

393

OPPDRAKSMELDING

Faunistiske effekter av gjerder og
andre menneskeskapte barrierer

Kjetil Bevanger
Gunnar Henriksen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapte barrierer

Kjetil Bevanger
Gunnar Henriksen

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennesenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapt barrierer. - NINA Oppdragsmelding 393: 1-26.

Trondheim, mars 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0650-1

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Major land use change

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

Design og layout

Synnøve Vanivk

NINA•NIKU, Trondheim

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12554 Reingjerde

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapte barrierer. - NINA Oppdragsmelding 393: 1-26

Foreliggende utredning er en litteraturgjennomgang og fokuserer hvordan gjerder, vei, jernbane, rørledninger, kraftledninger og vannkraftmagasin kan påvirke dyrs bevegelsesfrihet og migrasjonsmønstre, og tildels forårsake direkte dødelighet. Disse "konstruksjonene" og deres påvirkning på faunaen refereres til som barrierer og barriereeffekter. Gjerder kan utformes slik at de virker som effektive barrierer for en rekke pattedyrarter. I Norge fremstår spesielt reingjerder, riksgrensegjerder og gjerder langs hovedveier og jernbane, som problematiske i forhold til enkelte arter. Gjerder kan medføre betydelig dødelighet hos fugler, men også pattedyr blir hengende fast og drept i tilknytning til dem. Uheldig plassering av gjerder har vist at dette både kan føre til overbeiting, slitasjeskader og redusert bæreevne i forhold til enkeltarter. De få undersøkelser som foreligger er i første rekke knyttet til direkte dødelighetsrisiko. Vei, jernbane og kraftledninger fører til direkte dødelighet hos mange fugler og pattedyr, ved siden av at de båndlegger store arealer og ødelegger biotoper, fragmenterer landskap og forringer kvaliteten hos en rekke naturtyper. I Norge finnes ingen systematiske analyser for hvordan vei og jernbane fungerer som barrierer i klassisk betydning. I forhold til rørledninger og vannkraftmagasin er kunnskapen enda mer begrenset. Kraftledninger kan representere en betydelig dødelighetsfaktor for fugl, men det er stort behov for undersøkelser omkring eventuelle barriere-effekter av kraftledninger som følge av rydebeltet, støy av elektriske utladninger (corona) m.m. De barriere-typer som er diskutert, kan hver for seg eller i en eller annen kombinasjon, være effektive barrierer. De overordnede og langsiktige, biologiske og økologiske problemer knyttet til menneskeskapte barrierer, er deres fragmenteringseffekt i forhold til naturlig forekommende naturtyper. Fragmenteringsprosessen går stadig raskere, og selv i Norge finnes det nå bare mindre områder som er upåvirket av barrierer. Denne type menneskelig aktivitet medfører en kontinuerlig reduksjon i det biologiske mangfoldet og rammer på alle nivå; dvs fra landskap og unike naturtyper (økosystem- og samfunnsnivå), ned mot populasjoner, subpopulasjoner, individ- og gen-nivå. Det er behov for å utforme en plan for innhenting av nødvendig kunnskap i forhold til økologiske effekter av antropogene barrierer. Problemstillingene er så omfattende at det vil være naturlig å utforme et eget forskningsprogram i tilknytning til dem.

Emneord: Gjerder - veier - jernbaner - rørledninger - kraftledninger - fugler - pattedyr - konflikter.

Kjetil Bevanger, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.
Gunnar Henriksen, Rogaland Consultants, Luramyrvn. 23, Box 1137, 4301 Sandnes.

Abstract

Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistic consequences of fences and other man-made barriers. - NINA Oppdragsmelding 393: 1-26.

This report is based on a literature review and focuses on how fences, roads, railways, pipelines, power lines and hydropower reservoirs may affect migratory and dispersal movements of animals, and cause mortality. These constructions and their influence on the fauna are referred to as barriers and barrier effects. Fences may be designed to be impenetrable for several animal species. In Norway, reindeer fences, fences along the Russian, Finnish and Swedish borders, and fences along highways and railways have proved to be particularly serious problems for the fauna. Fences may cause appreciable bird mortality, but mammals also become trapped and killed in them. Inappropriate location of fences has resulted in certain species overgrazing, causing wear and tear, or being affected because the area develops less carrying capacity. Little research on the topic has been published and what has is mainly concerned with the mortality caused directly by fences. In addition to killing several species of birds and mammals, roads, railways and power lines occupy huge areas and destroy biotopes, fragment the landscape and reduce the overall quality of habitats. No systematic research has been carried out in Norway to learn how roads and railways function as actual barriers. Still less is known concerning pipelines and hydropower reservoirs. It is known that power lines can cause substantial bird mortality, but there is an urgent need for research regarding the barrier effects of clear-felled powerline corridors, corona noise, etc. The barriers discussed in this report may result in barrier effects on their own account, or they may have negative effects on the fauna when two or more act together. The most important, long-term biological and ecological problems connected with man-made barriers are that they lead to fragmentation of the original habitats. This process is increasing rapidly in Norway and only some small undisturbed areas remain. These types of human activity cause a continuous reduction in biodiversity and affect every level from landscapes and unique types of habitats (ecosystems), to populations, subpopulations, individuals and genes. A major information-gathering plan should be implemented to study the ecological effects of man-made barriers. Because there are many ways of approaching the problem, a specific research programme should be initiated to tackle it.

Key words: Fences, roads, railways, pipelines, rights-of-way, birds, mammals, conflicts.

Kjetil Bevanger, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005, Trondheim, Norway.
Gunnar Henriksen, Rogaland Consultants, Luramyrvn. 23, Box 1137, N-4301 Sandnes, Norway.

Forord

I tilknytning til et prosjekt som skulle vurdere miljømessige konsekvenser av reingjerdebygging i Finnmark ba Direktoratet for naturforvaltning (DN) Norsk institutt for naturforskning om å utarbeide et problemnotat som skulle "gi en oversikt over eksisterende kunnskap omkring reingjerder og pattedyr, og en mer generell vurdering av fysiske barrierers økologiske konsekvenser". Det skulle også gis en vurdering av hvor kunnskapshullene var størst. Kontaktperson ved DN har vært Lars Løfaldli, som takkes for godt samarbeid. En spesiell takk til Ole Reitan for kritiske og konstruktive kommentarer til manusutkast.

Trondheim, desember 1995

Kjetil Bevanger

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Gjerder.....	6
2.1 Gjerdekategorier og gjerdetyper.....	6
2.1.1 Elektriske gjerder.....	6
2.1.2 Konvensjonelle gjerder.....	7
2.2 Gjerder som beskyttelse mot predasjon.....	7
2.3 nngjerding av hager og avlinger.....	8
2.4 Gjerder langs vei og jernbane m.m.....	8
3 Økologiske konsekvenser av gjerder som fysiske barrierer.....	9
4 Gjerder som økologisk faktor i Norge.....	11
4.1 Fugler.....	11
4.2 Pattedyr.....	12
5 Andre fysiske barrierer.....	13
5.1 Vei.....	13
5.2 Jernebane.....	15
5.3 Kraftledninger.....	15
5.3.1 Fugler.....	16
5.3.2 Pattedyr.....	17
5.4 Rørledninger.....	17
5.5 Vannkraftmagasin.....	18
6 Sammenfattende diskusjon.....	19
7 Litteratur.....	22

1 Innledning

Ingen har endret landskap og miljø for andre levende organismer mer enn mennesket, og det i løpet av en svært kort periode, sett i et evolusjonært perspektiv. Et fåtall høyerestående organismer er i stand til å tilpasse seg slike hurtige, og i økologisk sammenheng uforutsigbare, miljøendringer. Oppdyrking av jordbruksarealer, flatehogst, bygging av veier, jernbane, lyster, gass- og oljerørledninger og kraftledninger, er eksempler på inngrep som kan få dramatiske konsekvenser for en rekke arter, ved at utallige enkeltindivider får problemer med å respondere på forstyrrelsene av sine leveområder. Mer kjent er effekter av f.eks. bruk av snøscooter. Enkelte forskere har i den senere tid bl.a. hevdet at bruk av snøscooter kan føre til sammentrykking av det subnivale luftrommet og derved påvirke overlevelse i smånagerpopulasjoner. Generelt finnes imidlertid liten informasjon omkring arts-spesifikke effekter av menneskeskapte barrierer (jf Meffe & Carroll 1994). Foreliggende rapport fokuserer spesielt på inngrep som kan fremstå som faunistiske "barrierer". Begrepet barriere er her brukt i en noe videre betydning enn vanlig, og reflekterer også elementer i tilknytning til menneskeskapte konstruksjoner som fører til direkte dødelighet, f.eks. som følge av bilpåkørsler eller kollisjoner mot kraftledninger.

Ved siden av å fremstå som barrierer i klassisk forstand, vil det økologiske influensområdet i tilknytning til vei, jernbane, gjerder osv. kunne være meget bredt. På bakgrunn av tilgjengelig litteratur, synes det å være en klar tendens til at direkte og konkrete effekter av slike menneskeskapte konstruksjoner har blitt mest fokusert, mens indirekte og mer langsiktige effekter, som er mer komplisert å identifisere, har kommet i bakgrunnen.

Størst oppmerksomhet er blitt viet direkte dødelighet som følge av kollisjoner mot bil (f.eks. Komarek & Wright 1929, Göransson et al. 1979, Havlin 1987, Burger & Gochfeld 1992, Illner 1992, Dickson & Dickson 1993), gjerder (f.eks. Banko 1960, Stewart 1973, Williams & Colson 1989, Jonkers & Smith 1984, Allen & Ramirez 1990, Bevanger 1991, 1995) og kraftledninger (f.eks. Bevanger 1988, 1990, 1993a, 1994a, 1995b, 1995c). Mer alvorlig er trolig de indirekte og langsiktige økologiske effekter av "barrierekonstruksjoner". Fragmentering og oppstyking av habitater, samt forstyrrelse og destruksjon av de dynamiske prosesser som et økosystem er avhengig av for at det biologiske mangfold og et bærekraftig miljø skal kunne opprettholdes, er de langsiktige resultater i en prosess hvor tallrike enkeltinngrep tillates gjennomført uten at det har vært mulig å koordinere eller overskue konsekvensene i et større tidsperspektiv.

I bio-geografisk sammenheng er fysiske barrierer gjerne analogt med naturgitte topografiske og fysiske forhold som begrenser enkelte arters spredningsmuligheter; fra høye fjellkjeder til dype daler, skogsområder, hav og sjøer, vulkaner og kvikksand (se f.eks. Udvardy 1969). Effekten av en

topografisk formasjon som spredningshinder vil imidlertid variere sterkt i forhold til de forskjellige arters biologiske og økologiske karakteristika.

Også menneskeskapte hindringer i form av kornåkre, tettbebyggelse, gjerder (og deres spesifikke utforming) vil ha høyst forskjellige effekter som stengsler for ulike arter. Det er liten tvil om at enkelte gjerder vil danne effektive barrierer for noen arter på samme måte som kanaler, rørledninger og andre byggverk kan gjøre. Gjerder er skapt i den hensikt å fungere som barrierer. Derfor er det lagt vekt på å analysere effekter av ulike gjerdekonstruksjoner. Det er også referert til eksempler på effekter av ulike gjerdetyper på enkeltarter.

I USA og Kanada har det i omkring 20 år vært drevet omfattende forskning på effekter og flerbruksmuligheter av såkalte "Rights-Of-Way" (ROW). Med ROW menes i første rekke arealer i tilknytning til vei, jernbane, gass- og oljerørledninger og kraft- og telefonledninger. Det første spesialsymposiet viet ROW, ble holdt ved Mississippi State University i 1976 (Tillman 1976). Gjerder har imidlertid ikke vært tema ved ROW-symposiene. Selv om symposiene har omfattet en rekke emner - fra botanikk til ferskvann, helse-spørsmål og effekter av elektromagnetiske felt, har også en rekke problemstillinger i tilknytning til pattedyr og fugl vært belyst, og symposierapportene (som tildels er vanskelig tilgjengelig) utgjør derfor en viktig informasjonskilde.

Foreliggende utredning diskuterer bl.a. hvordan enkelte typer "barriereinngrep" kan innvirke på dyrs "bevegelsesfrihet" og migrasjonsmønstre, og hvilke populasjonsdynamiske og økologiske konsekvenser dette kan ha. Gjerder, vei, jernbane, rørledninger, kraftledninger (unntatt jordbruk, skogbruk og urbaniseringsprosesser) fokuseres spesielt. Effekter av turistløyper, hyttebyer og lignende er ikke diskutert, men etablering av vei og jernbane medfører gjerne at slike "sekundære barrierer" etableres. Utredningen er en litteraturgjennomgang og tar spesielt for seg hvilke konsekvenser slike fysiske barrierer kan tenkes å ha i forhold til pattedyr.

2 Gjerder

Over alt hvor mennesker har vært bosatt har det blitt etablert forskjellige former for stengsler og inngjerdinger. "Gjerde" er blitt en betegnelse på en rekke konstruksjoner med den felles oppgave å hindre bevegelige organismer i å forflytte seg fra ett område til et annet. Gjerder har én felles oppgave, men tjener gjerne forskjellige funksjoner, hvorav de to sentrale enten er å beholde ønskede organismer innenfor et nærmere definert areal eller å hindre bestemte organismer i å trenge inn i et område hvor de av en eller annen årsak er uønsket.

Gjerder og inngjerdinger har utvilsomt betydd mye for hvordan enkelte områder rent naturtypemessig har utviklet seg, selv om gjerder sjelden er helt effektive (Fitzwater 1972). Beitende dyr kan ha avgjørende betydning for hvilke planter og trær som får vokse opp (se f eks Linhart & Whelan 1980). Gjennom tidene har en rekke byggematerialer vært anvendt i gjerdebygging. De tidligste, og mest primitive, var jordvoller og steingjerder. I Norge er fremdeles store områder både på flatlandet (f eks Jæren) og i fjellbygdene, preget av steingjerder. Steingjerder og jordvoller har også mange steder, f eks i Afrika, vært kombinert med grøfter som tildels ble fylt med vann. Når slike konstruksjoner var kraftig nok dimensjonert var de effektive mot selv de største pattedyrartene (Woodley 1965). En noe mindre krevende konstruksjon, spesielt benyttet for å holde villsvin *Sus scrofa* unna avlingene i Sør-Afrika, besto i å grave en rekke hull, fra en halv til én meter dyp, med ca én meters diameter. Jorda som ble gravd opp ble lagt i hauger mellom hullene (Thomas & Kolbe 1942). Innfødte stammer i India bygde lave diker hvor de på den ene bredden plasserte flere rekker med tilspissede bambusstokker for å holde antiloper og andre "avlingsraiderere" unna (Kumar et al. 1963). Det gamle vollgravsystemet som ble benyttet i tilknytning til lokale festningsverk rundt om i Europa i tidligere tider, brukes fremdeles som en effektiv gjerdekonstruksjon, bl a i Afrika, for å holde elefanter *Loxodonta africana* unna avlingene (Brown 1968).

Naturlig vegetasjon har til alle tider blitt benyttet som gjerde rundt omkring i verden, og spesielt har tornete vekster blitt plantet som tette hekker. I Storbritannia ble hagornhekker (*Crataegus* spp.) anlagt allerede i Romertiden, og enkelte av disse finnes ennå (Fitzwater 1972). Stokker og påler er andre måter å bruke vegetasjonen som gjerder på. I Tanganyika ble et gjerde på ca 180 km bygget for å hindre spredning av kvegpest ("rinderpest") (*Pestis bovina*) (Thomas & Reid 1944). Ved dette gjerdet ble påler satt parvis ned i bakken og så ble stokker og annen form for vegetasjon lagt lagvis mellom disse ("skigardprinsipp"). Gjerdet hindret at pesten spredte seg. Dagens gjerder er ofte mer sofistikerte og teknologisk pregede konstruksjoner, eller kan være basert på helt andre prinsipper, f eks kjemiske stoffer (f eks Osko 1992).

Selv om gjerder oftest er innretninger beregnet på dyr, har nok gjerder beregnet på mennesker alltid vært viktig, spesi-

elt i tidligere tider. Den Kinesiske Mur er det best kjente av denne type "gjerder". Fremdeles er slike barrierer viktige. I det tidligere Sovjetunionen ble det bygget et sammenhengende gjerde fra Kola sørover til Svartehavet (jf Sørensen 1987). Gjerdet holdes oppe fremdeles, og de siste årene er sogar et nytt og forbedret gjerde under bygging (egne obs.). Grensegjerder (og -murer) mellom nasjoner er trolig de mest omfattende menneskeskapte barrierer som finnes. Også andre gigantiske gjerdekonstruksjoner er etablert, f eks i Australia, for å begrense utbredelse av kaniner *Oryctolagus cuniculus* (CSIRO 1959) og beskytte sauer mot ville hunder *Canis familiaris* var. *dingo* (dingogjerde) (McKnight 1969, 1970), og i Kalahariørkenen i Afrika for å holde tamkveg og savannens gressetende arter atskilt (Owen & Owen 1980, Williamson & Williamson 1985, Spinage 1992).

