealet.

Resultatene antyder at mulighetene for å kamuflere seg eller holde seg skjult har betydning for habitatvalg hos oter, selv i de relativt uforstyrrede områdene som dominerer i denne undersøkelsen. At skjul-diversiteten samvarierte positivt med antall stier mens andel middels eller godt skjul ikke bidro signifikant til å forklare variasjonen i sportegnmengde kan tyde på at registreringsmetoden ikke beskriver skjulmulighetene godt nok. Struktur-variasjon og større strukturer enn de vi benyttet til karakteristikk av godt, middels og dårlig skjul kan være viktige som kamuflasje for oter.

At flatt terreng samvarierte negativt med antall markeringsplasser har antakelig sammenheng med at dette terrenget hadde lite av framtrepende punkter som gir markering en god signaleffekt. Dette er imidlertid ikke ensbetydende med at otere unngår slikt terreng.

Det er ikke innlysende at den positive samvariasjonen mellom slitasjeareal og røsslynghei skyldes oterpreferanse for røsslyng. Denne lyngarten er motstandsdyktig mot slitasje, men til gjengjeld heles slitasjen langsommere enn i urtepreget vegetasjon. Slitasje akkumuleres derfor over lengre tid i røsslyng. Samvariasjonen mellom otersportegn og røsslynghei kan også skyldes felles preferanse for en jordtype. En type av



røsslyng-hei finnes på terrengdekkende, fast myr i kyst-strøk (Fremstad og Elven 1987). Oterhi er i mange tilfeller utgravd i slik torvjord (Moorhouse 1988, Moseid 1989). Den har en porøs men fast struktur som er gunstig for hiutgraving og våtere partier er gjerne rik på vannhull og dammer. Små vannhull med omtrent samme diameter som oterkroppen finner en gjerne i dette jordsmonnet, og de blir flittig benyttet av otere (egne observasjoner). Kruuk og Balharry (1990) antydte at slike dype, trange vannhull kan være spesielt effektive for å presse saltvann ut av oterpelsen.

De fleste av habitatfaktorene som samvarierte signifikant med sportegnmengde var knyttet til primære behov som tilgang på ferskvann, næringsdyr, kamuflasje og antakelig også egnede hiområder. Som en kunne vente betød de fenologiske habitatfaktorene, d.v.s vegetasjonstyper, topografi og strandtyper, i de flest tilfeller lite for forekomsten av otersportegn. Arten finnes eller har vært å finne i svært forskjellige ferskvanns- og kyst-habitater fra Atlanterhavet til Stillehavet og fra ishavskystene til tropene, selv om mange bestander nå er sterkt redusert eller borte. Registreringsområdet er fenologisk relativt ensartet sammenliknet med det geografiske utbredelsesområdet for eurasiatisk oter.

## 6 Konsekvensprognose

### 6.1 Oljevirkninger på oterindivider

Det er vist at kontakt med olje kan ha alvorlige og ofte dødelige virkninger på pattedyr. Problemene er størst hos akvatiske og semiakvatiske arter med pelsisolasjon i stedet for spekkisolasjon. Etter oljeutslipp på Shetland ble det registrert oljerester og oljetilsølte fjær i mange oterekskremitter (Baker et al. 1981). Oterene fikk trolig i seg olje ved å stelle oljetilsølt pels og ved å spise oljeskadd fugl. Observasjoner av levende otere i området viste at de ikke forsøkte å unngå oljen. Tretten døde otere ble funnet, og de fleste var døde i løpet av en måned etter uhellet. Oterene hadde blødninger og olje i fordøyelseskanalen og vevsforandringer i lever, lunger og nyrer. Nedbryting av vevet i disse organene er også funnet hos oljedøde seler og hos isbjørn (Griffiths et al. 1987).

En delvis oljetilsølt oter som ble fanget en måned etter oljeutslippet fra 'Deifvos' på Helgelandskysten i 1981 hadde oppkast og diarree de første dagene i fangenskap (Heggberget og Moseid 1989). Før innfangning så det ut til at den unngikk å gå i sjøen (Wiig pers. medd.). Den hadde oljerester i pelsen, som var sammenfiltet og hadde mistet sin normale og vannavstøtende isolerende struktur i de tilsølte områdene (Ekker og Jenssen 1989). Oteren døde etter en uke i fangenskap, sterkt avmagret. Den hadde da en moderat magekatarr. Hos denne oteren kan stresset i forbindelse med fangenskap være en alternativ forklaring på tilstanden i fordøyelses-systemet.

