

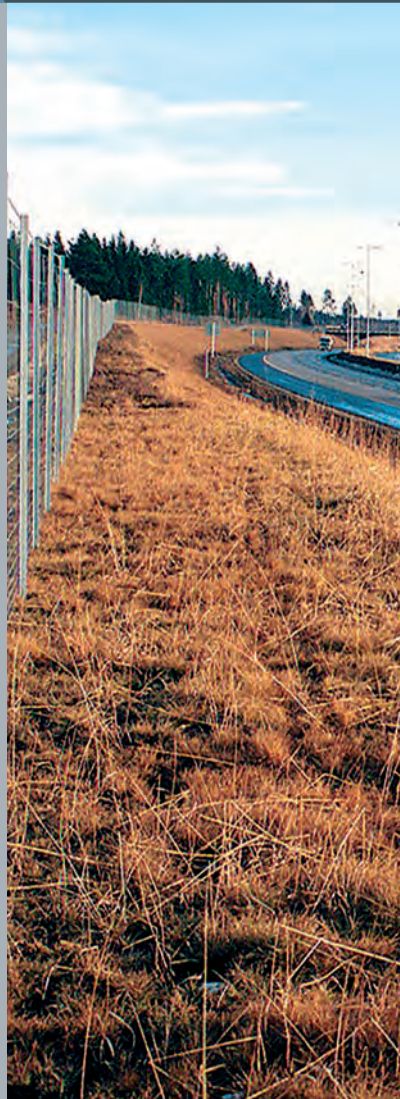


Statens vegvesen

Veger og dyreliv

VEILEDNING

Håndbok 242





Statens vegvesen

HB 242 Veger og dyreliv

Statens vegvesen 2005

Håndbøker i Statens vegvesen

Dette er en håndbok Nivå 2 (veiledende) i Vegvesenets håndbokserie, en samling fortløpende nummererte publikasjoner som først og fremst er beregnet for bruk innen etaten.

Håndbøkene kan kjøpes av interesserte utenfor Statens vegvesen til de priser som er oppgitt i håndbokoversikten – håndbok 022.

Det er Vegdirektoratet som har hovedansvaret for utarbeidelse og ajourføring av håndbøkene.

Ansvar for grafisk tilrettelegging og produksjon har Grafisk senter i Statens vegvesen.

Vegvesenets håndbøker utgis på 2 nivåer:

Nivå 1 – Gult bånd på omslaget – omfatter forskrifter, normaler og retningslinjer godkjent av overordnet myndighet eller av Vegdirektoratet etter fullmakt.

Nivå 2 – Blått bånd på omslaget – omfatter veiledninger, lærebøker og vegdata godkjent av den avdeling som har fått fullmakt til dette i Vegdirektoratet.

Veger og dyreliv
Nr. 242 i Vegvesenets håndbokserie

Redaktør: Bjørn Luell, Statens vegvesen Vegdirektoratet

Forsidefoto: Bjørn Luell

Illustrasjoner: Der intet annet er angitt er tegningene hentet fra COST 341 Wildlife and Traffic, og opprinnelig laget av Wendy von Gijssel, Bureau Waardenburg bv, Nederland.

Layout: Grafisk senter, Statens vegvesen

Opplag: 500

Trykk: Kopisentret, Vegdirektoratet
2. opptrykk

ISBN: 82-7207-576-8

Kopiering og gjengivelse av innholdet av håndboka skal kun skje etter avtale med utgiver.

Forord

Veger blir primært bygget for å øke fremkommeligheten for mennesker. Men for dyrelivet kan veganlegg være barrierer. Viktige trekkruiter kan bli sperret og dyrenes leveområder delt opp i stadig mindre biter. Habitatfragmentering, eller oppstyking av dyrs leveområder, blir regnet for å være en av de største truslene mot bevaring av det biologiske mangfoldet, og kan i verste fall føre til at lokale bestander blir isolert og på lang sikt forsvinner helt.