I mange land, inklusive Norge, er store arealer i jordbruksdistriktene betydelig oppstykket gjennom gjerder langs eiendomsgrenser. I reinbeiteområder på hele Nordkalotten er gjerder et nødvendig element i dagens driftsformer. Andre viktige gjerdekonstruksjoner er knyttet til hovedveier og jernbaner, som gjerne har gjerder på begge sider. På denne måten har mennesket omdannet store landområder til "lappetepper" og en labyrint av stengsler. Gjerder er i kraft av sin kanaliserende effekt i forhold til enkelte arter utvilsomt betydningsfulle, økologiske faktorer. Deres innflytelse som negativ, spredningsøkologisk faktor i en større økologisk sammenheng, synes imidlertid å være dårlig forstått og lite undersøkt.

2.1 Gjerdekategorier og gjerdetyper

Gjerder kan grupperes etter teknisk utforming og design, eller også ut fra hvilken funksjon de er ment å skulle ha. Det kan være praktisk å gruppere gjerder i to hovedtyper; (i) elektriske gjerder og (ii) konvensjonelle gjerder med fysisk design og styrke nok til å hindre uønskede organismer i å trenge igjennom. Gjerdekonstruksjon har lenge vært eget fagområde innen landbruksteknisk sektor, og en rekke tekniske og eksperimentelle studier er utført både i forhold til gjerdedesign, materialbruk og dyrs atferdsreaksjoner og evne til å forsere gjerder (se f eks Giese & Strong 1940, Giese 1943, Nelson 1958, Bird 1976, Connellan 1979, Palmer et al. 1985, Studman et al. 1991, Bryant et al. 1993).

2.1.1 Elektriske gjerder

Elektriske gjerder kan være betydelig billigere enn konvensjonelle gjerder ettersom de ikke behøver å være robuste, ugjennomtrengelige barrierer som nødvendigvis innebærer stort ressursforbruk i form av materialutgifter og arbeidsinnsats. Når det gjelder permanente gjerdekonstruksjoner kan imidlertid nettinggjerder bli billigere enn elektriske (se f eks Tee & Roe 1980). Både konvensjonelle, og

ikke minst elektriske gjerder, må designes ut fra spesifikke behov og ut fra kunnskap om ulike dyrearters spesifikke atferd og fysiologi (McKillop & Sibly 1988). Erfaringer høstet i løpet av de siste 50 år tyder på at elektriske gjerder er effektive i forhold til svært mange pattedyrarter (f eks Dacy 1939, McAtee 1939, Spencer 1948, Staines et al. 1961, Niven & Jordan 1980, Wade 1982, Flanagan 1983).

2.1.2 Konvensjonelle gjerder

Et typisk eksempel på konvensjonelle gjerder er norske reingjerder. Reindriftsnæringen opererer med tre hovedkategorier gjerder, basert på funksjon; sperregjerder, ledegjerder og arbeidsgjerder. *Sperregjerder* bygges når naturlige hindringer i terrenget ikke er tilstrekkelig til å holde dyrene innenfor de områder som til enhver tid tillates beitet, og er viktige for å redusere konflikter og hindre tap. Langs riksgrensene mot Sverige og Finland finnes grensegjerder som i praksis fungerer som sperregjerder. Sperregjerder finnes forøvrig mellom sesongbeiteområder, men også i tilknytning til reinbeitedistrikter og driftsenheter. De bygges dessuten til vern mot dyrket mark og i områder hvor det er fare for at dyrene kan komme ut for ras eller gå utfor stup.

Ledegjerder benyttes for å styre reinen i ønsket retning og bygges i tilknytning til arbeidsgjerder (se neste avsnitt) eller langs flytteveiene mellom sesongområdene. Det kan imidlertid være vanskelig å skille klart mellom sperre- og ledegjerder. Ledegjerder har også sperrefunksjoner, men prinsippet med disse er at de skal lede reinen i riktig retning langs trekkretningen. Et sperregjerde vil derimot i prinsippet være bygget på tvers av trekkretningen.

Arbeidsgjerder benyttes i forbindelse med merking ("kalve-merkingsgjerder"), til å skille forskjellige individkategorier ("skillegjerder"), og i tilknytning til uttak av slaktedyr og felt-slakte-anlegg. Slike gjerder har ofte kombinerte funksjoner. "Ledegjerder" ("fangarmer" og "korridor") er oftest nødvendig for å få reinen inn i arbeidsgjerdene. Slike gjerde-anlegg er flere steder knyttet til ordinære sperregjerder mellom sesongbeiteområder. Gjerde-anlegg for uttak til slaktedyr kan f eks ligge ved sperregjerder mellom sommer- og vinterbeiter. Store "beitehager" hvor reinen kan oppholde seg mellom arbeidsoperasjonene er dessuten ofte nødvendig.

I prinsippet benyttes nå 3 typer gjerdekonstruksjoner; trådgjerder, nettinggjerder eller en kombinasjon av begge. Vanlig ståltråd kan også være byttet ut med piggråd. Tidligere ble de fleste sperre- og ledegjerder for rein bygget av lokalt trevirke (bjørkestaur) med 6-8 parallelle ståltråder, og var normalt ca 1,5 m høye. På grunn av begrenset varighet og mye vedlikeholdsarbeid, er imidlertid trykkimpregnerte stolper samt spesialnetting i økende grad tatt i bruk. Slik spesialnetting, eller reingjerdnetting, er 150 cm høy og har i stor utstrekning erstattet vanlig sauenetting, som bare var 90 cm høy. Gjerder med sauenetting er derfor vanligvis gjort høyere ved hjelp av ståltråd ("bølgetråd"). Enkelte

gjerder er også rene trådgjerder, vanligvis konstruert med 6-8 rader kraftig bølgetråd (jf Bevanger 1995a).

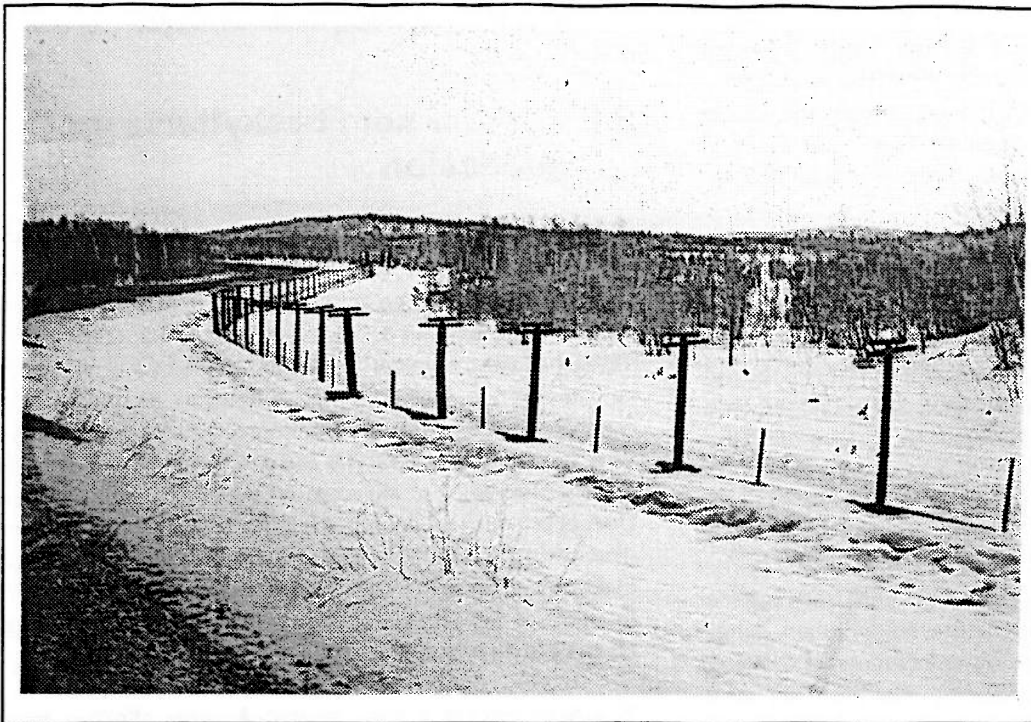
2.2 Gjerder som beskyttelse mot predasjon

Både elektriske gjerder (f eks Sargeant et al. 1974, Forster 1975, Patterson 1977, Minsky 1980, Lokemoen et al. 1982, Mayer & Ryan 1991) og konvensjonelle gjerder (f eks Nol & Brooks 1982, Rimmer & Deblinger 1990, 1992, Melvin et al. 1992) har vært benyttet for å beskytte sårbare og truede bakkehekkende fuglearter mot predasjon fra rovdyr med betydelig suksess. En rekke gjerdekonstruksjoner har også vært benyttet for å beskytte husdyr mot rovdyr (se Wade 1982 for review). For eksempel er prærieulv *Canis latrans* i USA et problem for sauebønder, og mange forsøk har vært gjort både med vanlige gjerder (f eks Thompson 1979) og elektriske gjerder (f eks DeCalesta & Cropsey 1978, Dorrance & Bourne 1980, Linhart et al. 1980), for å stenge ulvene ute fra sauebeitene.

Elektriske gjerder synes generelt å være effektive for å beskytte sauer mot predasjon fra rovdyr og hunder (jf Nass & Theade 1988). Elektriske gjerder har også vært benyttet for å holde isbjørn *Ursus maritimus* vekk fra bebodde områder, med godt resultat (Davies & Rockwell 1986). I Sør-Afrika er svartryggsjakal *Canis mesomelas* et problem for husdyrhold, og store områder er etter hvert inngjerdet med konvensjonelle gjerder (jf Heard & Stephenson 1987). Slike gjerder har imidlertid vært kostbare å bygge og vedlikeholde, bl a på grunn av at andre arter graver seg under nederste tråd og lager åpninger for sjakal. Bruk av elektriske gjerder (tildels elektrifisering av eksisterende trådgjerder) har vist seg å være effektive som sjakalgjerder (Heard & Stephenson 1987). Blant annet i Australia er forvillede griser et stort problem. Griser kan gjøre skade på avlinger av sukkerrør *Saccharum officinale* (Tilley 1973) og andre jordbruksprodukter (Venamore & Hamilton 1978), men også predatorer lam (Mitchell et al. 1977). Elektriske gjerder har imidlertid vist seg effektive (Hone & Atkinson 1983).

Det vil trolig være mulig å konstruere gjerder som vil være effektive barrierer for de fleste pattedyrarter, men på grunn av store konstruksjons- og vedlikeholdsutgifter synes det lite aktuelt å bygge elektriske gjerder som har slike dimensjoner at de vil fremstå som barrierer annet enn for faunaen lokalt. I Norge har det så vidt vites bare vært benyttet elektriske gjerder i forhold til lokale beitemarker.

De eldre russiske sperregjerdene (jf s. 6) synes ut fra konstruksjonen å ha vært strømførende, mens det nye gjerdet som er under bygging ikke synes å være strømførende (egne obs., figur 1). Uansett må disse gjerdene ha betydning for utveksling av enkeltindivider mellom Norge og Russland.



Figur 1. Russisk spørre-gjerde nær norskegrensen. Disse konstruksjonene påvirker trolig muligheten enkeltindivider av større pattedyr har for å krysse mellom de to landene. - Russian blocking fence near the Norwegian border. Such constructions probably affect the possibilities for exchange of mammals between the two countries. Foto: G. Henriksen.

2.3 Inngjerding av hager og avlinger

Såvel hager som jordbruksarealer er ofte inngjerdet. Det er imidlertid lite som tyder på at de pattedyrarter som vanligvis opptrer i urbane områder og kulturlandskap, f.eks. rødrev *Vulpes vulpes*, grevling *Meles meles* og hare *Lepus timidus*, er spesielt hemmet av de stengsler som vanligvis benyttes. Rådyr *Capreolus capreolus*, hjort *Cervus elaphus* og elg *Alces alces* synes heller ikke å ha problemer med å forsere de vanlige gjerdetypene, dvs. tråd- og nettinggjerder, oftest mellom 0,9 og 1,5 m høye. Det er likevel ikke uvanlig å finne rådyr som har mistet livet i tilknytning til slike gjerder, ofte ved at en fot har kilt seg fast når dyret har forsøkt å forsere gjerdet (**figur 2**). Betydelige gjerder finnes fortsatt mellom innmark og utmark for å holde sau og andre beitedyr utenfor innmarka. Både eldre og nyere konstruksjoner av denne kategori finnes fortsatt og forårsaker fra tid til annen større og mindre dyretragedier.

2.4 Gjerder langs vei og jernbane m.m.

Langs det norske jernbanenettet er det bygget gjerder, tildels solide konstruksjoner, for å hindre at dyr skal komme ned på toglinjen. Til tross for dette drepes hvert år et stort antall elg, hjort og rådyr, såvel som moskusfe *Ovibos moschatus*, av togpåkjørsler. Tilsvarende er det langs deler av det norske veinettet, i første rekke langs de mest trafikkerte hovedveiene, bygget kraftige viltgjerder i den hensikt å hindre viltet i å krysse veien (jf 5.1 og 5.2). Slike

viltgjerder er bygget av netting med flettverksnett eller små masker ved bakken, og er 2,5 m høye. Gjerdestolpene er av stål eller aluminium som er støpt fast i bakken. Slike gjerder trenger lite vedlikehold og sies å være 100 % effektive sperrer (Messelt udat.). Det synes så langt ikke å ha vært foretatt konsekvensanalyser av hvordan disse barrierene har påvirket den lokale faunaen eller økosystemene forøvrig.

I tillegg finnes en rekke gjerdekonstruksjoner i tilknytning til spesialanlegg som flyplasser, militære områder, fengsler osv. Ofte er dette spesielt høye gjerder, og det er lokalt kjent at bl. a. fugler flyr mot slike gjerder og blir drept (egne upubl. data).



Figur 2. Rådyr som har blitt hengende i et ordinært gjerde mellom utmark og innmark. - Roe-deer caught in an ordinary fence between home and outlying fields. Foto: K. Bevanger.

3 Økologiske konsekvenser av gjerder som fysiske barrierer

Begrepet "fysisk barriere" står sentralt i utviklingen av faunistiske karakteristika, og er viktig bl a i forhold til artsdannelse som følge av reprodutiv isolasjon (se f eks. Dobzhansky 1937, Mayr 1970). En romlig isolasjon gjennom barriere-effekter av gjerde, vei, jernbane osv, vil neppe ha økologiske konsekvenser av den dimensjon det normalt siktes til i bio-geografisk sammenheng, selv om enkelte av de store sperregjerdene det finnes eksempler på kan betraktes som "ekte" barrierer. Noen av de mest dramatiske byggverk i så måte finnes i det sørlige Afrika; Zimbabwe, Botswana og Den sørafrikanske republikk (egne obs.).

I Kruger nasjonalpark i Sør-Afrika var det i 1958 kraftige utbrudd av munn- og klovsyke (FMD - foot and mouth disease) hvilket resulterte i at det ble bygget et gjerde langs parkens grenser (Whyte & Joubert 1988). Det er gitt dramatiske beretninger (Adendorff 1984) om hva som skjedde da migrerende arter med karakteristiske, årlige trekkmønstre som gnu *Connochaetes* spp. og sebra *Hippotigris* spp., nådde gjerdet, men det finnes ikke detaljerte opplysninger om omfanget av dødelighet som følge av gjerdet. Gjerdet ble imidlertid stadig ødelagt, men over tid tilpasset dyrene seg den nye situasjonen og endret sine trekkruter (Smuts 1972, Braack 1973, Whyte & Joubert 1988). De nye trekkmønstrene førte til at mindre produktive og mer sårbare områder ble tatt i bruk, med alvorlig overbeiting og slitasjeskader som resultat. For å bote på dette ble både nedslakting og ny gjerdebygging utført med ytterligere bestandsnedgang som resultat. I perioden 1969-79 gikk gnu-populasjonen ned med 66 %, og i forhold til de tre subpopulasjonene av gnu i parken ble det klart vist at nedgangen hos én av populasjonene skyldtes effekten av gjerder (Whyte & Joubert 1988).

Ben-Shahar (1993) og andre konkluderte med at den høye gnu- og sebradødeligheten som ble observert i Kruger nasjonalpark i 1962, da gjerdet var ferdigbygd, i stor utstrekning må ha vært forårsaket av at dyrene ble avskåret fra å trekke ut av parken i tørkeperioder til andre områder hvor de kunne finne vann. Videre konkluderte Ben-Shahar (1993) med at bestandsnedgangen hos disse artene i perioden 1963-78, og stabiliseringen av bestanden etter dette, må ha bakgrunn i at områdets bæreevne, i forhold til gressetende arter, hadde sunket til et lavere nivå som følge av inngjerdingen av parken.