Omfattende studier av oljeskader er foretatt på isbjørn (se Griffiths et al. 1987). De fysiologiske skadene av olje vil trolig være liknende for andre pattedyr som er utsatt for å fordøye olje og som er avhengige av pelsisolasjon. Derfor refererer vi resultatene nokså inngående.

Etter eksperimentell oljetilsøling slikket isbjørnene i seg betydelige mengder olje fra pelsen. Dette resulterte i oppkast og diarre. Analyse av oppkast viste at de lettere oljemolekylene raskt ble tatt opp i kroppen. Oljerester fantes i avføringen opptil fem uker etter eksperimentet, på grunn av at oljen holdt seg lenge i pelsen. Absorbent olje ble funnet i blodplasmaet. Høye konsentrasjoner ble funnet i beinmarg, hjerne og nyrer. Avtagende mengder ble funnet i lever, lunger, skjelett og hjertemuskel, men ikke i fett. Bjørnene ble for syke til å få i seg nok væske, ble dehydrert og fikk dårlig nyrefunksjon både på grunn av dehydreringen og direkte nedbryting av nyrene. Beinmarg og røde blodlegemer ble ødelagt, og nyresvikten bidro ytterligere til å forstyrre blodsammensetningen. Isbjørnene fikk også betennelser og blødninger i fordøyelseskanalen og degenerering i hjerne og lever. To av bjørnene døde av hjerneskode. Den tredje bjørnen, som ble utsatt for minst olje, kom seg etter fem måneders veterinærbehandling.

Ytre skader på isbjørnene var også alvorlige. Hudirritasjon og håravfall resulterte i økt metabolisme (24–86% økning), økt hudtemperatur og redusert kroppstemperatur som viste at dyra ble utsatt for kraftig temperatur-stress.

På bakgrunn av det som er kjent om reaksjoner på olje rekner vi med at oljetilsølte eurasiatiske otere har høy dødelighet. Tiltak for å vaske tilsølte otere anser vi som lite aktuelle under de fleste omstendigheter. Det vil for det første være vanskelig å lokalisere eller fange de skadde oterene. Dyr som er så skadd at de er lette å fange vil i mange tilfeller dø av oljens giftvirkninger i alle fall. Erfaringene fra forsøk på å rehabilitere oljeskadde havotere og fugler viser at en stor andel dør etter rensingen (Bayha og Kormendy 1990, Anker-Nilssen 1991). For å unngå genetisk utarming kan rehabilitering av oter være aktuelt når berging av individer har betydning for å redde isolerte bestander. Dette

gjelder bestander i isolerte øygrupper og restbestander lenger sør langs kysten.

## 6.2 Oljevirkninger på oterbestanden

Vi kan ikke se at ordinær borevirksomhet på midt-norsk sokkel vil ha betydning for oterbestanden. Konsekvenser av eventuelle landbaser vurderes ikke i denne sammenhengen. Negative, direkte konsekvenser av borevirksomheten vil intrefte om utslipp av olje når land, eller grunnområder nær land.

I øygården, der oljen fra uhell i åpen sjø først når land og delvis blir liggende igjen, har vi også den tetteste og største oterbestanden. Et oljesøl vil trolig utrydde en stor del av bestanden der det treffer kysten. Men oljehell med moderat utstrekning langs land får trolig ikke langvarige direkte virkninger på bestanden, unntatt for de mer isolerte bestandene. Dette er fordi oterbestanden i influensområdet for midt-norsk sokkel er sammenhengende, med unntak av de bariærene lengre havstrekninger kan representere. Derfor kan en rekne med innvandring fra omliggende områder. I større øygrupper og langs innskåret kyst vil antakelig deler av bestanden dessuten unngå oljen fordi leveområdene er forholdsvis små, særlig for hunnotere. Fire radiomerkede otere på Helgelandskysten ble fulgt i 9 til 21 mnd. De to hunnene holdt seg innen leveområder med 2–3 km diameter, mens leveområdenes diameter for de to hannene var 7–10 km (Heggberget et al. upublisert). For noen otere kan hele leveområdet derfor ligge i le av land i forhold til strøm og vind og behøver ikke bli rammet av olje.