For å kunne redusere barriereeffekten og begrense habitatfragmenteringen er det viktig med en tverrfaglig tilnærming, der man kombinerer ingeniørfagene med landskapsøkologi og biologi. Denne håndboka er et forsøk på nettopp dette. Formålet med håndboka er å gi praktisk veiledning til bruk for dem som deltar i planlegging, prosjektering, bygging, drift eller vedlikehold av veger. Håndboka beskriver hvordan man kan redusere vegenes barriereeffekt gjennom før-undersøkelser, god planlegging og gjennomføring av praktiske tiltak som f eks over- og underganger for dyr. Tiltak for å redusere risikoen for påkjørsler av dyr er også omtalt.

Statens vegvesen deltok i 1999–2003 i prosjektet COST 341 Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. Prosjektet resulterte i en europeisk statusrapport om temaet, som slo fast at transportinfrastrukturens oppstyking av leveområdene for villlevende dyr er blitt et vesentlig problem, spesielt i Vest- og Sentral-Europa. I de mindre tett utbygde delene av Europa, som f eks Norge, er det i hovedsak rundt og mellom de største byene at dette er et problem i dag. Men med utviklingen av vegnettet øker problemet, og behovet for å forebygge melder seg i stadig større grad. I kjølvannet av den europeiske statusrapporten utarbeidet COST 341-prosjektet en håndbok om hvordan man kan redusere barriereeffektene og unngå habitatfragmentering forårsaket av transportinfrastruktur. Håndboka baserte seg på erfaringer fra de 16 deltagerlandene, samt forskningsresultater fra Europa for øvrig og Nord-Amerika. HB 242 Veger og dyreliv

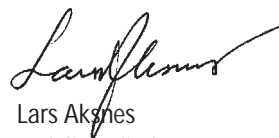
bygger på den europeiske håndboka, men er tilpasset norske forhold. Det er gjennomført en rekke tiltak også i Norge i de senere år, og erfaringene fra disse er presentert.

Arbeidet med håndboka har vært styrt av en prosjektgruppe med følgende sammensetning:

- Bjørn Luell, Vegdirektoratet, prosjektleder
- Gyda Grendstad, Vegdirektoratet
- Johan Danielsen, Direktoratet for naturforvaltning
- Liv Marit Engene, Vegdirektoratet
- Olav Lervik, Statens vegvesen, Region sør
- Siri Guldseth, Statens vegvesen, Region øst
- Vidar Holthe, Norges Skogeierforbund
- Øyvind Holemark, Vegdirektoratet

Vegard Meland, Multiconsult AS, har vært sekretær for gruppa.

Vegdirektoratet, mars 2005



Lars Aagnes
avdelingsdirektør
Utbyggingsavdelingen Vegdirektoratet

Innhold

	Forord	3
1	Innledning	7
1.1	Veger og dyreliv	7
1.2	Faunapassasjer	11
1.3	COST 341 – et europeisk FoU-prosjekt	11
1.4	Innholdet i håndboka	13
1.5	Etterundersøkelser er viktig	13
2	Vegens og vegtrafikkens innvirkning på naturen	15
2.1	Direkte og indirekte økologiske virkninger	15
2.2	Tap av leveområder	16
2.3	Barrierevirkning	16
2.4	Økt faunadødelighet – kollisjoner mellom kjøretøyer og dyr	19
2.5	Forurensning og forstyrrelser	20
2.6	Etablering av nye habitater og korridorer	26
3	Planlegging av nye veger	31
3.1	Muligheter i planleggingen	31
3.1.1	Unngå	31
3.1.2	Avbøte	32
3.1.3	Kompensere	33
3.1.4	Før- og etterundersøkelser	33
3.2	Planprosessen	33
3.2.1	Oversiktsplan	34
3.2.2	Konsekvensutredning og konsekvensanalyse	34
3.2.3	Miljøoppfølgingsprogram	37
3.3	Integrering av veger i landskapet	38
3.3.1	Linjeføring	38
3.3.2	Kryssing av daler og vassdrag	38
3.3.3	Terrengforming	38
3.3.4	Bevaring og bruk av vegetasjon	39
3.3.5	Rekkverk, gjerder og murer	39
3.3.6	Drenering	40
4	Tiltak på eksisterende vegnett	41
4.1	Økologisk vurdering av vegnettet	41
4.2	Utbedring	42
4.3	Vurdering av behov for tiltak	42
4.4	Stenging av veger	44
4.5	Fjerning av veger	44
4.6	Drift og vedlikehold	44
5	Over- og underganger for dyr	45
5.1	Overordnede forhold	45
5.1.1	Innledning	45
5.1.2	Tiltakstyper	46
5.1.3	Faunapassasjer	46
5.1.4	Valg av tiltak	46
5.1.5	Faunapassasjene må tilpasses artene	47
5.1.6	Plassering av faunapassasjer	48
5.1.7	Tiltak på eksisterende vegnett	50
5.1.8	Drift og vedlikehold	51
5.2	Overganger	52