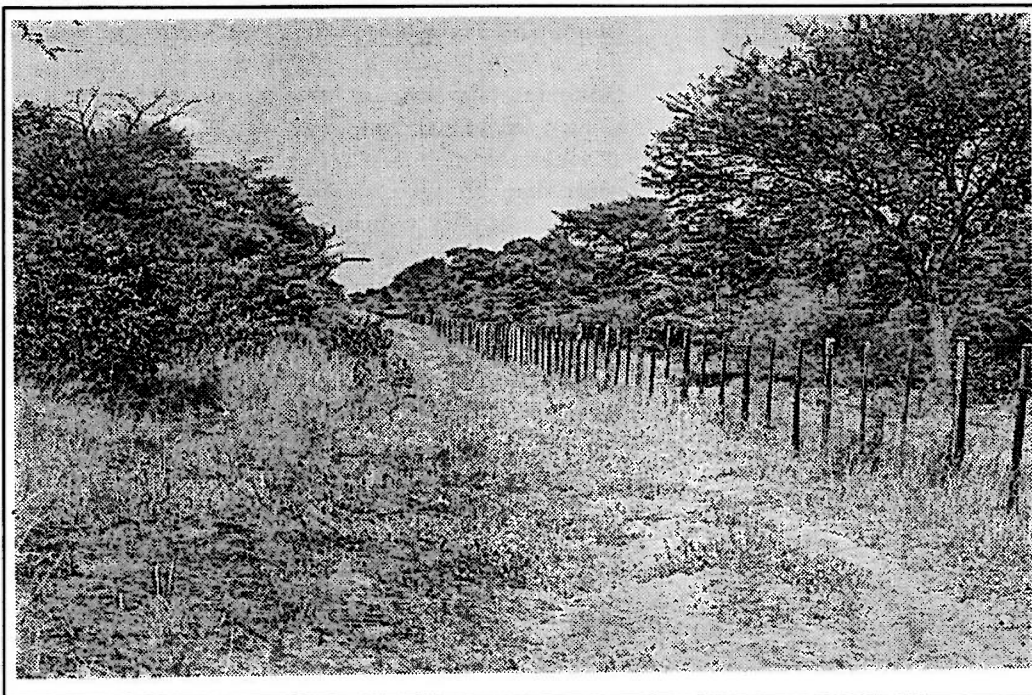
Afrikanske land, som eksporterer biffkjøtt til det europeiske marked, har vært nødt til å bygge gjerder for å hindre at kveg kommer i kontakt med de gressetende artene som lever på savannen. I Zimbabwe finnes ca 2250 km viltgjerder ("Veterinary Cordon Fence" - *Cordon sanitaire*) for å hindre spredning av FMD og *Trypanosomiasis* (sovesyke).

Et slikt gjerde består vanligvis av 9 stålstrenger fordelt på et ca 3 m høyt gjerde. Parallelt, og i varierende avstand (1-150 m), går et ca 1,3 m høyt piggrådsgjerde, beregnet på kveg (Taylor & Martin 1987) (figur 3).

Så lenge det har vært bygd tråd- og nettinggjerder i Afrika, har de også drept ville dyr (jf Percival 1924). I Zimbabwe har viltgjerder forårsaket stor dødelighet hos giraff *Giraffa camelopardalis*, impala *Aepyceros melampus*, sabelantilope *Hippotragus niger*, kudu *Tragelaphus strepsiceros* og struts *Struthio camelus* (Taylor & Martin 1987). I andre sammenhenger har dyr blitt avskåret fra vannkilder når gjerdene er bygget i rette linjer uten at det er tatt hensyn til naturgitte forhold (Taylor & Martin 1978). Tivuli Spring i den nordlige Sebungwe regionen i Zimbabwe, ligger like utenfor det inngjerdede Chirisa Safaria Area. Når dyr bryter igjennom gjerdet for å komme til vannkilden, blir de umiddelbart skutt for å hindre spredning av sovesyke. Gjerder har også hindret viltet i å nå passende habitater utenfor verneområdene. Der det nordlige Sebungwe-viltgjerdet møter Sanyati-elva sør for Matusadona National Park, hindres elefanter og andre arter i å trekke sør- og østover, til tross for at områdene ikke er bebodd, og neppe heller vil bli kolonisert av mennesker (Taylor & Martin 1987). Gjerdestråder er også nevnt som et problem i forhold til tyvjakt. Mellom februar og juli 1979 ble over 2000 snarer laget av gjerdestråd funnet i safariområdet ved Chirisa (Conway 1984).

Den alvorligste effekt av gjerder i Afrika er at de gamle trekkrutene stenges. Slike trekkruiter er dannet gjennom årtusener og er tilpasset den økologiske dynamikken i savanne- og steppeområder, bl a i forhold til hvordan regntiden inntreer og skaper beitemuligheter for ulike arter. De best kjente eksemplene på dette er fra Botswana (Owen & Owen 1980, 1983, Williamson & Williamson 1985, Anon. 1991, Spinage 1992). På grunn av kjøtteksporten til Europa har også Botswana vært tvunget til å skille tamkveg og lokal fauna. Som følge av gunstige, økonomiske støtteordninger fra EU har det blitt svært lønnsomt å drive kjøttproduksjon i landet, og antall kveg har vært oppe i over 3,5 millioner dyr, dvs langt over det dobbelte av landets egen befolkning. Gjerdebyggingen er stort sett finansiert av EU (Spinage 1992).

Botswana har et ekstremt innlandsklima og uforutsigbare, lengre eller kortere tørkeperioder er en del av den naturlige dynamikken i de ørken- og halvørkenpregede økosystemer som utgjør det meste av landarealet. Hele 17 % av Botswanas landareal er fredete viltreservater (IUCN 1990) hvorav Central Kalahari Game Reserve er størst. I tørkeperioder er viltet avhengig av å kunne trekke ut av områdene til permanente vannkilder som Limpopo- og Orange-elvene, samt Okavango.



Figur 3. Viltgjerde (Cordon sanitaire) for å holde tamkveg og villlevende dyrearter atskilt i Botswana. - Veterinary Cordon Fence (Cordon sanitaire) to separate cattle and wildlife in Botswana. Foto: K. Bevanger.

Det er til nå bygget omlag 3000 km sperregjerder i Botswana (Anon. 1991), hvilket i stor utstrekning har avskåret de gamle trekkrutene mellom permanente vannkilder og øvrige leveområder. Allerede midt på 1960-tallet ble det rapportert om stor dødelighet hos gnu langs gjerdene på grunn av langvarig tørke (Silberbauer 1965). Senere har en rekke rapporter om massedødelighet hos ulike viltarter vært gitt (Owen & Owen 1980, 1983, Williamson & Williamson 1985, Anon. 1991, Spinage 1992). Den mest dramatiske bestandsnedgangen har skjedd hos gnu (fra ca 300 000 dyr i 1979 til ca 50 000 i 1990), men flere arter som tidligere fantes i det sentrale Kalahari er nå borte, og gjerdene anses av de fleste å være hovedårsaken.

Ved bygging av gjerdet rundt Nairobi, ble det ofte funnet døde dyr langs gjerdet om morgenen (Percival 1924). Kongoni (coke's hartebeest) *Alcelaphus buselaphus*, var det vanligste offer, og enkelte ganger ble dyrene også funnet i live, fullstendig infiltrert i gjerdetrådene. De fleste av ulykkene fant sted om natten. Hvis dyrene som kom i kontakt med piggråden ikke var tunge eller sterke nok til å bryte igjennom, ble de enten drept eller alvorlig skadet og liggende til hyener eller andre rovdyr kom og tok dem. I første rekke var det nye gjerdene som var farlige (Percival 1924). Det var en klar tendens til at viltet etter hvert ble vant til gjerdene. Gjerder som hadde stått noen år ble i liten grad brutt ned og førte sjelden til at antiloper eller andre dyr ble skadet - de ble enten unngått eller hoppet over.

Det har også vært en rekke indirekte, uheldige konsekvenser av gjerdebygging i Afrika (Taylor & Martin 1987), f.eks. barrieredannelse mellom områder som utnyttes forskjellig, og som har ført til interessekonflikter. Det hender f.eks. at det bevisst dyrkes korn og annen avling inn til viltgjerdene for at ville dyr skal bli tiltrukket og krysse gjerdene slik at de kan avlives - og brukes som mat. Rovdyr kan også bli tiltrukket av tamkveg som beiter inn til gjerdene. Det er en klar tendens til økt bosetting langs gjerdene på grunn av veiene som blir anlagt i tilknytning til bygging og vedlikehold. Dette har i sin tur bl.a. ført til at innfødte har tatt seg inn i viltreservatene og drevet krypskyting.

4 Gjerder som økologisk faktor i Norge

Generelt er eksisterende kunnskap mangelfull om hvordan gjerder påvirker pattedyr i Norge, og kun spredte observasjoner er gjort om atferdsreaksjoner. Det finnes noe mer systematisk innsamlede data i forhold til fugl, men også her gjenstår mye. De fleste kunstige elementer som tilføres naturen har utilsiktede effekter det ofte kan være vanskelig å forutsi. Et grunnleggende problem med gjerder er at de ofte har sekundære effekter; de berører andre dyr og planter enn den opprinnelige "målgruppen". Det vil være forskjeller mht. hvor sårbar en art er for ulike gjerdekonstruksjoner (Bevanger 1995a). Viktige faktorer i den sammenheng vil være gjerdetype, design og årstid. I Norge vil f.eks. effekter av gjerder kunne være svært forskjellige sommer og vinter. Om vinteren er konvensjonelle gjerder ofte satt ut av funksjon eller har redusert effekt pga. snømengden.

4.1 Fugler

Ved et prosjekt som fokuserte effekter av reingjerder på fugler i Finnmark, ble det registrert kollisjonsoffer av minst 20 fuglearter (Bevanger 1995a). Forskjellige gjerdeavsnitt ble patruljert om våren umiddelbart etter snøsmelting, og i alt ble 253 enkeltindivider funnet drept i tilknytning til gjerdene, hvorav ca. 85 % (215) var ryer. Langs to traséer som passerte gjennom skogsfugletterreng ble det registrert 10 drepte storfugl. Det er kjent at hønsfugl er sårbar for å kollidere mot bl.a. kraftledninger (jf. 5.3.1), og undersøkelsen i Finnmark bekreftet at det samme gjelder i forhold til gjerder.

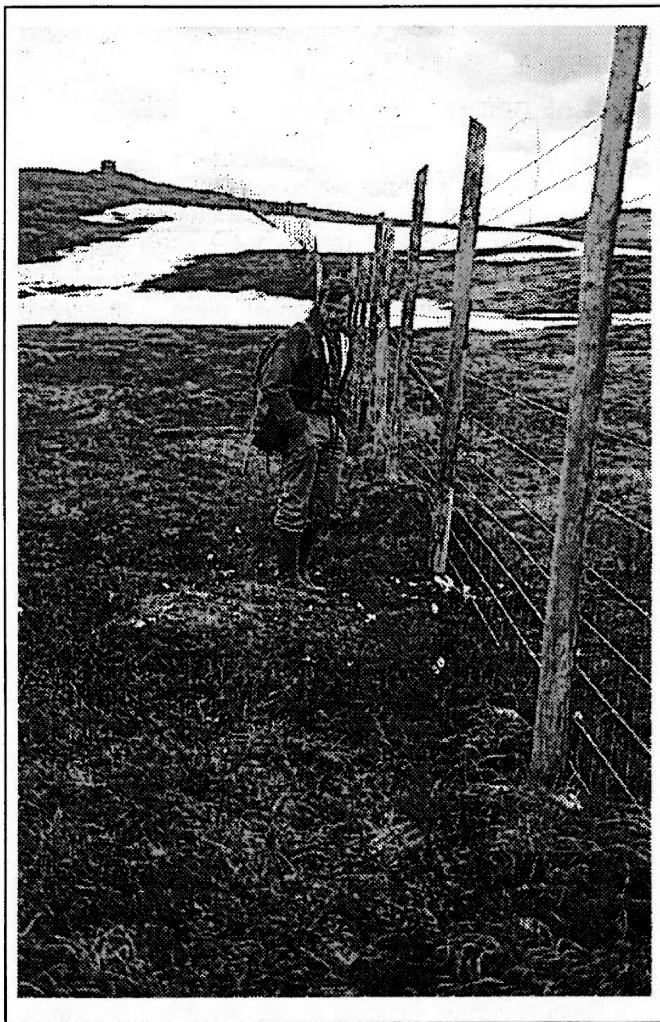
Funnene av de andre fugleartene i tilknytning til gjerdene ble vurdert som relativt tilfeldig, men at et så stort spekter av arter, både vadefugler, spurvefugler og rovfugler ble funnet, bekreftet at gjerder dreper et betydelig antall fugl, uten at det kan sies noe bestemt om hvilken betydning slik dødelighet har for den enkelte art. Det er imidlertid grunn til å merke seg at også sårbare og truede arter som snøugle *Nyctea scandiaca* var blant de registrerte kollisjonsofferene.

Den tekniske utforming av et potensielt kollisjonsselement er av åpenbar betydning for hvor farlig det er for ulike fuglearter (Bevanger 1994a), men undersøkelser har vist at både netting- og trådgjerder dreper. Piggtrådgjerder har vært mest fokusert som "fangstinnretninger" for fugl (f.eks. Allen & Ramirez 1990). Piggtråd er lite benyttet i tilknytning til reingjerder. I enkelte områder i Finnmark er imidlertid såkalt "tyskerpiggtråd" i bruk for å gjerde inn innmark. Dette er krigsetterlatenskaper som kan fungere som dødsfeller når fugler flyr mot trådene (egne obs.). Kollisjon mot piggtråd vil i de fleste tilfeller få en dramatisk utgang.

Høyden på en gjerdekonstruksjon synes å ha stor betydning i forhold til hvor kollisjonsutsatt den vil være. Faktor-

er som avstand mellom tråder i trådgjerder, og størrelse på rutene i nettinggjerder, må også antas å spille inn. Det kan heller ikke utelukkes at tråddykkelse og -farge kan være regulerende faktorer. Oppdagbarheten av et gjerde, sett fra et "fugleperspektiv", vil også variere med hvorvidt plasseringen er slik at bakgrunnen virker kamuflerende på selve gjerdet (f eks tett skog/kratt som bakgrunn).

Årsaken til at gjerder kan være farlige for fugler, er at fugler generelt flyr svært lavt ved lokale forflytninger. De fleste gjerder vil derfor representere en kollisjonsfare for mange fuglearter. Ikke minst gjelder dette når fugler plutselig skremmes. Under patruljering langs riksgrensegjerdet i Polmak (figur 4) i Finnmark våren 1991 ble det støkket en enkeltbekkasin *Gallinago gallinago* som fløy rett i gjerde-nettingen to ganger før den kom seg igjennom, tilsynelatende uskadd, ettersom fuglen ikke hadde rukket å oppnå stor flyvehastighet før kollisjonene skjedde (egen obs.).



Figur 4. Grensegjerde mellom Norge og Finland i Polmak. Flere fuglearter, og spesielt ryer, er dokumentert å fly mot gjerdet slik at de blir drept. - Fence on the border between Norway and Finland in Polmak. Several bird species have been found to collide with the fence and be killed. Foto: K. Bevanger.

4.2 Pattedyr

Gjerder er benyttet av mennesker i uminnelige tider, noe gamle fangstsystemer i våre fjellområder vitner om. Enkelte av disse har enorme dimensjoner, og har trolig vært avgjørende for bosetting og livnæring for mange mennesker (jf Barth 1977). I nyere tid er det gjerder beregnet på tamrein som kanskje i størst utstrekning kan tenkes å ha innvirkning på fordeling av dyr og utnyttelse av områder (jf 2.2).

Det er klare paralleller mellom bygging av reingjerder på Finnmarksvidda og i enkelte afrikanske områder. På samme måte som trekk-mønstre hos dyr, og dynamikken i savanne- og steppesområder er basert på vekslinger mellom regn- og tørketider, har gressetende arter i arktiske økosystemer, f eks rein, utviklet sine vandringsmønstre på bakgrunn av årstidene, i første rekke sommer/vinter. Boreale økosystemer på høyere breddegrader kan være like sårbare for inngrep som tropiske og subtropiske områder. Gjerder bygges ofte i rette linjer uten at det på forhånd er undersøkt hvordan dyr utnytter terrenget, og hvordan de avhenger av å trekke mellom områder, f eks vinter- og vårbeite, slik at overbeiting og tråkk-skader unngås (figur 5). Hvis gjerder fører til at et stort antall dyr blir stående innen begrensede områder over tid, vil dette føre til slitasje og overforbruk av ressurser gjennom for høyt beitetrykk (se også Evans 1995, Johansen & Karlsen 1995). Det er sannsynlig at styring av potensielle byttedyr som elg og rein ved hjelp av gjerder kan påvirke utbredelse og opptreden av predatorer og andre arter, men det finnes lite dokumentasjon omkring dette. Det er imidlertid kjent at jerv ofte følger reinflokker som ledes langs gjerder fra vinter- til sommerbeiteområder i Troms og Vest-Finnmark.