For mer isolerte bestander i små øygrupper kan det tenkes at konsekvensene blir store, også på lang sikt, med tap av genetisk variasjon. Vi vet ikke hvor lange havstrekninger otere kan krysse uten større problemer, men denne arten oppholder seg som regel mindre enn 1/2 time i saltvann av gangen (egne obs.), antakelig fordi

varmetapet er relativt stort, særlig i saltvann som trenger mer inn i oterpelsen enn ferskvann (Kruuk og Balharry 1990). Svømmehastigheten ved rask, lengre forflytning er ca. 1 m/sek (egne obs, Chanin 1985), dvs. 2–3 km på 1/2 – 1 time. Lengre åpne havstrekninger enn dette vil antakelig virke som gradvis sterkere barrierer. Både vandringsmønster og genetisk variasjon hos oter er imidlertid praktisk talt ukjent.

Oljehell kan også virke indirekte på oterbestanden, ved redusert rekruttering av næringsdyr men usikkerheten her er betydelig. Torske-egg og -larver er følsomme for olje (Serigstad et al. 1987). Kysttorsk er et av de viktigste byttedyra for oter i influensområdet (Heggberget upublisert), og redusert rekruttering av kysttorsk og eventuelt andre byttearter kan få betydning for næringstilgang og bestandsstørrelse for oter.

### 6.3 Konklusjon

Vi rekker med høy dødelighet for otere som kommer i kontakt med olje. På strender, nær land og på sjøen i grunne områder med dyp mindre enn 10 m har oljen størst sansynlighet for å ramme otere. Men oljeutslipp med liten utbredelse langs kysten ventes ikke vanligvis å føre til langvarig reduksjon av lokale bestander. Arten er sammenhengende utbredt langs kysten, med størst tetthet i øygården, og vi venter at en lokal bestandsreduksjon vil bli kompensert ved innvandring. På grunn av dette vil konsekvensene for bestanden som helhet ha nær sammenheng med størrelsen på kystområdet som rammes av et eventuelt oljeutslipp. Vi antar også at bestandsendringene blir størst når større gruntvannsområder rammes, siden dette er viktige jaktområder for oter. Vi kan imidlertid ikke se bort fra at det kan finnes relativt isolerte bestander langs kysten som kan gå tapt selv ved et lokalt oljehell.

Redusert rekruttering av byttedyr på grunn av dødelighet av olje-utsatte fiske-egg og larver kan eventuelt medføre knapphet på næring og resultere i bestandsreduksjon hos oter.



## 7 Oppfølgende undersøkelser

Oterbestanden langs kysten av Norge er generelt dårlig kartlagt. Vi har ingen estimerer for bestandsstørrelse og tetthet av oter. Registreringene av oterspor tegn som ble foretatt i denne undersøkelsen kan benyttes til sansynlig rangering av otetetthet, men gir ikke opplysninger om antall av otere. Registreringene viser dessuten spor tegn-situasjonen slik den var i de undersøkte strand-strekningene på sensommeren og høsten i ett bestemt år. De gir ikke informasjon om naturlig variasjon mellom sesonger og år og om dynamikken i oterfordelingen. Eksisterende metoder for estimering av otetetthet er svært tidkrevende og derfor ikke egnet til kartlegging av oterbestand over større områder.

Det er ikke gjort forsøk med virkninger av olje på eurasiatisk oter, men resultatene fra nærstående og økologisk like arter har trolig betydelig overføringsverdi. Av etiske grunner anser vi det ikke nødvendig å olje levede oter for å studere indre oljeskader. Isolasjonsforandringer kan studeres på oterskinn.

En del av oterens næringsdyr holder til på svært grunt vann og blir tildels igjen i fjæra under tang og steiner ved fjære sjø. Disse artene vil være mer sårbare for oljesøl dersom det når land enn det som er tilfelle for fisk i åpent hav. Etter et oljesøl kan otere få i seg olje ved å spise slike dyr. Disse artene er ikke kartlagt i AKUP-sammenheng og dårlig undersøkt ellers.