5.2.1	Nye faunaoverganger	52
5.2.2	Tilrettelegging for dyr på eksisterende overganger	58
5.3	Unerganger	59
5.3.1	Unerganger under vegbruer	60
5.3.2	Unerganger for store og mellomstore dyr	64
5.3.3	Kulverter for mindre dyr	68
5.3.4	Fiskepassasjer gjennom rør og kulverter	74
5.3.5	Amfibiekulverter	81
5.4	Sambruk av faunapassasjer	85
5.4.1	Ulemper og fordeler med sambruk	85
5.4.2	Mulige løsninger for sambruk	86
6	Andre tiltak	87
6.1	Innledning	87
6.2	Fareskilt	87
6.3	Viltgjerder	88
6.4	Viltsluser	94
6.5	Lys, lyd og lukt	96
6.6	Detektorer	98
6.7	Tilpassing av vegetasjonen langs vegen	99
6.8	Støyskjermer	100
6.9	Andre tiltak	101
6.10	Viltsperrer	102
6.11	Økologisk kompensasjon	104
6.11.1	Omfanget av kompenseringstiltak	104
6.11.2	Opprettelse av habitater	105
6.11.3	Omplassering	105
7	Etterundersøkelser og overvåking	107
7.1	Generelle prinsipper for undersøkelser	107
7.1.1	Behovet for før- og etterundersøkelser	107
7.1.2	Forskjellige former for overvåking	108
7.2	Metoder for overvåking	110
7.2.1	Registrering av døde dyr langs veger	110
7.2.2	Sporregistreringer	111
7.2.3	Fotografering og videoovervåking	112
7.2.4	Andre metoder	114
7.3	Eksempler fra Norge	115
7.3.1	Østerholtheia	115
7.3.2	Gardermoen	116
7.3.3	Viltsluser	117
7.3.4	Kambobekken	117
8	Vedlegg 1: Noen utvalgte norske dyrearter	119
8.1	Hjortedyr	119
8.2	De store rovdyrene	121
8.3	Små og mellomstore dyr	122
8.4	Små dyr	124
8.5	Amfibier (padde, frosk, salamander)	125
8.6	Sommerfugler og andre småkryp	126
	Litteratur	129
	Norske håndbøker, forskrifter, veiledere og rapporter	129
	Annen relevant norsk litteratur	130
	Utenlandsk litteratur	130
	Noen aktuelle internettsider	135



Ferdselsårene var tidligere i langt større grad tilpasset landskapet. Moderne veger kan utgjøre fullstendig ugjennomtrengelige barrierer for dyrelivet. (Foto: B. Iuell)