I Finnmark ble det undersøkt hvordan etablering av et reinsperregjerde virket på elgtrekket i Pasvikdalen (Lund & Ramsøskar 1992). Registrering av bevegelsesmønsteret hos 214 elg ved gjerdet viste at i ett tilfelle hadde en kalv og ei ku gått 800 m langs gjerdet før de hadde hoppet over. Ved 4 tilfeller ble det også funnet hår og/eller blod etter gjerdepasseringer. Det ble konkludert med at det ikke var mulig å vurdere gjerdets ledende effekt på elg på grunn av gjerdets plassering i forhold til elgtrekkets retning.

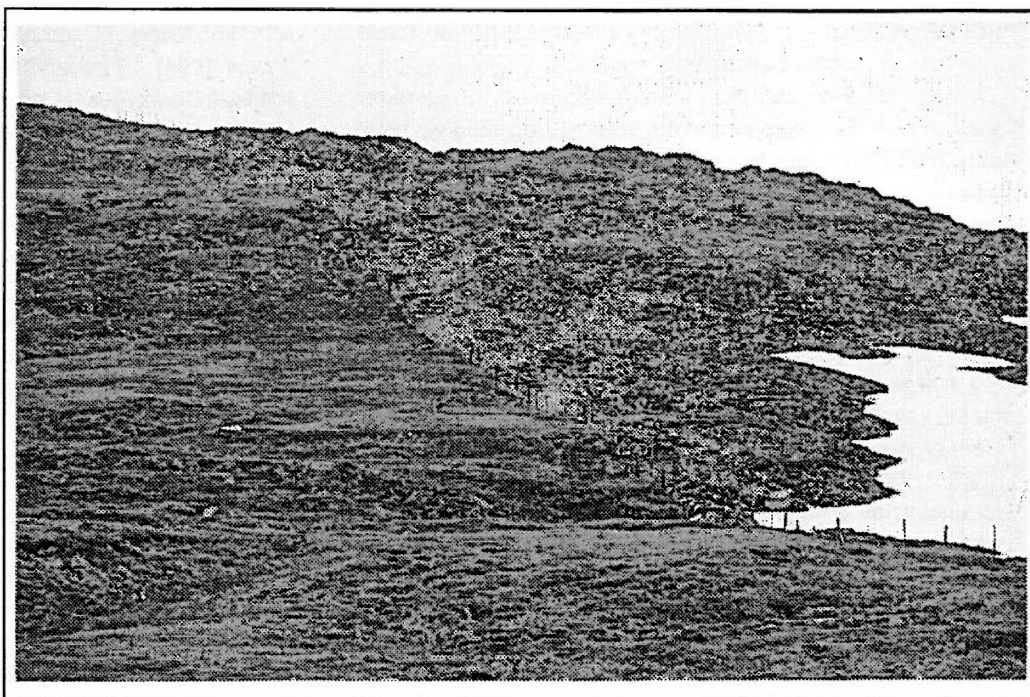
Innen to områder i Porsanger og Guovdageaidnu - Kautokeino kommuner i Finnmark ble det også foretatt sporinger etter pattedyr vinteren 1992-93 (Kvam & Overskaug 1993). Konklusjonen på bakgrunn av denne undersøkelsen var at elg, rødrev og jerv forserte reingjerdeinstallasjonene i området. Undersøkelser i Finland viste at jerv passerte gjennom reinsperregjerder (E. Nyholm pers. medd.). Flere sporregistreringer i Finnmark har vist at bjørn ikke har tatt notis av gjerder, f eks grensegjerdet mot Finland, men "spasert rett igjennom som om de ikke fantes" (S. Wikan pers. medd.).

Enkelte arter synes å kunne endre atferd og tilpasse seg menneskelig virksomhet, inklusive gjerder. Russiske forskere har hevdet at ulven har tilpasset seg et levesett i

nærheten av mennesker, f eks på Kola. Ulv observert i Sør-Varanger i perioden 1986-92 oppførte seg som om de ikke var spesielt redde for mennesker eller veier (Henriksen 1993). En ulv observert i 1989 var imidlertid forsiktig før den krysset et gjerde. På bakgrunn av spor i snøen viste det seg at den først hadde forsøkt å stikke labben under gjerdet. Deretter hadde den fulgt gjerdet på langs før den krysset. Avstanden mellom bakken og nedre streng i gjerdet ved krysningspunktet var ca 35 cm, og nettingen var presset kraftig oppover (Henriksen 1993). Springer i Pasvik har også avdekket at ulv kan nøle og vise skepsis

for gjerder og skremmebånd (i forbindelse med reindriften), men den lærte seg etter hvert å passere slike barrierer. Likevel er det registrert at ulv, som flere ganger hadde passert et reingjerde, neste gang kunne utvise stor forsiktighet før den krysset, og i noen tilfeller turde den i det hele tatt ikke å krysse. Sperregjerdet på den russiske siden av grensen i Finnmark er en effektiv sperre for flere dyrearter. Russiske grensevakter kunne imidlertid påvise et sted hvor ulv hadde presset seg under gjerdet. Dette, og en rekke andre episoder kan tyde på at ulv har en betydelig evne til å tilpasse seg og mestre menneskeskapte barrierer (Henriksen 1993).

Figur 5. Gjerder bygges ofte i rette linjer uten at det på forhånd er undersøkt hvordan dyr utnytter terrenget, for derved å skape overbeiting og tråkkskader. Bildet viser hvordan et sperregjerde for rein i Finnmark gir synlige utslag på terrenget. - Fences are often built in straight lines and are not based on knowledge about the dynamics and movements of the animals. This may result in overgrazing and wear and tear. The picture illustrates how a reindeer blocking fence in Finnmark leads to easily visible damage to the terrain. Foto: G. Henriksen.



5 Andre fysiske barrierer

5.1 Vei

Generelt synes økologiske konsekvenser av veibygging å ha blitt mer fokusert enn effekter av gjerder, jernbane, kraftledninger osv. En rekke direkte og indirekte effekter av veibygging er beskrevet (jf Van der Zande et al. 1980, Forman & Gordon 1986, Bennett 1991, Reck & Kaule 1993). Konkret destruksjon og tap av biotoper, er ved siden av dødelighet som følge av påkjørsel, et vanlig strids-spørsmål i tilknytning til veibygging (f eks Bäckman et al. 1978, Reitan 1994). Støy og forstyrrelse av motorisert ferdsel (f eks Klein 1971, Ward et al. 1976, Hjort 1977, Råty 1979, Rost & Bailey 1979, Witmer & Calesta 1985, Curatolo & Murphy 1986, Langvatn 1992, Andersen et al. 1994), utslipp av avgasser og miljøgifter (Scanlon 1991) og effekter av veisalting (Folkesson 1994), er andre veiproblerområder.

En vei som skjærer seg gjennom et område kan for mange arter være en dramatisk endring i livsmiljøet. I tilknytning til større veiprojekt endres landskapet også betydelig, blant annet pga hogst i en sone ut over selve veilegemet. En undersøkelse i Mojaveørkenen så på hvordan smågnagere responderte på en større gjennomfartsvei (Garland & Bradley 1984). Av 612 individer blant 8 gnagerarter som ble fanget, ble 387 gjenfanget. Av disse var det bare ett individ av hvithalet antilopeekorn *Ammospermophilus leucurus* som ble registrert å krysse veien. En undersøkelse som gikk over 9 år i Kansas fant at svært få præriemus *Microtus ochrogaster* og bomullsrotter *Sigmodon hispidus* krysset en 3 m bred grusvei som delte ett av fangstfeltene (Swihart & Slade 1984).

I den utstrekning en vei fører til at et dyr nøler med å krysse den, bør den betraktes som en barriere (Meffe & Carroll 1994). Barriere-effekten av en vei vil avhenge både av trafikkintensitet (trafikkvolum og -frekvens) og teknisk utforming. Det er stor forskjell på barriere-effekten av en

2,5 m bred skogsbilvei og en motorveitrasé med flere kjørefelt i begge retninger, som kanskje båndlegger en arealstripe på 100 m eller mer, og i tillegg har solide gjerder på begge sider. Den barriere-effekt som enkelte veier medfører, kan i visse tilfeller være avgjørende for enkeltarters overlevelsesmulighet (Harris & Gallagher 1989), og i enkelte tilfeller forårsake genetiske forskjeller mellom populasjoner (Oxley et al. 1974, Mader 1984, Sikorski & Bernstein 1984). For andre arter kan virkninger få demografiske følger for populasjonene (Kozel & Fleharty 1979, Merriam et al. 1989, Mader et al. 1990). I tillegg vil små populasjoner trues ytterligere av miljømessige tilfeldigheter (stokastiske episoder).

En undersøkelse i Kanada (Oxley et al. 1974) viste at flere, mindre pattedyrarter ikke gikk ut i veibanen når den totale veibredden oversteg ca 20 m (jf også Adam & Geis 1983). I Tyskland ble det vist at flere billearter og to smågnagerarter sjelden eller aldri krysset to-felts veier. Til og med en smal skogsvei, stengt for offentlig ferdsel, virket som en barriere (Mader 1984). En annen undersøkelse viste at vei og jernbane hindret vanlig forflytning hos noen edderkopparter og biller. Men om kryssing foregikk sjelden, så førte disse barrierene til forflytninger på langs av dem (Mader et al. 1990).

Fra Norge finnes noen eksempler på barriere-effekt av vei, særlig knyttet til villrein (Skogland 1991). Både på Hardangervidda (Skogland 1993) og Dovre (Skogland 1986, 1994), er det vist at veier, gjerne kombinert med etablering av fritidsbebyggelse, har ført til at områder har gått tapt som villrein-terreng. Veier som barrierer eller semibarrierer ("filtre"), er et stort problem for arter med et livsmønster som innebærer roterende arealbruk. Når det gjelder villrein er det ikke bare en rotasjon i forhold til årstider, men også en beiterotasjon i et tidsperspektiv på 20-30 år (Skogland 1993).

Støyskjerming er vanlig langs de mest trafikkerte veiene (figur 6), konstruksjoner som i vesentlig grad vil være med å forsterke barriere-effekten av en vei. En motorvei med støyskjerming vil i praksis være en absolutt barriere for alle pattedyr, amfibier og krypdyr.

Tidligere er det oftest fokusert på den direkte mortalitet som biltrafikk medfører for fugler og virveldyr. En rekke undersøkelser, bl a i Sverige (Göransson et al. 1979), Danmark (Hansen 1969), Tyskland (Fehlberg 1994) og Nordamerika (Lalo 1987), har vist at millioner av virveldyr årlig drepes i trafikken. For å bøte på dette er bl a etablering av faunapassasjer (viltunder-/overganger) blitt et viktig tema i mange land (se f eks Salvig 1991, Madsen 1993).

Til og med for store pattedyrarter som svartbjørn *Ursus americanus* kan veier ha barriere-effekt (Brody & Pelton 1989). Det viste seg at kryssingsfrekvensen hos bjørn varierte med trafikkintensiteten. En interstate hovedvei representerte den mest betydningsfulle barriere, og bjørner som forsøkte å krysse ble ofte drept. Veier er den største dødelighetsfaktor hos en truet art som floridapanter *Felis*

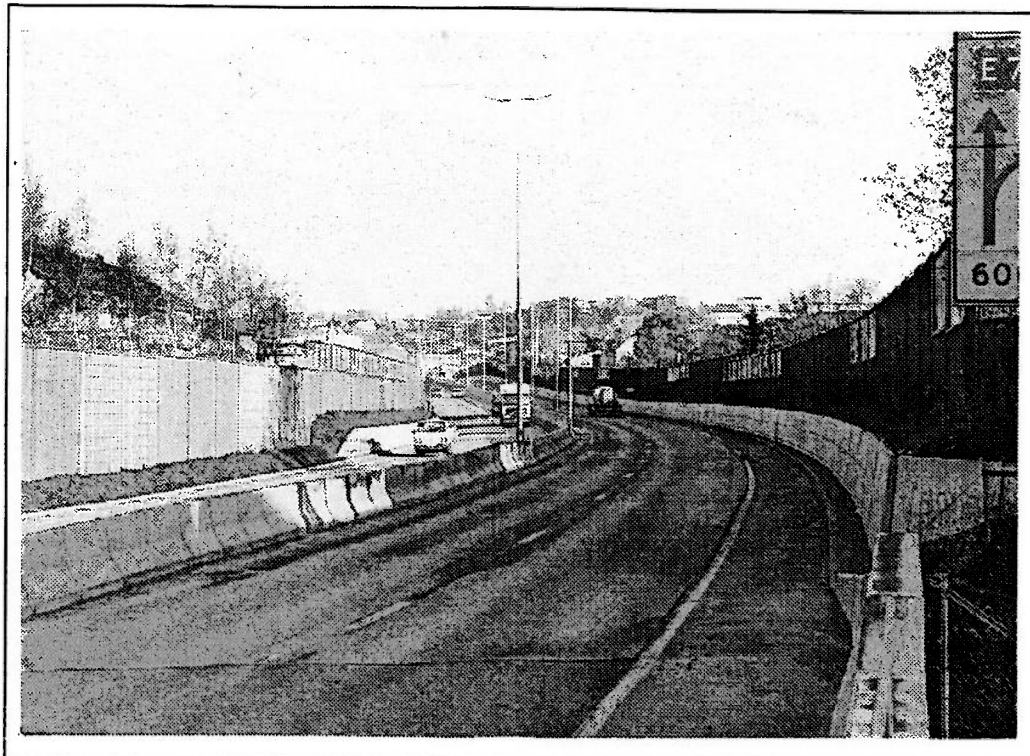
concolor coryi (Meffe & Carroll 1994). I urbane områder i Trondheimsregionen synes bilpåkjørsler å være den viktigste dødelighetsfaktor for grevling (Bevanger et al. in prep.).

Kunnskap om populasjonsdynamiske langtidseffekter av veier og andre spredningsbarrierer er generelt liten. Stort sett er det blitt fokusert på isolasjonseffekter i forhold til arter som er knyttet til bestemte biotyper, og som av den grunn har et flekkvis utbredelsesmønster. Innen landskapsøkologisk terminologi snakkes i slike tilfeller ofte om metapopulasjoner. I mange tilfeller synes imidlertid lave, genetiske utvekslingsrater mellom populasjoner (i størrelsesorden én vellykket migrasjon pr generasjon) å være tilstrekkelig til å unngå innavlsdepresjon og andre forhold som kan bidra til redusert genetisk mangfold (Meffe & Carroll 1994). I Tyskland ble det imidlertid vist at gjennomsnittlig heterozygositet og genetisk polymorfisme ble redusert hos lokale populasjoner av frosk *Rana temporaria* når de ble adskilt av en vei (Reh & Seitz 1990).

I USA har hvithalehjort *Odocoileus virginianus* vært gjenstand for omfattende undersøkelser, bl a vedrørende dyrenes atferd og forekomst i forhold til drift og bygging av større hovedveier (f eks Peek & Bellis 1969, Carbaugh et al. 1975, Sage et al. 1983, Feldhamer et al. 1986). Flest studier har imidlertid hatt tilknytning til bilpåkjørsler (f eks Bellis & Graves 1971, Puglisi et al. 1974, Allen & McCullough 1976, Bashore et al. 1985). En rekke undersøkelser har også vært gjort med målsetting om å redusere slike kollisjoner og få dyrene til å holde seg unna veiene (f eks Reed et al. 1974, 1982, Pojar et al. 1975, Falk et al. 1978, Reed & Woodard 1981, Harris et al. 1983, Schafer & Penland 1985). Kort kan sies at det gjennom disse undersøkelsene har fremkommet mye data om hvilke faktorer som har påvirket dyrenes tilstedeværelse langs veiene. Det er imidlertid mer uklart hva som kan settes i verk av effektive tiltak for å unngå at kollisjoner finner sted, både i forhold til hvordan veier konstrueres og legges i terrenget, og i forhold til "avskrekkingmidler". Analyser av hvilken effekt veier og gjerder som bygges langs disse har på hvithalehjort og andre arter i relasjon til barriere-effekt, og i populasjonsdynamisk sammenheng, er derimot svært lite berørt.