På denne bakgrunnen foreslår vi følgende oppfølgende undersøkelser i prioritert rekkefølge:

1. Gjentakelse av spor tegnregistreringer flere år i de samme strekningene og med samme metodikk for å kartlegge dynamikken i spor tegnforekomst/otertetthet, helst før områdene åpnes for leteboring. Deretter bør

strekningene overvåkes i leteborings- og drifts-fasene.

2. Eventuelt mer direkte registrering av oterforekomst ved bruk av varmesensitivt kamera fra fly. Det må først klarlegges om denne metoden, som er vellykket for store pattedyr, også er egnet for oter.
3. Estimering av otertetthet i et fåtall områder, samtidig med spor tegnregistrering, for å utrede sammenhengen mellom spor tegnmengde og otertetthet.
4. Måling av reduksjon av isolasjonsevne i oljetilsølte oterskinn.
5. Registrering av næringsdyr for oter i fjæresonen i et utvalg av områdene der spor tegn registreres.

## 8 Sammendrag

Siden oterbestanden er vanskelig å estimere direkte benyttet vi otersportegn som indeks for forekomst av oter. Sportegn etter oter i strandsonen ble registrert i 7 transekter fra indre til ytre kyststrøk. De undersøkte transektene var Hemne–Frøya, Nærøy–Vikna, Brønnøy–Vega, Rana–Træna, Fauske–Bodø, Ballangen–Værøy og Tromsø–Karlsøy. Hvert transekt ble delt i en indre, midtre og ytre kystzone. Innen hver transektzone ble et varierende antall strandstrekninger undersøkt. Noen av strekningene ble påvist som gode oterområder av lokalkjente folk og noen ble valgt uten forhåndskjennskap til oterforekomst. Antall hi, oterstier og markeringsplasser (punkter hvor duftstoffer og eksskrementer avsettes) og arealet av rulle- og graveplasser ble registrert i en 20 m bred strandsone målt fra øvre flomål. Antall ferskvannsdammer, avstand til bebodde hus, avstand til fiskeoppdrettsanlegg, vegetasjonstyper, strandtyper og topografi ble også registrert.

Det var gjennomgående mest sportegn i den midtre kystsonen som besto av den indre delen av øygården med store kystøyer. I ytre kystzone var antakelig sportengmengden noe redusert på grunn av større vind- og bølgeeksponering. Eksponerte strekninger hadde gjennomsnittlig mindre vegetasjon som kunne vise slitasje og stier. Det er også sannsynlig at eksskrementene på markeringsplassene ble erodert bort raskere på eksponerte strekninger. Det ser derfor ut til at det gjennomsnittlig var mindre oter i indre kyststrøk (fastlandskysten og fjordene) enn i midtre strøk, men bestander i ytre strøk kan ha vært relativt tettere enn sportegntettheten indikerte. Vi fant ikke tilstrekkelig variasjon i sportegntettheten mellom transekter til å indikere noen bestandsvariasjon langs nord-sør-gradienten.

Sportegntettheten varierte hovedsakelig med habitatfaktorer som kan ventes å ha betydning

for tilgang på næring, ferskvann og skjul. Den økte med antall ferskvannsdammer i sjøsprøytonen, nærhet til fiskeoppdrettsanlegg, gruntvannsareal, diversiteten av skjul og andelen røsslynghei. Den avtok med andel dårlig skjul og andel flatt terreng. Samvariasjonen med røsslynghei kan skyldes at denne vegetasjonstypen er utbredt på en torvjordtype som er et godt substrat for hi og vannhull.

Negative konsekvenser av oljevirksomhet for oter vil inntreffe dersom oljesøl kommer inn til land eller til grunnområder nær land. På bakgrunn av erfaringer med vår oterart og med andre semiakvatiske pattedyrarter som har pelsen som viktigste isolasjon regner vi med høy dødelighet på otere som kommer i kontakt med olje. Dette skyldes både indre forgiftning og tap av varmeisolasjon. For bestanden av oter regner vi ikke med at lokal oljeforurensning vanligvis vil få langvarig virkning. Bestanden er sammenhengende utbredt og det kan ventes innvandring fra omliggende områder. Bestandskonsekvensene vil være størst i øygården og stå nært i forhold til den geografiske utbredelsen av et oleutslipp. For mer isolerte bestander i små, fjerntliggende øygrupper kan det tenkes at konsekvensene blir store, også på lang sikt, med tap av genetisk variasjon.