1 Innledning

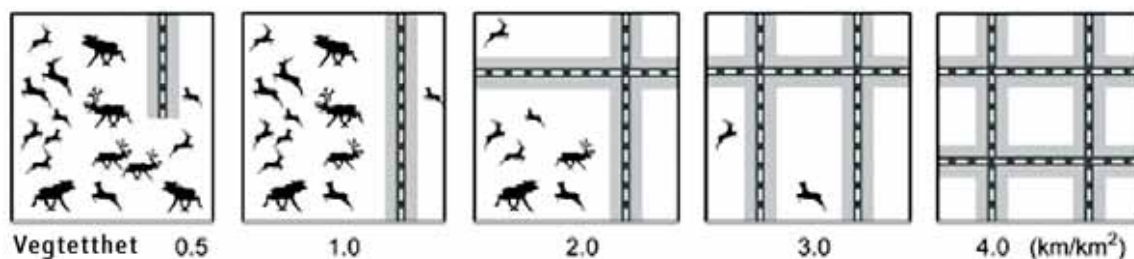
1.1 Veger og dyreliv

Transport og infrastruktur påvirker naturmiljøet på flere måter, både direkte og indirekte. I tillegg til selve forbruket av arealer ved vegbygging kan nær-områdene til vegen bli berørt gjennom forurensning og støy, endringer i hydrologi og mikroklima, eller økt tilgjengelighet og økt menneskelige aktivitet i området. Til sammen fører dette til betydelig påvirkning av leveområdene for planter og dyr. Veger kan også danne barrierer som reduserer dyrenes bevegelsesmuligheter. Problemene knyttet til barrierer og fragmentering har foreløpig ikke vært så tydelige i Norge som i de tettere utbygde deler av Europa, men erfaringene derfra tilsier at dette er et tema hvor føre-var prinsippet er svært viktig.

Når nye veganlegg blir etablert forsøker man bl a å ta hensyn til forekomster av spesielle planter, dyr eller naturtyper. Men for dyrenes del er dette ofte ikke nok. De fleste dyr har et grunnleggende behov

for å forflytte seg, enten det er mellom vinter- og sommerbeiter, eller mellom områder for næringsøk, natteleie, parring eller yngling. Slike områder kalles gjerne funksjonsområder. For at en bestand av en dyreart skal kunne gjennomføre en årssyklus, eller i lengre perspektiv, en livssyklus, er det viktig at forbindelseslinjene mellom de forskjellige funksjonsområdene er intakte.

Et naturområde kan med andre ord være viktig ut i fra sin funksjon, og ikke kun med bakgrunn i eventuell forekomst av sjeldne arter. Forskjellige typer veganlegg danner i varierende grad barrierer som kan bryte disse forbindelseslinjene. Selv lokale veger med moderat trafikk kan være barrierer for de minste og minst mobile artene, og barriereeffekten og antallet arter som blir berørt øker som regel med størrelsen på anlegget og med økende trafikk tetthet. Veger kan dermed føre til *habitatfragmentering*, eller oppstyking av dyrenes leveområder. Konsekvensen kan være at viktige funksjonsområder faller



Figur 1-1: Habitatfragmentering. Utbygging av veger gjennom naturområder kan danne barrierer for mange dyrearter, og etter hvert som vegtettheten i området øker vil dyrenes leveområder bli gradvis mer oppdelt. Gjenstående fragmenter med brukbare habitater kan bli så små og isolerte at lokale populasjoner av enkelte arter forsvinner. Den kritiske terskelen for vegtetthet og habitatstørrelse er artsspesifikk, og vil også avhenge av landskapet og infrastrukturens karakteristika. (Kilde: COST 341 European Report)