Også for fugler kan veier fremstå som en slags barriere ved at fugler unngår områder med stor trafikk. Fugler unngår også veienes nærområder, trolig fordi disse habitatene kvalitativt er dårligere (Van der Zande et al. 1980, Raty 1982, Reijnen & Foppen 1991, Foppen & Reijnen 1994, Reijnen & Foppen 1994). Endringer i mikroklima nær trafikkårer kan få konsekvenser for insekter (Mader & Pauritsch 1981, Reck & Kaule 1993). For eksperimentelle studier og rapporter om barriere-effekter vises til Adams & Geis (1973), Joule & Cameron (1974), Oxley et al. (1974), Kozel & Fleharty (1979), Van der Zande et al. (1980), Wilkins (1982), Mader (1984, 1988), Swihart & Slade 1984), Bakowski & Kozakiewicz (1988), Merriam et al. (1989), Mader et al. (1990), Bennett (1991), Folkesson (1994).

Figur 6. Støyskjerming er vanlig langs de mest trafikkerte veiene. Dette er konstruksjoner som i vesentlig grad vil være med å forsterke barriereeffekten av en vei. - Walls or fences are often constructed along roads with heavy traffic to protect the surrounding areas from noise. These constructions may represent effective barriers additional to the road itself preventing wildlife from crossing. Foto: K. Bevanger.



5.2 Jernbane

Det synes å være lite tilgjengelige data på hvilken effekt jernbane har som barriere. I større utstrekning enn for veier er jernbane en kombinasjon av to barrierer - jernbanetraseen/-legemet i seg selv, samt gjerdene i tilknytning til jernbanenettet. En av de første optegnelser som finnes om dette er fra Uganda, i perioden like etter at jernbanen ble bygget (Percival 1924): "Det er svært interessant å gå langs jernbanelinjen like etter at det har regnet, ennå mens sportegnene er tydelige. De fleste ville dyr er relativt skye og skeptiske til å krysse skinnene. De går rolige frem mot linjen, for så å "skyte" seg over som om det skulle være en felle. Flokkdyrene vil normalt passere på et bestemt sted. Et modig individ viser vei og går først, og så følger de andre etter slik at det blir dannet en sti» (egen oversetting).

I Norge har diskusjoner om effekter av jernbane som barriere i første rekke vært knyttet til villrein og fjellovergangene. Utstrakt påkjørsel av elg og rådyr tyder på at selve jernbanelegemet i seg selv ikke skremmer dyrene fra å krysse dette. Men på bakgrunn av et "utvidet barrierebegrep" som også omfatter dødelighet, og populasjonsmessige konsekvenser av slik dødelighet, kan det ikke ses bort fra at også jernbaner kan være barrierer. En av årsakene til at bl a mange hjortedyr drepes av tog og bil om vinteren i Norge, er trolig at dyrene sperrer inne i en "dyregrav" - dvs at når de først kommer ned på en vei eller en jernbane kan høye brøytekanter hindre dem i å komme opp igjen. Spesielt farlig er dette i tilknytning til enkelte fjelloverganger med helårsåpen vei/jernbane hvor snødybden kan være betydelig (figur 7). Langs veier og jernbaner

over fjellovergangene er det flere steder bygget betydelige snøfangere (vindskjermer) som også er lokale barrierer, uten at det er kjent om de har påvisbare effekter i forhold til dyrelivet.

I følge Skogland (1994) er dagens villreinstamme i Dovre-regionen splittet i 7 delstammer; en oppsplitting som skyldes en kombinert effekt av jernbaneetableringen, E6 (dvs åpen helårsvei over fjellet) og Aursjøbyggingen (Aursjømagasinet). Siden Dovrebanen ble bygget i 1926, har villrein krysset denne barrieren kun få ganger. På slutten av 1950-tallet (1956-57) ble Snøhettaområdet fullstendig nedbeitet. Først etter at NSBs folk la ned gjerdet langs jernbanen og la ut lav som "lokkemat" krysset de utsultede dyra over til Knutshøysida. Dette var forøvrig første gang siden 1926 at reinen krysset denne barrieren (Skogland 1994). Også Bergensbanen har ført til problemer for villreins vandringmønster og beitebruk (f eks Skogland & Jordhøy 1988).

5.3 Kraftledninger

Kraftledninger og andre tekniske installasjoner knyttet til kraftforsyningen, er i løpet av de siste 100 år blitt en del av "miljøet" i de fleste naturtyper. "Kraftledningsgater" skjærer seg gjennom selv de mest fjerntliggende skogsområder og krysser de høyeste fjellområdene våre. Den spredningsøkologiske betydningen av dette er hittil relativt lite undersøkt, spesielt i forhold til mindre arter, f eks smågnagere og spissmus (Schreiber & Graves 1977). Også de



Figur 7. Langs vei og jernbane som holdes åpne over fjellet om vinteren og i områder med stor vinternedbør, dannes ofte ekstremt høye brøytekanter. Dette kan tildels virke som direkte barrierer dyrene ikke kan krysse og dessuten fungerer som "dyregraver" dyrene ikke kommer opp av for derved å bli ihjelkjørt. - During the winter the snow clearance walls may be high and steep, particularly along roads and railways over mountain passes and areas with a high winter precipitation. They may partly act as barrier where the animals are unable to pass and partly as a ditch or pitfall where the animals are caught and killed by cars or trains. Foto: K. Bevanger.

mer indirekte effekter av kraftledninger på levende organismer og miljøet forøvrig, er lite undersøkt og forstått.

5.3.1 Fugler

Mest fokusert har kraftledninger vært fordi de forårsaker direkte dødelighet for fugl. Ennå har neppe noen fuglearter gjennom naturlig seleksjon blitt programmert til å unngå eller omgås luftledninger på en måte som utelukker konflikter. I årenes løp har millioner av fugler blitt drept - ikke bare mot kraft- og telefonledninger, men også mot barduner i TV- og radiomaster, gjerder, vinduer, vindmøller, fyrlykter, biler, tog osv (jf Avery et al. 1980, Bevanger 1994a).

Uforutsette effekter av kombinasjonen kraft-/telegrafledninger og fugl ble påpekt av såvel ornitologer som ingeniører relativt tidlig (jf Coues 1876, Grotli 1922, Michener 1928), og problematikken kan grovt grupperes i to hovedtemaer; (i) biologiske og økologiske, og (ii) sosioøkonomiske/-politiske (jf Bevanger 1995b).

Biologiske problemstillinger er i første rekke knyttet til populasjonsmessige forhold, f.eks. om tilleggssødelighet (additiv dødelighet) hos en bestemt fuglearart som følge av kollisjoner mot kraftledninger kan virke negativt på bestandsutviklingen. Økologiske aspekter er bl.a. fare for spredning av botulisme på grunn av fuglekadavre som råtner under kraftledninger (jf Malcolm 1982, Eklund & Dowell 1987). Stor dødelighet av fugl i bestemte områder kan også tenkes og bidra til å opprettholde stor bestand av åtseletere og rovdyr (Bevanger et al. 1994).

Sosioøkonomiske/-politiske aspekter er særlig økonomiske og etiske forhold. Strømbrydd på grunn av at fugl enten kolliderer med kraftledninger eller forårsaker kort- eller jordslutning (elektrokusjon), kan ha betydelige økonomiske konsekvenser i forhold til økte krav om stabil strømforsyning (Bevanger 1994a). Nedsatt jaktutbytte og forringelse av jaktområders utleieverdi som følge av kryssende kraftledninger skaper også økonomiske problemstillinger. Dette er spørsmål som har vært gjenstand for rettsaker både i Amerika og Europa, særlig i forhold til våtmarksfugl (Hobbs 1987). I Norge er tilsvarende spørsmål brakt inn for domstolene på grunn av hønsefugl (jf Nordmøre herredsrett 1988, Frostating lagmannsrett 1989).

De etiske aspektene, ved siden av at mange reagerer sterkt følelsesmessig på at fugl blir lemlestet og drept på grunn av luftledninger, er knyttet til sårbare og truede arter (Bevanger 1993a). Spørsmål knyttet til bevaring av biologisk mangfold inneholder elementer av såvel økonomisk som etisk karakter.

Ved siden av at fugler kolliderer mot luftledninger drepes de som nevnt også ved såkalt elektrokusjon, dvs. at de samtidig kommer i berøring med to strømførende ledninger eller en strømførende ledning og en jordet del av et elektrisk anlegg. Elektrokusjon og kollisjon er følgelig to forskjellige fenomener, både med hensyn til hvilke fugler som rammes og hvordan slike ulykker kan forklares.

Hvorvidt en art er et potensielt elektrokusjonsoffer bestemmes av fuglens morfologi i kombinasjon med bestemte atferdstrekk. Vingspenn, fotlengde og kroppsstørrelse vil være bestemmende for om en elektrisk konstruksjon skal fremstå som en elektrokusjonsfelle for en fugl. Arter som i

tillegg vagler seg høgt og foretrekker oppstikkende strukturer i terrenget som utkikksposter er høgrisikoarter. På grunn av at fugler er relativt små skapninger, vil elektrokusjonsfaren primært være knyttet til kraftforsyningsstrukturer med spenninger under ca 130 kV. Det betyr at arter mindre enn f eks kråke *Corvus corone* har liten sjanse for å bli utsatt for elektrokusjon (Bevanger 1993a). De arter som hyppigst er involvert i elektrokusjonsulykker er storkefugler (*Ciconiiformes*), rovfugler (*Falconiformes*), ugler (*Strigiformes*) og spurvefugler (*Passeriformes*) (Bevanger 1993a).

Dette viser også at en rekke sårbare og truede arter er utsatt for elektrokusjon (jf Haas 1980, Olendorff et al. 1981, Nelson 1982, Hobbs & Ledger 1986, Ledger et al. 1993, Bevanger 1993a). I Norge, og Europa forøvrig, er det vist at særlig hubro *Bubo bubo* er utsatt for elektrokusjonsulykker (Haas 1975, Larsen & Stensrud 1988, Bevanger 1993a). På grunn av at elektriske konstruksjoner knyttet til energioverføring har så mange utforminger (jf Kroodsmå & Van Dyke 1985), er det i praksis vanskelig å fjerne elektrokusjonsproblemer på kort sikt, men stadig flere nasjonale og regionale energiforvaltningsorganer går sterkt inn for å bekjempe problemet (jf Miller et al. 1975, Hobbs & Ledger 1986, VDEW 1986).

Sammenlignet med elektrokusjon er det langt vanskeligere å forutsi hvor og når en kollisjon mot en kraftledning vil finne sted, eller hvilken art som vil være involvert. Gjennom de mange undersøkelser som er foretatt i tilknytning til fuglekollisjoner rundt omkring i verden, kan enhver flyvende fugl risikere å bli et kollisjonsoffer hvis den opptrer i et område med luftledninger. En gjennomgang av 16 undersøkelser viste at 15 ordener, 41 familier, 129 slekter og 245 arter var registrert blant kollisjonsoffrene (Bevanger 1993a). Ser en disse tallene i sammenheng med en tidligere gjennomgang foretatt i USA i 1978 (Thompson 1978), er det bare to fugleordener av dem som har flyvende arter, som ikke er registrert som kollisjonsoffer; nemlig musfugler (*Coliiformes*) og trogoner (*Trogoniformes*). Musfugler er imidlertid registrert som kollisjonsoffer ved en undersøkelse i det sørlige Afrika (Hobbs 1987). Trogoner er knyttet til områder i Sør-Amerika, Afrika og Sørøst-Asia hvor kraftledninger forekommer relativt sparsomt og hvor slike undersøkelser ikke er kjent utført.

5.3.2 Pattedyr

Effekter av kraftledninger og kraftledningsgater (ryddebeltet under faselederne og til sidene for disse) på pattedyrarter, har vært diskutert i ulike sammenhenger. Spørsmål som har vært stilt har gjeme hatt tilknytning til effekten av elektromagnetiske felt i kraftledningenes nærområder, akustiske forstyrrelser som følge av elektriske utladninger ved høye spenninger (coronaeffekt) og forstyrrelser i anleggsperioden og som følge av inspeksjonsrutiner knyttet til kraftledningene (f eks Nordmøre herredsrett 1988, Vest-Telemark herredsrett 1989). Generelt må sies at det så langt finnes

lite konkret kunnskap basert på vitenskapelige undersøkelser, det meste er "synsing".

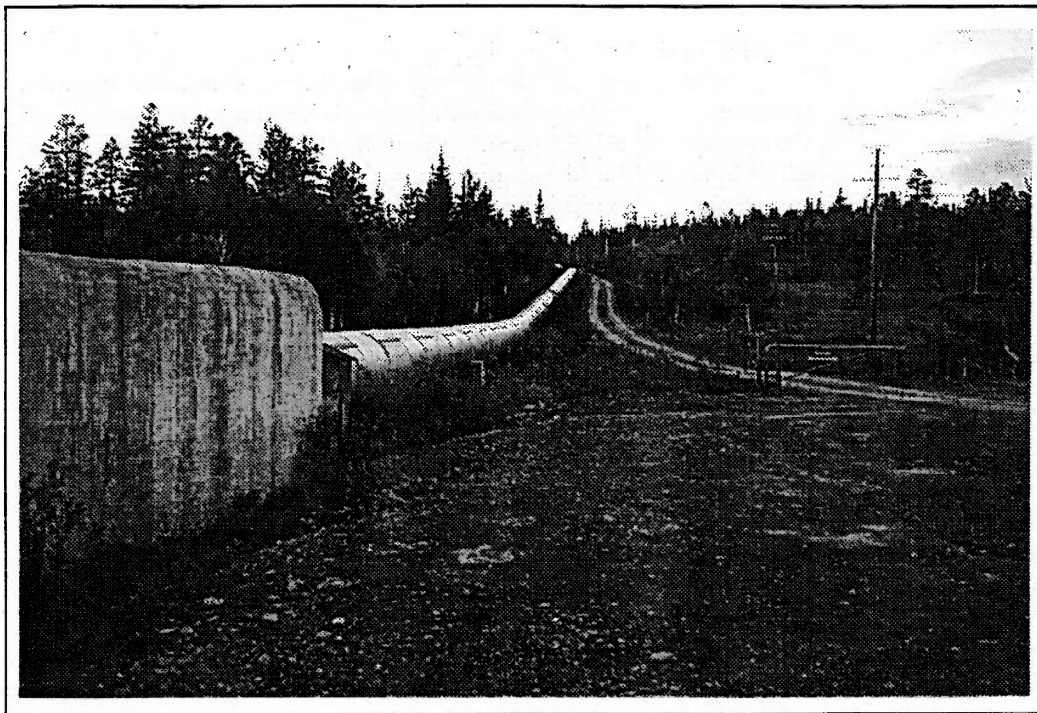
I Norge har hjortevilt tradisjonelt vært fokusert i tilknytning til erstatningsskjønnsaker ved etablering av kraftledninger (f eks Nordmøre herredsrett 1988, Vest-Telemark herredsrett 1989). Hjortedyrene har bestemte trekkmønstre som bl a er tilpasset beitekvaliteten i ulike områder ved ulike årstider; trekkmønstre som er nedarvet gjennom mange generasjoner. Blokkeres slike trekkveier kan det få alvorlige konsekvenser for dyrenes overlevelsesmuligheter.

Det erfaringsgrunnlag som finnes er relativt anekdotisk og bygger i ubetydelig grad på systematiske registreringer. For villrein, finnes en rekke sporregistreringer som viser at flokker har stoppet opp og snudd når de har nærmet seg en kraftledning (P. Jordhøy pers. medd.). Imidlertid finnes også flere eksempler på at rein har gått under kraftledninger og beitet. Det synes derfor å være et klart behov for nærmere undersøkelser som kan bidra til å belyse hvilke faktorer som er utslagsgivende for ulike atferdsreaksjoner. Er det f eks nybygde ledninger som virker mest skremmende? Skjer en tilvenning over tid? Er kjønnsmessige, aldersmessige eller andre demografiske parametre av betydning? Er det coronaeffekter under spesielt ugunstige værforhold (f eks høy luftfuktighet) som kan virke skremmende? Er det årstidsvariasjoner? Har kraftledninger kombinert med vei og annen ferdsel en spesiell effekt? Dette er noen av de mange spørsmål det i dag ikke kan gis troverdige svar på.

Det er generelt akseptert av kraftledninger medfører problemer både for hjortevilt og andre arter gjennom maskinstøy og menneskelig aktivitet, og at anleggsvirksomheten kan stresse dyrene slik at de i perioder kan antas å oppholde seg i områder de ellers ikke ville ha gjort. Dette er imidlertid forstyrrelser av temporær karakter. Permanente skader av betydning for hjortevilt i forbindelse med kraftledningsbygging anses imidlertid normalt ikke å forekomme (se f eks Vest-Telemark herredsrett 1989). Barriere-effekter av kraftledninger i forhold til pattedyr synes derfor ut fra dagens kunnskap å være begrenset. Det må likevel understrekes at det vil kreve omfattende dokumentasjon før det kan trekkes sikre slutninger om dette.