Oljehell kan også virke indirekte på oterbestanden, ved redusert rekruttering av fisk som byttedyr for oter, f.eks. torsk som har oljefølsomme egg- og larvestadier.

På bakgrunn av dårlig kartlegging av oterbestanden langs kysten av Norge, manglende estimerer for bestandsstørrelse og tetthet av oter, manglende undersøkelser av oljens virkning på eurasiatisk oter og dårlig kunnskap om de av oterens byttearter som delvis har tilhold i fjæresonen foreslås følgende oppfølgende undersøkelser i prioritert rekkefølge:

1. Gjentakelse av sportegnregistreringer flere år i de samme strekningene og med samme metodikk for å kartlegge dynamikken i sportegnforekomst/oterfordeling, helst før områdene åpnes for leteboring. Deretter bør strekningene overvåkes i leteborings- og drifts-fasene.
2. Eventuelt mer direkte registrering av oterforekomst ved bruk av varmesentitivt kamera fra fly. Det må først klarlegges om denne metoden, som er vellykket for store pattedyr, også er egnet for oter.
3. Estimering av otetetthet i et fåtall områder, samtidig med sportegnregistrering, for å utrede sammenhengen mellom sportegnmengde og otetetthet.
4. Måling av reduksjon av isolasjonsevne i oljetilsølte oterskinn.
5. Registrering av næringsdyr for oter i fjæresonen i et utvalg av områdene der sportegn registreres.

## 9 Litteratur

- Anker-Nilssen, T. 1991. Skader på sjøfugl i Alaska etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i mars 1989. – NINA Oppdragsmelding 89:1–38.
- Anonymus 1985. Høyde og dybdeforhold. Kartblad 2.1.1 Nasjonalatlas for Norge. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Baker, J.R., Jones, A.M., Jones, T.P. & Watson, H.C. 1981. Otter (*Lutra lutra* L.) mortality and marine oil pollution. – Biol. Conserv. 20:311–321.
- Bayha, K. & Kormendy, J. (Technical coordinators) 1990. Sea otter symposium: Proceedings of a symposium to evaluate the response effort on behalf of sea otters after the T/V Exxon Valdez oil spill into Prince William Sound, Anchorage, Alaska, 17–19 April 1990. U.S. Fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 90(12). 485s.
- Carrs, D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. – Aquaculture 90:29–40.
- Chanin, P. 1985. The natural history of otters. Croom Helm, London. 179s.
- Conroy, J.W.H. & French, D.D. 1992. Seasonal patterns in the sprinting behaviour of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. – I: Reuther, C. & Röchert, R. red. Proceedings from the V. international otter colloquium. – Habitat 6:159–166.
- Ekker, M. & Jenssen, B.M. 1989. Målinger av varmegjennomgang i skinn av oter *Lutra lutra*. Rapport til Thrine Moen Heggberget, NINA. – Univ. Trondheim, AVH.
- Erlinge, S. 1967. Home range of the otter *Lutra lutra* L. in Southern Sweden. – Oikos 18:186–209.
- Fremstad, E. & Elven, R. (red.) 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. – Økoforsk utredning 1987, 1.
- Green, J. Green, R. & Jefferies, D.J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. – Lutra 27:85–145.