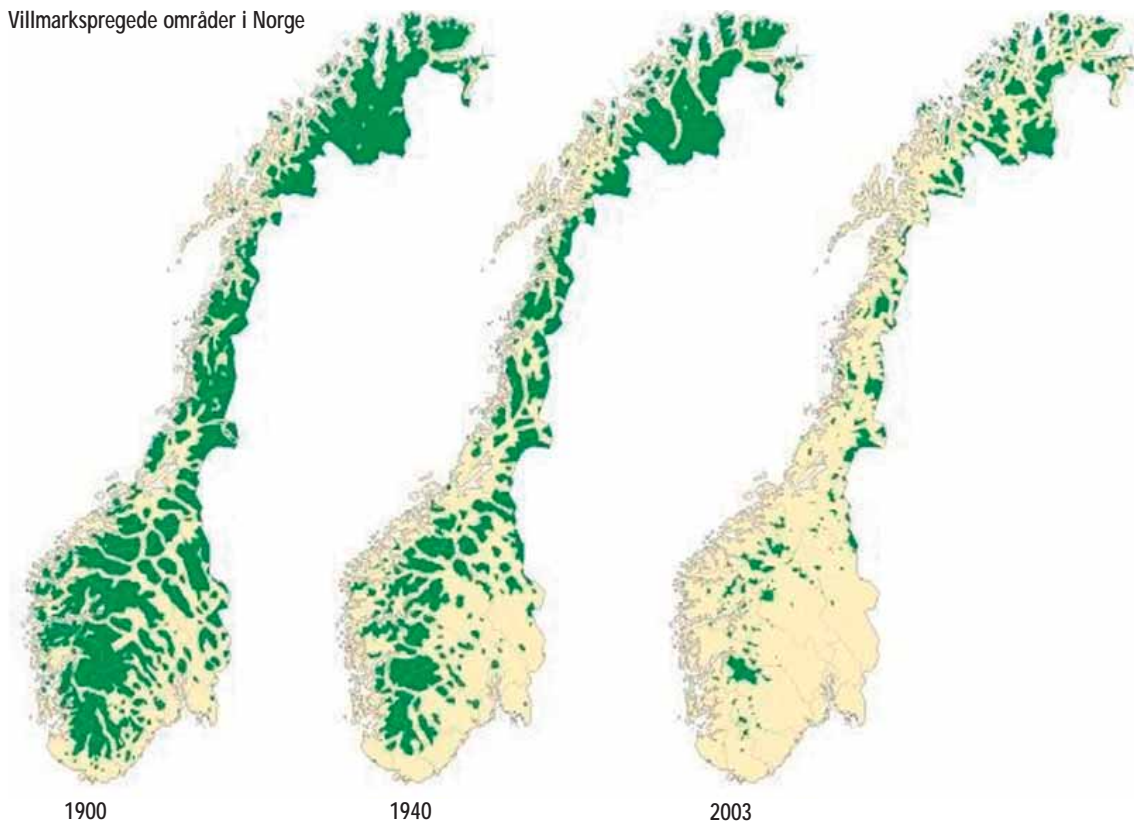
ut av bruk, at viktige dyretrekk opphører, eller i verste fall at de gjenværende leveområdene blir for små til at arter kan leve der på lengre sikt.

På globalt nivå er habitatfragmentering ansett å være en av de største truslene mot det biologiske mangfoldet, på lik linje med klimaendringer, forurensning, ødeleggelse av naturområder og overbe-
skatning av enkeltarter. Fragmenteringen kan være en følge av forskjellige former for endringer i areal-