5.4 Rørledninger

Rørledninger finnes bare i begrenset utstrekning i Norge. Det vanligste er bakkebaserte vannrør i tilknytning til vannkraftutbygging som går fra et magasin ned til en turbin i et kraftverk (figur 8). Det finnes mange slike rørgater, men lite dokumentasjon på om de har effekter i forhold til faunaen. På grunn av rørenes dimensjon (ofte diametere på over 1 m), og plassering like over bakkenivå, er det innlysende at slike rørgater lokalt skaper barrierer for enkelte viltarter, f eks hjortedyr. Hvorvidt en i fremtiden kan se for seg overflatebaserte gass- eller oljerørledninger i Norge, er så langt et åpent spørsmål. Nedgraving er imidlertid vanlig ved større rørledningsprosjekter (f eks Bevanger 1994b).



Figur 8. Bakkebaserte rørledninger finnes i relativt begrenset utstrekning i Norge; det vanligste er rørledninger i tilknytning til vannkraftutbygginger som går fra inntaksdam til turbin i kraftstasjon. - In Norway pipelines above the ground often lead to hydropower stations. Foto: K. Bevanger.

I enkelte land har rørledninger tildels skapt betydelig debatt. Blant de mest kjente er trolig det 1280 km lange Trans-Alaska Pipeline System (TAPS) som ble ferdig i 1976 (se f.eks. Johnson 1984). I tilknytning til olje- og gassrørledninger i arktiske økosystemer har det vært foretatt omfattende undersøkelser i tilknytning til hvordan de påvirker enkelte dyrearter, spesielt i forhold til den sentral-Arktiske tundrareinen (caribou) *Rangifer tarandus* (Shank 1979, Shideler 1986, Shideler et al. 1986).

I Prudhoe Bay og Kuparuk i Alaska ble det foretatt en undersøkelse for å belyse hvorvidt tundrareinen ble skadelidende av oljerørledninger, veier og kombinasjonen oljerørledning og vei (Curatolo & Murphy 1986). Resultatet viste at når eleverte rørledninger eller veier var anlagt isolert, hadde reinen ingen påviselige problemer med å krysse dem. Når derimot en elevert rørledning var plassert parallelt med en vei, virket dette som en klar barriere. Curatolo & Murphy (1986) spekulerte på om strukturer som kan representere eller ligne et skjulested (f.eks. en elevert rørledning), isolert ikke skapte frykt-reaksjon hos rein, eller at en vei med bevegelige biler ikke kunne tenkes å bli opplevd som en slags predator. Det var imidlertid først når disse to stimuliene ble kombinert at de utløste en "barriere-reaksjon" og at kryssingsfrekvensen ble redusert. En tilsvarende synergistisk effekt kan tenkes å gjøre seg gjeldene for villrein på Dovre gjennom kombinasjonen jernbane/gjerde/vei (jf Skogland 1994a).

5.5 Vannkraftmagasin

Med unntak av undersøkelser av villrein i Ryfylkeheiene, finnes det lite kunnskap om hvilken barrierenvirkning kunstige vannmagasin har for ulike dyrearter. Skoglands (1994a og b) registreringer av hvordan radioinstrumentert villrein endret trekkveier og bruksmønster etter etableringen av Blåsjøen, Svartevassmagasinet, Rosskreppfjorden, Vatnalivatnet og Uravatnet, er blant de få dokumentasjoner som finnes av effekter av vannkraftmagasinetablering i forhold til enkeltarter. Undersøkelsen viste at områdebruken ble endret i forhold til simler og ungdyr og totaleffekten ble slik at det ble plass til færre villrein i hele fjellpartiet sammenlignet med før utbyggingen i og med at reinen brukte et mindre areal etter inngrepene (Skogland 1994b). Det kan imidlertid være liten tvil om at når store innsjøer etableres i områder hvor det tidligere var fast mark, må dette få dramatiske konsekvenser for pattedyrfaunaen generelt. Et fåtall pattedyrarter (hvis noen) i Norge er så dyktige svømmere at de vil forsere slike innsjøer regelmessig i sommerhalvåret.

Også i forhold til fuglefaunaen har etablering av vannkraftmagasin vist seg å ha betydelige effekter (Thingstad 1992, Reitan 1993, Reitan & Sandvik 1995). Hvorvidt det i denne sammenheng er korrekt å snakke om barriereeffekter kan diskuteres, men det er vist at det skjer betydelige endringer i hekkesuksess og artssammensetning hos fugler i nærheten av vannkraftmagasin. I tillegg går det tapt en rekke større og mindre biotoper som er livsviktige for mange individer, og som i utgangspunktet har en unik arts- og individsammensetning som ikke kan erstattes eller rekonstrueres.

6 Sammenfattende diskusjon

I **tabell 1** er norske pattedyrarter (unntatt flaggermus), amfibier og krypdyr vurdert i forhold til om de kan tenkes å bli berørt av noen av de barrieretypene som er omtalt. Vurderingene er subjektive og reflekterer først og fremst at det mangler kunnskap om emnet. Det ville trolig være nyttig for både forvaltning og inngriper om det kunne lages en mer utfyllende oversikt i den retning **tabell 1** indikerer: Hvilke arter berøres av ulike barrierer, på hvilken måte blir de berørt og hvor alvorlig blir de rammet? Eventuelle synergistiske effekter av parallelle barriere-konstruksjoner som f.eks. vei/jernbane/gjerde er fullstendig ukjent. Før slik basiskunnskap fremskaffes vil det heller ikke være mulig å utvikle eller sette i verk troverdige og effektive, avbøtende tiltak, eller bidra i en tidlig teknologisk planleggingsprosess slik at skadevirkninger minimaliseres.

De overordnede, biologiske og økologiske problemer knyttet til menneskeskapt barrierer, er fragmenterings-effekten ulike aktiviteter og byggverk har i forhold til naturlig forekommende naturtyper, og den båndlegging, isolasjon og destruksjon som skjer i forhold til bestemte biotoper når barrierer etableres. Denne fragmenteringsprosessen går stadig raskere, og stadig mindre områder gjenstår som kan sies å være upåvirket i så måte (Direktoratet for naturforvaltning 1995). Menneskelig aktivitet medfører en kontinuerlig reduksjon i det biologiske mangfoldet som rammer alle tenkelige nivå; dvs. fra landskap og unike naturtyper (økosystem- og samfunnsnivå), ned mot populasjoner, subpopulasjoner, individ og gennivå.

En slik kontinuerlig fragmenteringsprosess fremstår stadig tydeligere som den største trussel i forhold til det biologiske mangfoldet, fra lokalt til internasjonalt nivå. Situasjonen er komplisert, og prosessen i seg selv er meget vanskelig å kontrollere, bl.a. på grunn av de mange samfunnsorganer som er inne i bildet ved naturinngrep, og de mange lover og reguleringsbestemmelser som foreligger, og som kan komme til anvendelse ved ulike former for miljøendringer. Med så uoversiktlige og kompliserte beslutnings- og reguleringsystemer, vil det hele tiden tas "isolerte" beslutninger i forhold til inngrep. Over tid vil en slik "fragmentert" prosess også bidra til å ødelegge strukturen i de fleste økosystemer. Den utarming som kan observeres, fra gennivå til landskapsnivå, er "resultanten" av en kumulativ miljøpåvirkning, og av tallrike, isolerte beslutninger innen miljøforvaltning og politiske fora.

På denne bakgrunn er det viktig og ikke fokusere én type effekter eller én barrierekategori isolert, selv om ulike inngrep og barriere kategorier kan ha høyst forskjellige effekter som spredningshindre, i forhold til biotopendring og -tap, som direkte dødelighetsfaktor, stressfaktor osv. Summen av mange barrierer og inngrep gir effekter av en helt annen dimensjon, og er den vesentligste årsak til at så mange

arter eller populasjoner nå er i ferd med å forsvinne (Meffe & Carroll 1994).

En landskapsmosaikk med habitatøyer er mer å betrakte som et "filter" enn som en barriere. En slik mosaikk vil slippe igjennom individer hos noen arter, men ikke alle. Ulike elementer, som f.eks. veier, fungerer som "filtre" fordi enkeltindivider hos noen arter er i stand til å krysse dem, mens andre ikke klarer det (jf Meffe & Carroll 1994). Overlevelsesmuligheter for metapopulasjoner kan være avhengig av at enkeltindivider har bevegelsesmuligheter mellom habitatøyer nok til å balansere utdøing fra lokale habitatflekker. Individenes evne til å forsere menneskeskapt barrierer mellom subpopulasjoner innen utbredelsesområdet hos en art kan m.a.o. være avgjørende for populasjonenes levedyktighet. Et viktig element i denne spredningsmuligheten ligger i korridorer (f.eks. Fahrig & Merriam 1985, Murphy 1988). "Korridorer" defineres gjerne som smale, lineære habitatstriper som har verdi for viltet. Ved siden av kantskoger langs vann og vassdrag kan det dreie seg om f.eks. ubebygde områder i tilknytning til kraftledninger, veier og jernbaner (Bevanger 1992). Essensielle korridorer langs vann og vassdrag kan f.eks. bli sperret og ødelagt når gjerder føres helt ut i vannet. Dyr kan på grunn av barrierer bli tvunget til å oppholde seg i suboptimale områder. Uheldige avgrensninger av et område gjennom barriere-etableringer (f.eks. inngjerding) kan føre til at dets bæreevne vil kunne bli lavere i forhold til bl.a. gressetende arter. Både undersøkelser i det sørlige Afrika på effekten av gjerdebygging på gnu-populasjoner, og fra Norge på effekten av vannkraftmagasinetablering på villrein, indikerer dette.

Spredning ("dispersal") er en nøkkelfaktor for fragmenterte populasjoners overlevelsesmulighet (f.eks. Stenseth & Lidicker 1992). I f.eks. jordbrukslandskap, med små rester av naturlige habitater, synes mange arters eksistens å bero på tilstedeværelse av et romlig nettverk av korridorer som muliggjør spredning. Ved effektive barrierer som motorveier, er spesialkonstruksjoner (f.eks. underliggende passasjer) nødvendig for at spredning mellom subpopulasjoner skal være mulig. Den ultimate, evolusjonære funksjon i forhold til dispersal vil være å øke reprodutiv suksess, mens de proksimate årsakene til at dispersal finner sted er knyttet til konkurranse om ressurser og partner og unngå innavl (Sinclair 1992). Avgrensning av spredningsmuligheter vil følgelig kunne få avgjørende betydning for enkeltpopulasjoners overlevelse på sikt.

Det er foretatt få kritiske analyser av korridorenes betydning på artsnivå for pattedyr. For å kunne utlede generelle prinsipper ved fragmentering av landskap, er detaljstudier av enkeltarter nødvendig. Økt kunnskap om hvordan den enkelte art "opplever" fragmenteringen (inklusive barrierene) er sentralt. En arts potensielle nytte av korridorer henger nøye sammen med hva som kan identifiseres som barrierer for artene. Salwasser (1986) poengterte f.eks. at voksne individer av den nordlige underarten av flekkugle *Strix occidentalis caurina* ikke krysser store åpne områder, men trenger korridorer av gammelskog for å overleve i sine naturlige

Tabell 1. Vurdering av norske pattedyr, amfibier og krypdyrarter i forhold til påvirkning av menneskeskapte barrierer slik disse forekommer i Norge. A = gjerde, B = vei, C = jernbane, D = kraftledning, E = rørledning, F = vannkraftmagasin. * = sannsynligvis liten eller ingen effekt, ** = sannsynlig effekt, mortalitet eller annen effekt registrert som følge av barrieren, ? = kunnskapsmangel, ikke grunnlag for vurdering. - Evaluation of Norwegian mammals, amphibians and reptiles in relation to the effect on them of man-made barriers in Norway. A = fence, B = road, C = railway, D = power line, E = pipeline, F = hydropower reservoir, * = probably little or no effect, ** = a probable effect, mortality or other kind, has been recorded as a consequence of the barrier, ? = no information available, no basis for evaluation.

Art/Barriere	A	B	C	D	E	F
Ulv <i>Canis lupus</i>	**	**	?	?	?	**
Rødrev <i>Vulpes vulpes</i>	*	**	?	?	*	**
Fjellrev <i>Alopex lagopus</i>	*	**	?	?	*	**
Mårhund <i>Nyctereutes procyonoides</i>	*	**	?	?	?	**
Bjørn <i>Ursus arctos</i>	*	**	?	?	?	**
Isbjørn <i>Thalarctos maritimus</i>	*	?	?	?	?	?
Ilder <i>Mustela putorius</i>	*	**	?	?	*	**
Mink <i>Mustela vison</i>	*	**	?	?	*	**
Røyskatt <i>Mustela erminea</i>	*	**	?	?	*	**
Snømus <i>Mustela nivalis</i>	*	**	?	?	*	**
Mår <i>Martes martes</i>	*	**	?	?	*	**
Jerv <i>Gulo gulo</i>	?	?	?	?	?	**
Oter <i>Lutra lutra</i>	*	**	?	?	?	**
Grevling <i>Meles meles</i>	*	**	**	?	?	**
Gaupe <i>Lynx lynx</i>	?	**	?	?	?	**
Hjort <i>Cervus elaphus</i>	**	**	**	?	?	**
Dåhjort <i>Cervus dama</i>	?	?	?	?	?	**
Elg <i>Alces alces</i>	**	**	**	?	?	**
Rådyr <i>Capreolus capreolus</i>	**	**	**	?	?	**
Rein <i>Rangifer tarandus</i>	**	**	**	?	?	**
Moskusfe <i>Ovibos moschatus</i>	?	?	**	?	?	**
Piggsvin <i>Erinaceus europaeus</i>	*	**	*	?	*	**
Vnl. spissmus <i>Sorex araneus</i>	*	**	*	?	*	**
Lappspissmus <i>Sorex caecutiens</i>	*	?	*	?	*	**
Taigaspissmus <i>Sorex isodon</i>	*	?	*	?	*	**
Dvergspissmus <i>Sorex minutus</i>	*	**	*	?	*	**
Liten dvergspissmus <i>Sorex minutissimus</i>	*	?	*	?	*	**
Vannspissmus <i>Neomys fodiens</i>	*	?	*	?	*	**
Hare <i>Lepus timidus</i>	*	**	?	?	**	**
Sørhare <i>Lepus capensis</i>	*	**	?	?	*	**
Polarhare <i>Lepus timidus arcticus</i>	*	?	?	?	*	**
Villkanin <i>Oryctolagus cuniculus</i>	*	**	?	?	*	**
Ekorn <i>Sciurus vulgaris</i>	*	**	?	?	*	**
Bever <i>Castor fiber</i>	?	?	?	?	?	**
Husmus <i>Mus musculus</i>	*	**	*	?	*	**
Brunrotte <i>Rattus norvegicus</i>	*	**	*	?	*	**
Liten skogmus <i>Apodemus sylvaticus</i>	*	**	*	?	*	**
Stor skogmus <i>Apodemus flavicollis</i>	*	**	*	?	*	**
Markmus <i>Microtus agrestis</i>	*	**	*	?	*	**
Østmarkmus <i>Microtus epiroticus</i>	*	?	*	?	*	**
Vånd <i>Arvicola terrestris</i>	*	**	*	?	*	**

Tabell 1 forts.

Art/Barriere	A	B	C	D	E	F
Fjellrotte <i>Microtus oeconomus</i>	*	**	*	?	*	**
Bisamrotte <i>Ondatra zibethica</i>	*	?	*	?	*	**
Klatremus <i>Clethrionomys glareolus</i>	*	**	*	?	*	**
Rødmus <i>Clethrionomys rutilus</i>	*	**	*	?	*	**
Gråsidemus <i>Clethrionomys rufocanus</i>	*	**	*	?	*	**
Lemen <i>Lemmus lemmus</i>	*	**	*	?	*	**
Skoglemen <i>Myopus schisticolor</i>	*	**	*	?	*	**
Bjørkemus <i>Sicista betulina</i>	*	?	*	?	*	**
Padde <i>Bufo bufo</i>	*	**	?	?	*	**
Frosk <i>Rana temporaria</i>	*	**	?	?	*	**
Spissnutet frosk <i>Rana arvalis</i>	*	?	?	?	*	**
Stålorm <i>Anguis fragilis</i>	*	?	?	?	*	**
Firfisle <i>Lacerta vivipara</i>	*	**	?	?	*	**
Buorm <i>Natrix natrix</i>	*	?	?	?	*	**
Slettsnog <i>Coronella austriaca</i>	*	?	?	?	*	**
Hoggorm <i>Vipera berus</i>	*	**	?	?	*	**

leveområder langs den nordvestlige Stillehavskysten, som nå er så fragmentert på grunn av skogsdrift at arten er sterkt utryddelsestruet. Sekundæreffekter av hogst i tropeskog kan illustrere andre former for utilsiktede effekter av naturinngrep. Kommersiell hogst i Malaysia, med et uttak av trær på 10 %, førte til at ytterligere 55 % av trærne ble ødelagt under selve arbeidsprosessen (Burgess 1971).