- Griffiths, D.J., Øritsland, N.A. & Øritsland, T. 1987. Marine mammals and petroleum activities in Norwegian waters. – Fiskeri og Havet, Ser. B, 1987 (1):1–179.
- Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1989. Oter og olje. Rapport til olje- og energidepartementet fra prosjektet oter og olje 1989. – NINA Oppdragsmelding 21:1–13.
- Heggberget, T.M., Overskaug, K., Skagen, I. & Moseid, K.-E. 1992. Innsamling av fredet fallvilt. Årsrapport for 1991 med resultater fra oter-innsamlingen i 1978–90. NINA Oppdragsmelding 147:1–23.
- Hoddø, T., Klokk, T., Sandvik, J., Sindre, E., Tømmerås, P., Østebrøt, A. & Danielsen, A. 1984. Kystkartlegging Nord-Trøndelag. – Vedleggsrapport til kart. SINTEF, Trondheim. 114s.
- Jenkins, D. & Burrows, G.O. 1980. Ecology of otters in northern Scotland. III. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. – J. Anim. Ecology 49:755–774.
- Kruuk, H. & Conroy, W.H. 1991. Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. – J. Applied Ecol. 28:83–94.
- Kruuk, H. & Balhary, D. 1990. Effects of water on thermal insulation of the otter, *Lutra lutra*. – J. Zool., Lond. 220:405–415.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H., Glimmerveen, U. & Ouwerkerk, E.J. 1986. The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. – Biol. Conserv. 35:187–194.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H. & Moorhouse, A. 1991. Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. – J. Applied Ecol. 28:95–101.
- Kruuk, H. & Moorhouse, A. 1991. The spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. – J. Zool. Lond. 224:621–637.
- Kruuk, H., Moorhouse, A., Conroy, J.W.H., Durbin, L. & Frears, S. 1989. An Estimate of Numbers and Habitat Preference of Otters *Lutra lutra* in Shetland, UK. – Biol. Conserv. 49:241–254.
- Kruuk, H., Nolet, B. & French, D. 1988. Fluctuations in numbers and activity of inshore demersal fishes in Shetland. – J. Mar. Biol. Ass. U.K. 68:601–617.
- Lightfoot, A. 1981. Coastal otters in Norway. Vincent Wildlife Trust, London. 42 s.
- Macdonald, S.M. & Mason, C.F. 1980. Observations on the marking behavior of a coastal population of otters. – Acta Theriologica 25:245–253.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 1987. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: An evaluation. – Biol. Conserv. 41:167–177.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 1986. Otters. Ecology and conservation. Cambridge university press, Cambridge. 236s.
- Moorhouse, A. 1988. Distribution of holts and their utilisation by the European otter (*Lutra lutra* L.) in a marine environment. Ms.c. Thesis, Univ. of Aberdeen. 113s.
- Moseid, K.-E. 1990. Hibruk og hifordeling i en sympatrisk populasjon av mink (*Mustela vison* S.) og oter (*Lutra lutra* L.) i et marint habitat. – Hovedfagsoppgave, Univ. i Trondheim. 24s.
- Moseid, K.-E. & Heggberget, T.M. 1992. Skader på sjøpattedyr etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i mars 1989. – I: Kleiven, J. red. Oljesøl Alaska – oppfølging 1991. AKUP/NINA, Rapport. 31s.
- Murphy, K.P. & Fairley, J.S. 1985. Food of otters on the south shore of Galway Bay. – Proc. Roy. Irish Acad., Sect. B, Biol. Geol. Chem. Sci. 85B:47–55.
- Nolet, B.A. & Kruuk, H. 1989. Grooming and resting of otters *Lutra lutra* in a marine habitat. – J. Zool., Lond., 218:433–440.
- Prigioni, C., Fumagalli, R. & Rocca, F. 1992. Captive otter project in the Ticino Valley (Northern Italy). – I: Reuther, C. & Röcher, R. red. Proceedings from the V. international otter colloquium. – Habitat 6:147–150.
- Rosendal, E., Sjølin, K. & Sandegren, F. 1989. Rørelsemønstre och

markeringsbeteenden hos uttrar i hägn. -  
Viltnytt 27:13-20.

Serigstad, B., Sværen, I., Ellingsen, T &  
Føyn, L. 1988. Marine organismers  
følsomhet for olje som funksjon av alder. -  
Havforskningsinstituttet, Bergen. 16s.

Siegel, S. & Castellan, N.J.Jr. 1988.  
Nonparametric statistics for the behavioural  
sciences. McGraw-Hill, N.Y. 399s.





175

nina  
oppdrags-  
melding

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0301-4

Norsk institutt for  
naturforskning  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tel. 07 58 05 00