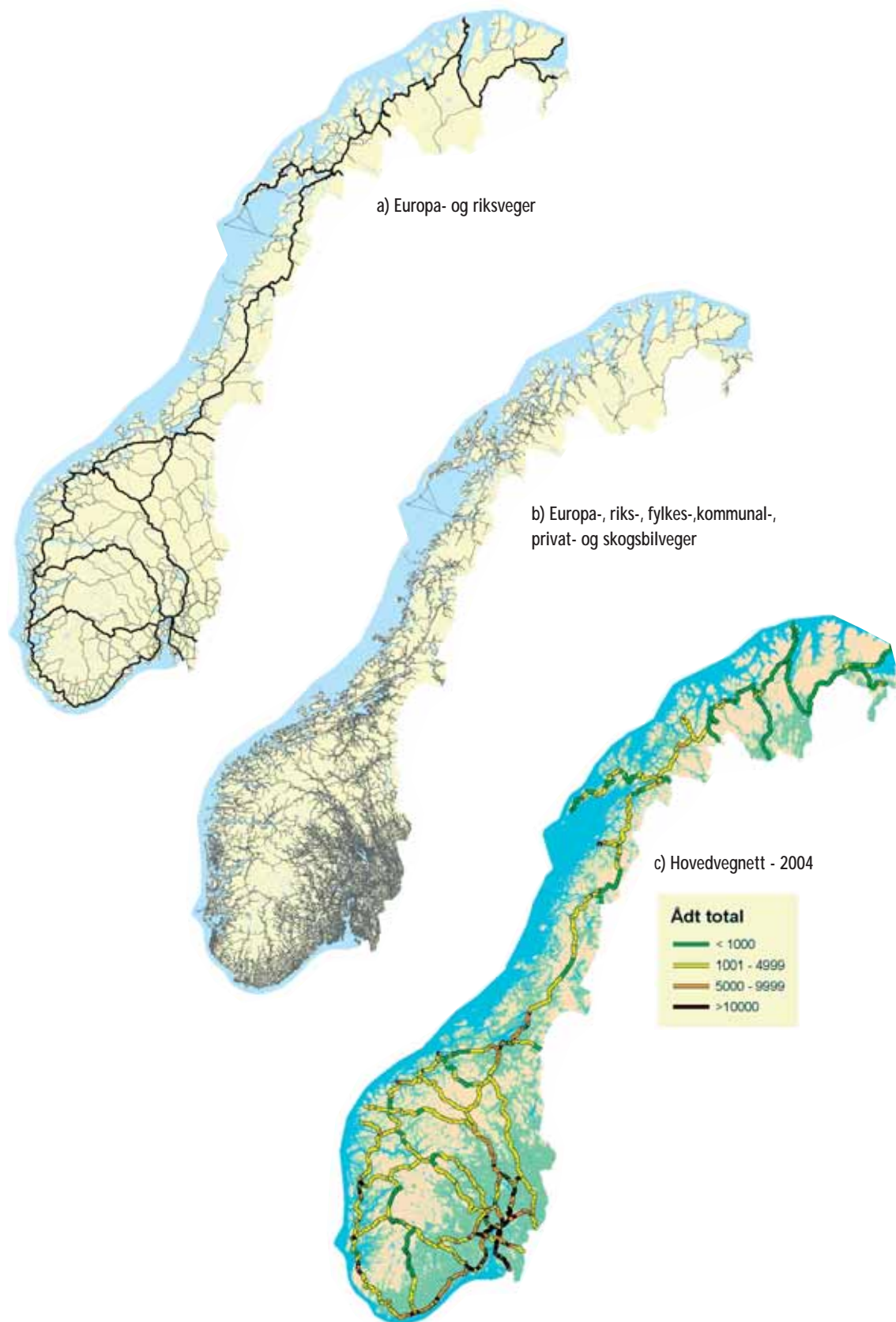
bruken, men bygging og bruk av veg og jernbane er blant de vesentligste årsakene. Fragmenteringen har derfor økt i takt med utviklingen av transportinfrastrukturen.

Norsk natur preges av høye fjell, dype daler og langstrakte fjordsystemer og vassdrag, noe som gjør at Norge har den største naturmessige variasjonen blant de nordiske landene. Norge har et internasjonalt ansvar for å forvalte unike og sjeldne naturty-

Villmarkspregede områder i Norge



Figur 1-2: Kart som viser utviklingen for villmarkspregede områder i Norge 1900 - 2003. Villmarkspregede områder er områder som ligger mer enn 5 km fra nærmeste tyngre tekniske inngrep, som f eks veger, jernbanelinjer, større kraftlinjer eller vannkraftmagasin. (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning)



Figur 1-3: Vegsystemer i Norge. a) europa- og riksvegnettet, b) det totale vegnettet inklusive private veger og skogsbilveger, c) hovedvegnett med trafikkmengder (ÅDT). (Kilde: Statens vegvesen Vegdatabanken)

per, arter og bestander av planter og dyr som kun finnes her i landet, eller som har sin hovedutbredelse her. Dette gjelder f.eks. ansvaret for å bevare et representativt utsnitt av våre fjord- og kystområder og fjellområder; områder en ikke finner tilsvarende andre steder.