Ethvert individ kan betraktes som et produkt av et evolusjonært kompromiss, hvilket bl a reflekteres i dets habitatvalg som skjer ut fra hvilke økologiske faktorer som påvirker individets overlevelse og reproduksjon. I landskapsøkologisk kontekst kan dette allegorisk tenkes som en labyrintvandring. Individets overlevelsessuksess avhenger av dets evne til å finne veien ut. Hvilke barrierer i labyrinten gjør dette vanskelig eller umulig? Hvordan utforme labyrinten for å gjøre det mulig? Dette er sentrale utfordringer forvaltere, økologer, planleggere og andre i dag står overfor (Bevanger 1992).

Norge har ennå ikke opplevd samme dramatiske fragmentering av naturarealer som mange andre europeiske land, men dette endrer seg imidlertid meget raskt. Veier og andre barrierer har også hos oss en rekke uoversiktlige, økologiske langtidseffekter. Selv om kvantitative og kvalitative konsekvenser av direkte dødelighet, som følge av f eks fuglekollisjoner mot kraftledninger eller at dyr blir påkjørt av bil og tog, ikke lett kan påvises, er det teoretisk sett liten tvil om at områder gjennomvevd av antropogene barrierer, får redusert bæreevne og lavere produksjon i forhold til enkeltarter. Bakgrunnen for det er en destabilisering av økosystemene gjennom endret fødetilgang, inter- og intraspesifikk konkurranse, predasjonstrykk osv. F eks vil arter som kan karakteriseres som generalister, og som er tilpasningsdyktige, komme bedre ut enn habitatspesialister.

Dette er forhold som så langt er ubetydelig fokusert i Norge, det være seg i forhold til gjerdebygging, veibygging, jernbanebygging eller andre typiske barrierekonstruksjoner. For at situasjonen ikke skal bli dramatisk forverret, er det viktig at miljøforvaltningen på ulike nivå ser "alle barrierer" i sammenheng, og fører en langt mer restriktiv linje i forhold til krav om konsekvensanalyser når selv små nyetableringer planlegges. Det er behov for å utforme en strategisk plan for innhenting av nødvendig kunnskap i forhold til økologiske effekter av antropogene barrierer. Problemstillingene er så omfattende at det ville være naturlig å utforme et eget forskningsprogram i tilknytning til dem.

7 Litteratur

- Adams, L.W. & Geis, A.D. 1983. Effects of roads on small mammals. - *J. Appl. Ecol.* 20: 403-415.
- Adendorff, G. 1984. *Wild Company*. - Books of Africa, Muizenburg.
- Allen, G.T. & Ramirez, P. 1990. A review of bird deaths on barbed-wire fences. - *Wilson Bull.* 102: 553-558.
- Allen, R.E. & McCullough, D.R. 1976. Deer-car accidents in southern Michigan. - *J. Wildl. Manage.* 40: 317-325.
- Andersen, R., Linnell, J.C., Reitan, A., Berntsen, F. & Langvatn, R. 1994. Militær aktivitets innvirkning på hjortevilt. Frykterespons, fluktatferd og arealbruk hos elg ved påvirkning av ulike forstyrrelsesstimuli. - NINA Oppdragsmelding 316: 1-22.
- Anon. 1991. Okavango shall not die. - *Gnusletter* 10: 2-3, 25-27.
- Avery, M.L., Springer, P.F. & Dailey, N.S. 1980. Avian mortality at man-made structures: an annotated bibliography (revised). - U.S. Fish & Wildl. Serv., Biol. Serv. Program, National Power Plant Team, FWS/OBS-80/54: 1-152.
- Bakowski, C. & Kosakiewicz, M. 1988. Effects of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. - *Acta Theriol.* 33: 345-353.
- Banko, W.E. 1960. The trumpeter swan. Its history, habits, and population in the United States. - U.S. Fish and Wildlife Service, North American Fauna No. 63. 214 s.
- Barth, E. K. 1977. Anlegg for massefangst av villrein i Rondaneområdet. - *Skogbruksmuseets årbok* 8: 7-74.
- Bashore, T.L., Tzilkowski, W.M. & Bellis, E.D. 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. - *J. Wildl. Manage.* 49: 769-774.
- Bäckman, L., Göransson, G., Knutsson, G. & Rühling, Å. 1978. Vågars inverkan på omgivande natur. Sammenfatning. - Statens naturvårdsverk, Stockholm. Rapport SNV PM 1178: 1-29.
- Bellis, E.D. & Graves, H.B. 1971. Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. - *J. Wildl. Manage.* 35: 232-237.
- Bennett, A.F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. - S. 99-118 i: Saunders, D.A. & Hobbs, R.J., red. *Nature Conservation 2*. The role of corridors. Surrey Beatty & Sons.
- Ben-Shahar, R. 1993. Does fencing reduce the carrying capacity for populations of large herbivores? - *J. Tropical Ecol.* 9: 249-253.
- Bevanger, K. 1988. Skogsfugl og kollisjoner med kraftledninger i midt-norsk skogsterreng. - *Økoforsk Rapport* 9: 1-53.
- Bevanger, K. 1990. Topographic aspects of transmission wire collision hazards to game birds in the Central Norwegian coniferous forest. - *Fauna norv. Ser. C. Cinclus*: 11-18.
- Bevanger, K. 1991. Rypekollisjoner mot tråd- og nettinggjerder. - NINA Oppdragsmelding 65. 11 s
- Bevanger, K. 1992. Vilt i bymiljø. - NINA Utredning 30: 1-42.
- Bevanger, K. 1993a. Avian interactions with utility structures - a biological approach. - Dr. scient. Thesis. Universitetet i Trondheim. Upubl.
- Bevanger, K. 1994a. Bird interactions with utility structures; collision and electrocution, causes and mitigating measures. - *Ibis* 136: 412-425.
- Bevanger, K. 1994b. The North-South Carrier Water Project in Botswana. A review on environmental impact assessments. - NINA Oppdragsmelding 320: 1-25.
- Bevanger, K. 1995a. Reingjerder som dødelighetsfaktor for fugl i Finnmark. - NINA Fagrapport 4: 1-32.
- Bevanger, K. 1995b. Kraftledninger og fugl. Oversikt og tilrådinger. - Upubl. delprosjektrapport for NVE: "Miljøkriterier for valg av kabel".
- Bevanger, K. 1995c. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. - *J. Applied Ecol.* 32: 745-753.
- Bevanger, K., Bakke, Ø. & Engen, S. 1994. Corpse removal experiment with willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in power-line corridors. - *Ökol. Vögel* 16: 597-607.
- Bird, M. 1976. Grassfence. - *NZ Journal of Agriculture* 133: 69-73.
- Braack, H. 1973. Population dynamics of the blue wildebeest (*Connochaetes taurinus taurinus*, Burchelli, 1823) in the central district of the Kruger National Park. - Project report submitted to the University of Rhodesia, Salisbury (Harare).
- Brody, A.J. & Pelton, M.P. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. - *Wildl. Soc. Bull.* 17: 5-10.
- Brown, D.W.J. 1968. Game control in Kenya. - S. 209-213 i: *Proc. Symp. on Wildl. Management and Land Use*. Nairobi.
- Bryant, L.D., Thomas, J.W. & Rowland, M.M. 1993. Techniques to construct New Zealand elk-proof fence. - Gen Tech. Report. PNW-GTR-313. Portland, Oregon. U.S. Dept. of Agric., Forest Serv., Pacific Northw. Res. Station. 17 s.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1992. Vulnerability and mortality of young Australian magpies on roads. - *Wilson Bull.* 104: 365-367.
- Burgess, P.F. 1971. Effect of logging on Hill Dipeterocarp Forest. - *Malay Nat. J.* 24: 231-237.
- Carbaugh, B.T., Vaughan, J.P., Bellis, E.D. & Graves, H.B. 1975. Distribution and activity of white-tailed deer along an interstate highway. - *J. Wildl. Manage.* 39: 570-581.
- Connellan, E.J. 1979. Electric fencing in the dead heart. - *Power farming Magazine* 88: 41-45.
- Conway, A.J. 1984. Anti-poaching measures in Chirisa Safari Area, Zimbabwe. - S. 164-181 i Cumming, D.H.M. & Jackson P., red. *The status and conservation of Africa's elephants and rhinos*. Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland.
- Coues, E. 1876. The destruction of birds by telegraph wire. - *Am. Nat.* 10: 734.

- CSIRO 1959. The rabbit problem in Australia. - Proc. Commonwealth Scient. Industr. Res. Org. Conf. 1958, Melbourne. 108 s.
- Curatolo, J.A. & Murphy, S.M. 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of Caribou, *Rangifer tarandus*. - Can. Field-Nat. 100: 218-224.
- Dacy, G.H. 1939. Electrified fence. It controls honeystealing bears. - Gleanings in bee culture 67: 619-621.
- Davies, J.C. & Rockwell, R.F. 1986. An electric fence to deter polar bears. - Wildl. Soc. Bull. 14: 406-409.
- DeCalesta, D.S. & Cropsey, M.G. 1978. Field test of a coyote-proof fence. - Wildl. Soc. Bull. 6: 256-259.
- Dickson, R.C. & Dickson A.P. 1993. Kestrels feeding on road casualties. - Scottish Birds 17: 56.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995. Inngrepsfrie naturområder i Norge. - DN Rapport 1995-6: 1-36.
- Dobzhansky, T. 1937. Genetics and the origin of species. - Columbia Univ. Press, New York.
- Dorrance, M.J. & Bourne, J. 1980. An evaluation of anti-coyote electric fencing. - J. Range Manage. 33: 385-387.
- Eklund, M.W. & Dowell, V.R. jr. (red.). 1987. Avian botulism. An international perspective. - Charles C. Thomas, Illinois. 405 s.
- Evans, R. 1995. Impact of reindeer grazing on soil and vegetation in Finnmark. - Rapport til NORUT, Univ. i Tromsø.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. - Ecology 66: 1762-1768.
- Falk, N.W., Graves, H.B. & Bellis, E.D. 1978. Highway right-of-way fences as deer deterrents. - J. Wildl. Manage. 42: 646-650.
- Feldhamer, G.A., Gates, J.E., Harman, D.M., Loranger, A.J. & Dixon, K.R. 1986. Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. - J. Wildl. Manage. 50: 497-503.
- Fehlberg, U. von. 1994. Ökologische Barrierewirkung von Strassen auf wildlebenden Säugetiere - ein Tiereschutzproblem. - Dtsch. Tierärztl. Wschr. 101: 81-132.
- Fitzwater, W.D. 1972. Barrier fencing in wildlife management. - S. 49-55 i Marsh, R.E., red. Proceedings V Vertebrate Pest Control Conference, Fresno, Calif.
- Flanagan, S. 1983. Electric fences for sheep control and protection. - Farm and Food Research 14: 95-96.
- Folkesson, L. 1994. Miljøeffekter av vågdagvatten. Literaturøversikt. - VTI Rapport 391.
- Foppen, R. & Reijnen, R. 1994. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers in relation to the proximity of a highway. - J. Appl. Ecol. 31: 95-101.
- Forster, J.A. 1975. Electric fencing to protect sandwich terns against foxes. - Biol. Conserv. 7: 85.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape and principles. - S. 3-32 i: Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Frostating lagmannsrett 1989. - Overskjønnssak 46/1988.
- Giese, H. 1943. Overturning resistance of wood fence posts. - Agric. Engineering 23: 151-154.
- Giese, H. & Strong, D. 1940. The construction of fence ends and corners. - Agric. Engineering 21: 131-134.
- Göransson, G., Karlsson, J. & Lindgren, A. 1979. Vågars inverkan på omgivande natur. II. Fauna. - SNV PM 1069, Statens naturvårdsverk, Stockholm. 1-124.
- Haas, D. 1975. Uhus enden auf dem "Electrischen Stuhl". - Tier: 45-47.
- Haas, D. 1980. Gefährdung unserer Grossvögel durch Stromschlag - eine Dokumentation. - Ökol. Vögel 2, Sonderheft 1980:7-57.
- Hansen, L. 1969. Trafikdøden i den danske dyreverden. - Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 63: 81-110.
- Harris, L.D. & Gallagher, P.B. 1989. New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors. - S. 11-34 i: Mackintosh, G., red. In defense of wildlife: Preserving communities and corridors. Defenders of Wildlife, Washington.
- Harris, M.T., Palmer, W.L. & George, J.L. 1983. Preliminary screening of white-tailed deer repellents. - J. Wildl. Manage. 47: 516-519.
- Havlin, J. 1987. Motorways and bird. - Folia Zoologica 36: 137-153.
- Heard, H.W. & Stephenson, A. 1987. Electrification of a fence to control the movements of black-backed jackals. - S.-Afr. Tydskr. Natuurnav. 17: 20-24.
- Henriksen, G. 1993. Ulven. Tromsø Museum, Ottar 3: 25-30.
- Hjort, I. 1977. The tetraonid system of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and the influence on the leks of environmental disturbances, especially with regards to forestry and highway traffic. - Viltrapport 5: 73-77.
- Hobbs, J.C.A. 1987. Powerlines and gamebirds: North American experiences for southern Africa. - S. Afr. Wildl. Res., Suppl. 1: 24-31.
- Hobbs, J.C.A. & Ledger, J.A. 1986. Some environmental impacts of electricity transmission and distribution lines. - Association of Municipal Electricity Undertakings of South Africa. Proc. 11th Tech. Meeting: 41-46.
- Hone, J. & Atkinson, B. 1983. Evaluation of fencing to control feral pig movement. - Aust. Wildl. Res. 10: 499-505.
- Illner, H. 1992. Road deaths of Westphalian owls: methodological problems, influence of road type and possible effects on population levels. - S. 94-100 i: Galbraith, C. A., Taylor, I.R. & Percival, S., red. The ecology and conservation of European owls. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation, No 5.
- IUCN 1990. The nature of Botswana. A guide to conservation and development. - IUCN, Field Operation Division, Gland, Switzerland.
- Johansen, B. & Karlsen, S.R. 1995. Reingjerder i Finnmark - virkning på flora, vegetasjon og endring av vegetasjonsdekke. - NORUT informasjonsteknologi. Foreløpig rapportutkast.
- Jonkers, D.A. & Smith, T. 1984. Vogels in het prikkeldrad. - Vogels 20: 57.
- Joule, & Cameron, G.N. 1974. Field estimation of demographic parameters: influence of *Sigmodon hispidus* population structure. - J. Mammal. 55: 309-318.
- Klein, D.R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. - Science 173: 393-398.