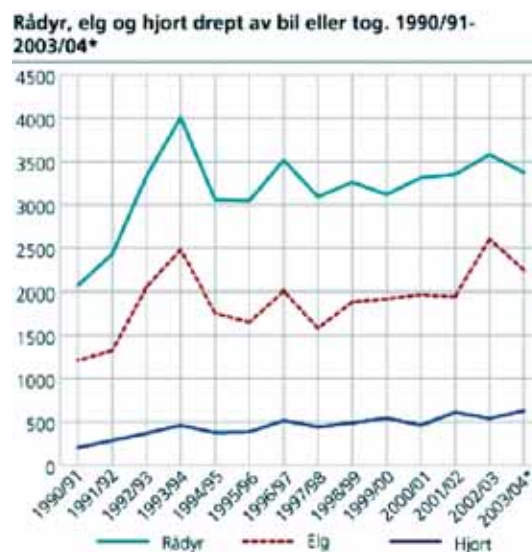
Våre økosystemer er derfor spesielt sårbare for inngrep som fører til fragmentering av naturområder, bl.a. som følge av vegutbygging. Utviklingen i omfanget av såkalte *inngrepsfrie områder* gir en indikasjon på fragmentering av naturområder. Dette er områder som ligger mer enn én kilometer unna nærmeste tyngre tekniske installasjon som f.eks. veger, jernbaner, kraftlinjer, regulerte vassdrag eller vannkraftmagasin. I Sør-Norge er de inngrepsfrie områdene redusert med 95 % siden 1900. På landsbasis forårsaket offentlig vegbygging ca. 2,3 % av det totale bortfallet av inngrepsfri natur i perioden 1988-2003. Arealet av såkalte *villmarkspregete områder* (områder mer enn 5 km fra nærmeste tyngre inngrep) dekket ca. 50 % av landet rundt 1900 (se Figur 1-2). I 2003 var arealet redusert til ca. 6 %.

Som en følge av at de fleste tekniske inngrepene har funnet sted i områder under tregrensen, ligger de gjenværende inngrepsfrie og villmarkspregete områdene i dag stort sett i høyereliggende fjellområder. Bygging av nye offentlige veger har vært med på å redusere de inngrepsfrie områdene, men i de senere år er det i all hovedsak utbyggingen av mindre veger, bl.a. i skogbruket, og vassdragsreguleringer, som har bidratt til reduksjonen av slike områder. Veger i skogbruket utgjør nå flere kilometer enn hele det offentlige vegnett. Skogsbilveger er en inngrepstype med langt mindre barriereeffekt enn de offentlige hovedvegene, og bidrar derfor i mindre grad til fragmenteringen. Dette innebærer at mange skogsområder som ikke er "inngrepsfrie" likevel kan være viktige som større, sammenhengende leveområder for vilt. Og dermed sårbare i fht offentlig vegbygging.

Det er de største og mest trafikkerte vegsystemene våre som er de største barrierene for dyrelivet. Av et samlet offentlig vegnett på i alt ca. 92 000 km, utgjør europa- og riksveger ca. 27 000 km (Figur 1-3a), fylkesveger ca. 27 000 km, og kommunale veger ca. 38 000 km. I tillegg kommer et privat vegnett og et nett av skogsbilveger på til sammen over 100 000 km. Dette danner et tett utbyggt vegnett

som dekker mesteparten av landet (Figur 1-3b). I hvilken grad en veg er en barriere for dyrelivet avhenger av både bredden på vegen og trafikk tettheten, og hvilke dyrearter som er berørt. Veger med en trafikk tetthet på mer enn 10 000 kjøretøyer pr. døgn blir oppfattet som en total barriere for det fleste dyrearter, men det er kun 2 % av det offentlige norske vegnettet som har så høy trafikk.