- Komarek, E.V. & Wright, E.G. 1929. Bird casualties on the highway. - *Wilson Bull.* 41: 106.
- Kozel, R.M. & Fleharty, E.D. 1979. Movements of rodents across roads. - *Southwestern Nat.* 24: 227-235.
- Kroodsmas, R.L. & Van Dyke, J.W. 1985. Technical and environmental aspects of electric power transmission. - *Oak Ridge Nat. Lab. Environ. Sci. Div., Publ. No. 2067*: 1-85.
- Kumar, L.S.S., Aggarwalda, A.C., Arakeri, H.R., Kamath, M.G., Moore, E.N. & Donahue, R.L. 1963. Agriculture in India. - *Asia Publ. House (Bombay, India). Vol. II.*
- Kvam, T. & Overskaug, K. 1993. Reingjerders virkning på fauna. *Pattedyrdelen*. - NINA Oppdragsmelding 231: 1-15.
- Lalo, J. 1987. The problem of road kill. - *Amer. Forests* 72: 50-52.
- Langvatn, R. 1992. Basic patterns in animal response to disturbance from military activity. - Contribution to a conference on "Environmentally Sound, Life Cycle, Planning of Military Facilities and Training areas". Dombås, 23-25 September 1992, Norway.
- Larsen, R. S. & Stensrud, O.H. 1988. Elektrisitetsdøden - den største trusselen mot hubrobstanden i Sørøst-Norge? - *Vår Fuglefauna* 11: 29-33.
- Ledger, J.A., Hobbs, J.C.A., & Smith, T.V. 1993. Avian interactions with utility structures: Southern African experiences. - S. 4.1-4.11 i: EPRI, red. Proceedings: Avian Interactions with Utility Structures. International Workshop Miami 13-15 september 1992. EPRI Report TR-103268.
- Linhart, Y.B. & Whelan, R.J. 1980. Woodland regeneration in relation to grazing and fencing in Coed Gorswen, North Wales. - *J. Appl. Ecol.* 17: 827-840.
- Linhart, S.B., Roberts, J.D. & Dasch, G.J. 1980. Electric fencing reduces coyote predation on pastured sheep. - *J. Range Manage.* 35: 276-281
- Lokemoen, J.T., Doty, H.A., Sharp, D.E. & Neaville, U.J.E. 1982. Electric fences to reduce mammalian predation on waterfowl nests. - *Wildl. Soc. Bull.* 10: 318-323.
- Lund, E. & Ramsøskar, S.E. 1992. Elgtrekk og reingjerder. - *Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvern avdelingen. Rapport 1*: 1-12.
- Mader, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. - *Biol. Conserv.* 29: 81-96.
- Mader, H.J. 1988. The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. - S. 97-100 i: Schreiber, K.F., red. Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münstersche Geographische Arbeiten, Münster 29.
- Mader, H.J. & Pauritsch, G. 1981. Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Strassen und Feldwegen auf die Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzversuche. - *Natur Landschaft* 56: 451-454.
- Mader, H.J., Schell, J.C. & Kornacker, P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. - *Biol. Conserv.* 54: 209-222.
- Madsen, A.B. 1993. Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, II. Pindsvin, flagermus, fugle og effektundersøgelser. - *DMU Rapport 82. Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Malcolm, J.M. 1982. Bird collision with a power transmission line and their relation to botulism at a Montana wetland - *Wildl. Soc. Bull.* 10: 297-304.
- Mayer, P.M. & Ryan, M.R. 1991. Electric fences reduce mammalian predation on piping plover nests and chicks. - *Wildl. Soc. Bull.* 19: 59-63.
- Mayr, E. 1970. Populations, species and evolution. An abridgement of animal species and evolution. - *The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.*
- McAtee, W.L. 1939. The electric fence in wildlife management. - *J. Wildl. Manage.* 3: 1-13.
- McKillop, I.G. & Sibly, R.M. 1988. Animal behaviour at electric fences and the implications for management. - *Mammal Rev.* 18: 91-103.
- McKnight, T.L. 1969. Barrier fencing for vermin control in Australia. - *Geographical Rev.* 59: 330-347.
- McKnight, T.L. 1970. Biotic influences on Australian pastoral land use. - *Yearbook Assoc. Pacific Coast Geographers* 32: 7-22.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. 1994. Principles of conservation biology. - *Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.*
- Melvin, S.H., MacIvor L.H. & Griffin, C.R. 1992. Predator enclosure: a technique to reduce predation at piping plover nests. - *Wildl. Soc. Bull.* 20: 143-148.
- Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E. & Hawley, K. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. - *Landscape Ecol.* 2: 227-235.
- Messelt, H. (udat.). Viltulykker på vei. En oversikt over metoder, tiltak, forsøk og teoretiske betraktninger vedrørende de problemene vilt som krysser vei medfører. Upubl. rapport. Tilgjengelig fra Koppang Vegstasjon, 2480 Koppang.
- Michener H. 1928. Where engineer and ornithologist meet: transmission line troubles caused by birds. - *Condor* 30: 169-175.
- Miller, W.A. 1978. Transmission line engineering and its relationship to migratory birds. - S. 129-141 i: Avery, M.L., red. Impacts of transmission lines on birds flight. *Proc. Oak Ridge Ass. Univ. Tennessee.*
- Minsky, D. 1980. Preventing fox predation at a least tern colony with an electric fence. - *J. Field. Ornithol.* 53: 263-268.
- Mitchell, T.D., Kearins, R.D., Marchant, R.S. & Plant, J.W. 1977. Electric fences to control feral pigs. - *Agricultural Gazette of New South Wales* 88: 10.
- Murphy, D.M. 1988. Challenges to biological diversity in urban areas. - S. 71-76 i: Wilson, E.O., red. *Biodiversity.* National Academy Press, Washington DC.
- Nass, R.D. & Theade, J. 1988. Electric fences for reducing sheep losses to predators. - *J. Range Manage.* 41: 251-252.
- Nelson, G.L. 1958. Stability of poles under tilting moments. - *Agric. Engineering* 39: 226-231.

- Nelson, M.W. 1982. Human impacts on golden eagles: a positive outlook for the 1980s and 1990s. - *Raptor Res.* 16: 97-103.
- Niven, D.R. & Jordan, D.J. 1980. Electric fencing for feral goats. - *Queensland Agricultural Journal*: 331-332.
- Nol, E. & Brooks, R.J. 1982. Effects of predator exclosures on nesting success of killdeer. - *J. Field Ornithol.* 53: 263-268.
- Nordmøre herredsrett. 1988. - *Rettsbok for Nordmøre herredsrett* 22/08/88.
- Olendorff, R.R. & Lehman, R.N. 1986. Raptor collision with utility lines: an analysis using subjective field observations. - *Pacific Gas and Electric Company, California*: 1-73.
- Osko, T.J. 1992. Chemical fencing for reclamation and erosion control. - *Can. J. Soil Science* 72: 333.
- Owen, M. & Owen, D. 1980. The fences of death. - *Afr. Wildl.* 34: 25-27.
- Owen, M. & Owen, D. 1983. Fences of death. - *Wildlife*: 214-217.
- Oxley, D.J., Fenton, M.B. & Carmody, G.R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. - *J. Appl. Ecol.* 11: 51-59.
- Palmer, W.L., Payne, J.M., Wingard, R.G. & George, J.L. 1985. A practical fence to reduce deer damage. - *Wildl. Soc. Bull.* 13: 240-245.
- Patterson, I.J. 1977. The control of fox movement by electric fencing. - *Biol. Conserv.* 11: 267-278.
- Peek, F.W. & Bellis, E.D. 1969. Deer movement and behavior along an interstate highway. - *Highway Res. News* 36: 36-42.
- Percival, A.B. 1924. *A game ranger's notebook*. - Nisbet, London.
- Pojar, T.M., Prosenice, R.A., Reed, D.F. & Woodard, T.N. 1975. Effectiveness of lighted, animated deer crossing sign. - *J. Wildl. Manage.* 39: 87-91.
- Puglisi, M.J., Lindzey, J.S. & Bellis, E.D. 1974. Factors associated with highway mortality of white deer. - *J. Wildl. Manage.* 38: 799-807.
- Raty, M. 1982. Effects of highway traffic on tetraonid densities. - *Ornis Fenn.* 56: 169-170.
- Reck, H. & Kaule, G. 1993. *Strassen und Lebensräume*. - S. 654 i: *Forschung, Strassenbau und Strasseverkehrstechnik*. Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Strassenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- Reed, D.F., Pojar, T.M. & Woodard, T.N. 1974. Use of one-way deer gates by mule deer. - *J. Wildl. Manage.* 38: 9-15.
- Reed, D.F. & Woodard, T.N. 1981. Effectiveness of highway lighting in reducing deer vehicle accidents. - *J. Wildl. Manage.* 45: 721-726.
- Reed, D.F., Beck, T.D.I. & Woodard, T.N. 1982. Methods of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. - *Wildl. Soc. Bull.* 10: 349-354.
- Reh, W. & Seitz A. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. - *Biol. Conserv.* 54: 239-249.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1991. Effect of road traffic on the breeding site-tenacity of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*). - *J. Orn.* 132: 2911-295.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1994. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers breeding close to a highway. - *J. Appl. Ecol.* 31: 85-94.
- Reitan, O. 1993. *Vilt*. - S. 350-373 i *Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O., red. Inngrep i vassdrag: konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering*. NVE Publikasjon 13.
- Reitan, O. 1994. Buvikfjæra som fuglehabitat. - *NINA Oppdragsmelding* 324: 1-32.
- Reitan, O. & Sandvik, J. 1995. Reproduction of Fieldfare *Turdus pilaris* in relation to damming. - *Fauna norvegica Ser. C., Cinclus* 18: 19-40.
- Räty, M. 1979. Effects of highway traffic on tetraonid densities. - *Ornis Fennica* 56: 169-170.
- Rimmer, D.W. & Deblinger, R.D. 1990. The use of predator exclosures to protect piping plover nests. - *J. Field Ornithol.* 61: 217-223.
- Rimmer, D.W. & Deblinger, R.D. 1992. Use of fencing to limit terrestrial predator movements into least tern colonies. - *Colonial Waterbirds* 15: 226-229.
- Rost, G.R. & Bailey, J.A. 1979. Distribution of mule deer and elk in relation to roads. - *J. Wildl. Manage.* 43: 634-641.
- Sage, R.W., Tierson, W.C., Mattfeld, G.F. & Behrend, D.F. 1983. White-tailed deer visibility and behavior along forest roads. - *J. Wildl. Manage.* 47: 940-953.
- Salvig, J.C. 1991. *Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg*. - Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, DMU Rapport 28: 1-67.
- Salwasser, H. 1986. Conserving a regional Spotted Owl population. - S. 228-245 i "Ecological knowledge and environmental problem-solving". National Academy Press, Washington DC.
- Sargeant, A.B., Kruse, A.D. & Afton, A.D. 1974. Use of small fences to protect ground bird nests from mammalian predators. - *Prairie Nat.* 6: 60-63.
- Scanlon, P.F. 1991. Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. - S. 281-338 i: *Hamilton, R.S. & Harrison, R.M., red. Highway pollution. Studies in environmental sciences* 44. Elsevier, Amsterdam.
- Schafer, J.A. & Penland, S.T. 1985. Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing deer-vehicle accidents. - *J. Wildl. Manage.* 49: 774-776.
- Shank, C.C. 1979. *Human-related behavioural disturbance to northern large mammals: A bibliography and review. The Alaska highway gas pipeline project*.
- Shideler, R.T. 1986. *Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Vol. II. Impact of oil and gas development on the Central Arctic Herd*. - Technical Report 86-3: 1.128.
- Shideler, R.T., Robus, M.H., Winters, J.F. & Kuwada, M. 1986. *Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Vol. I. A worldwide perspective*. - Technical Report 86-2: 1-219.
- Schreiber, R.K. & Graves, J.H. 1977. Powerline corridors as possible barriers to the movements of small mammals. - *Am. Midl. Nat.* 97: 504-508.
- Sikorski, M.D. & Bernstein, A.D. 1984. Geographical and intrapopulation divergence in *Clethrionomys glareolus*. - *Acta Theriol.* 29: 219-230.

- Silberbauer, G.B. 1965. Bushmen survey report. - Botswana Government Publication, Gaborone. 138 s.
- Sinclair, A.R.E. 1992. Do large mammals disperse like small mammals? - S. 229-242 i Stenseth, N.C. & Lidicker, W.Z., red. Animal dispersal. Small mammals as a model. Chapman & Hall.
- Skogland, T. 1986. Betydningen av naturinngrep for villreinen i Snøhetta. - Hognareinen 2: 52-57.
- Skogland, T. 1991. Bestandsfragmentering av villreinen i Rondane pga naturinngrep og turisme. - Villreinen 66-72.
- Skogland, T. 1993. Villreins bruk av Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 245: 1-23.
- Skogland, T. 1994a. Villrein. Fra urinnvåner til miljøbarometer. - Teknologisk forlag.
- Skogland, T. 1994b. Satelitt-overvåking av villreins bruk av Setesdal-Ryfylkeheiene. Effekter av naturinngrep. - NINA Oppdragsmelding 257: 1-16.
- Skogland, T. & Jordhøy, P. 1988. Konsekvensvurdering for villrein ved omlegging av Bergensbanen på strekningen Tunga-Låghellervatn, Ulvik kommune, Hordaland fylke. - DN Rapport 2-1988. Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene. Trondheim.
- Smuts, G.L. 1972. Seasonal movements, migration and age determination of Burchell's zebra (*Equus burchelli antiquorum*, H. Smith 1841) in the Kruger National Park. - M. Sc. thesis, University of Pretoria.
- Spencer, D.A. 1948. An electric fence for use in checking porcupine and other mammalian crop depredeations. - J. Wildl. Manage. 12: 110-111.
- Spinage, C.A. 1992. The decline of the Kalahari wildebeest. - Oryx 26: 147-150.
- Srinivasalu, N., Velayutham, B. & Subramaniam, A. 1971. Observations on the use of electric fence for protecting rice crop from rat predation. - Madras Agric. J. 58: 233-238.
- Stenseth, N.C. & Lidicker, W.Z. 1992. Animal dispersal. Small mammals as a model. - Chapman & Hall.
- Stewart, P.A. 1973. Electrocutation of birds by an electric fence. - Wilson Bull. 85: 476-477.
- Staines, H.J., Ozment, J. & Lippoldt, A. 1961. An electric fence enclosure for small mammals. - J. Mammal. 42: 391-395.
- Studman, C.J. 1991. An experimental study of the ability of sheep to penetrate artificial barriers. - J. Agric. Engineering Res. 48: 209-221.
- Swihart, R.K. & Slade, N.A. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. - J. Mammal. 65: 357-360.
- Sørensen, O.J. 1987. Sperregjerde skaper rovdyrreservat. - Jakt og Fiske 116: 25-27.
- Taylor, R.D. & Martin, R.B. 1987. Effects of veterinary fences on wildlife conservation in Zimbabwe. - Environ. Manage. 11: 327-334.
- Tee, L.A. & Roe, M. 1980. Electric and mesh fences: a comparison. - Forestry and british Timber 9: 24-27.
- Tilley, L.G.W. 1973. Pig fencing in Mossman. - Cane Grow. Q. Bull. 36: 132-133.
- Thingstad, P.G. 1992. Applicability of the Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* clutch size and breeding success as an environmental indicator. - Fauna norvegica Ser. C, Cinclus 15: 67-84.
- Thomas, A.D. & Kolbe, F.F. 1942. The wild pigs of South Africa. - J. South Africa Vet. Med. Assoc. 13: 1-11.
- Thomas, A.D. & Reid, N.R. 1944. Rinderpest in game. A description of an outbreak and an attempt at limiting its spread by means of bush fence. - Onderstepoort J. Vet. Med. and Animal Industry 20: 7-21.
- Thompson, L.S. 1978. Transmission line wire strikes: mitigation through engineering design and habitat modification. - S. 51-92 i: Avery, M.L., red. Impacts of transmission lines on birds in flight. Proceedings of a conference. Oak Ridge Associated Universities, Oak Ridge, Tennessee.
- Thompson, B.C. 1979. Evaluation of wire fences for coyote control. - J. Range Manage. 32: 457-461.
- Udvardy, M.D.F. 1969. Dynamic zoogeography. With special reference to land animals. - Van Nostrand Reinhold Company.
- Van der Zande, A.N., ter Keurs W.J. & van der Weijden, W.J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat. - Evidence of a long-distance effect. - Biol. Conserv. 18: 299-321.
- VDEW (Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke) 1986. Vogelschutz an Starkstrom-Freileitungen mit Nennspannungen über 1 kV. - Verlags- und Wirtschaftsgesellschaft der Elektrizitätswerke mbH, Frankfurt a. M: 1-16.
- Venamore, P.C. & Hamilton, W.D. 1978. Don't let feral pigs eat your profit. - Queensland Agric. J. 104: 419-422.
- Vest-Telemark herredsrett 1989. Kraftlinjeskjønnet Kvilldal-Flesaker. - Rettsbok for Vest-Telemark herredsrett. Sak nr 14/1986B.
- Wade, D.A. 1982. The use of fences for predator damage control. - S. 24-33 i: Marsh, R.E., red. Proceedings Tenth Vertebrate Pest Conference. Univ. of Calif. Davis, Calif.
- Ward, A.L., Cupai, J.J., Goodwin, G.A. & Morris, H.D. 1976. Effects of highway construction and use on big game populations. - Fedr. Highway Adm. Offices of Research and Development. Washington, D.C. Report No FHWA-RD-76-174.
- Whyte, I.J. & Joubert, S.C.J. 1988. Blue wildebeest population trends in the Kruger National Park and the effects of fencing. - S. Afr. Tydskr. Natuurnav. 18: 78-87.
- Wilkins, K. 1982. Highways as barriers to rodent dispersal. - Southwest Nat.: 459-460.
- Williams, R.D. & Colson, E.W. 1989. Raptor associations with linear rights-of-way. - Western Raptor Management Symposium and Workshop. Inst. Wildl. Res. Nat. Wildl. Sci. & Tech. Ser.: 173-192.
- Williamson, D.T. & Williamson, J. 1985. Botswana's fences and the depletion of Kalahari wildlife. - Parks 10: 5-7.
- Witmer, G.W. & Calesta D.S. de. 1985. Effects of forest roads on habitat use by Roosevelt elk. - Northwest Science 59: 122-125.
- Woodley, F.W. 1965. Game defence barriers. - East African Wildl. J. 3: 89-94.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0650-1

393

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**