Store deler av vegnettet vårt går gjennom områder med relativt uberørt natur, eller områder med skog på den ene eller begge sider av vegen. Vegnettet får stadig bedret standard og økte trafikk mengder. Dette øker konfliktnivået mellom vegtrafikk og dyreliv. Tradisjonelt har problemene med dyr og vegtrafikk dreid seg om hjortevilt og risikoen for å kjøre på vilt, og vi har etter hvert relativt gode registreringer av dette. Generelt har antallet hjortevilt påkjørsler økt kraftig siden 1950-tallet. Noe av denne økningen skyldes selvsagt økningen i vegnettet, biltrafikken og fartsgrensene, men først og fremst skyldes det en økning i bestandsstørrelsene. Noe kan også skyldes at registreringene av hjorteviltulykkene har blitt bedre med årene. I de senere år har omfanget av vilt påkjørsler blitt ganske stabilt, og variasjoner fra år til år ser ut til å være avhengig av klimatiske forhold som f.eks. temperatur og snømengde (Figur 1-4).



Figur 1-4: Oversikt over antall rådyr, elg og hjort drept på veger og jernbaner i tidsrommet 1990-2003. Det store antallet dyr drept i 1993/94 og 2002/2003 var trolig en følge av de store snømengdene disse vintrene. (Kilde: Statistisk sentralbyrå)

Det kjøres i hjel 1300 - 1400 elg på norske veger hvert år, og mange av disse ulykkene fører også til personskader og dødsfall (Tabell 2-2, s. 20). Det er mange påkjørsler også av de andre hjortedyra (hjort, rein og rådyr), men disse har som oftest mindre alvorlige konsekvenser for de menneskene som er involvert (Tabell 2-3, s. 20).

Problemene med viltpåkjørsler er forsøkt løst gjennom flere ulike tiltak. Det mest vanlige er oppsetting av fareskilt på spesielt utsatte strekninger. Viltgjerder er det mest effektive tiltaket, men de bidrar til å øke barriereeffekten av vegen og dermed til økt fragmentering. På de mest trafikkerte vegene våre er det sammenhengende viltgjerder over lange strekninger uten at det er etablert sikre krysningspunkter for dyrelivet, og uten at konsekvensene av dette er vurdert. Det er tidligere bygget en del mindre over- og underganger primært til landbruksformål, som også dyr kan bruke. Effekten av slike kombinasjonsløsninger har dessverre vist seg å være svært varierende. Behovet for å etablere sikre krysningspunkter for dyr er derfor i høyeste grad tilstede på deler av det eksisterende vegnettet.

1.2 Faunapassasjer

Begrepet *faunapassasje*, spesialutformete over- og underganger for dyr, dukket opp på begynnelsen av 90-tallet, i kjølvannet av den stadig økende fokuseringen på problemet med veger og barrierer i Europa. Mange *underganger* ble etablert ved at veg eller jernbane ble lagt på bruer eller viadukter over daler, mens *overgangene* over vegene ble bygget som brede lokk i opptil 150 meters bredde. Disse



Figur 1-5: Bøtte for å samle opp amfibier. Tyskland. (Foto: P. Schlup).

konstruksjonene blir også kalt *økodukter* eller *"landscape bridges"*, da prinsippet er at de skal fungere som en forbindelse mellom naturområdene og økosystemene på begge sider av vegen.

Etter først å ha fokusert på de større dyreartene som hjortevilt og villsvin, har man etter hvert begynt å ta hensyn til også mindre dyrearter, som f.eks. grevling, oter og amfibier. I England og Nederland er *"otter tunnel"* og *"badger tunnel"* innarbeidete begreper. I flere land, også i Norge, er det nå bygget egne underganger for frosk og padde. En noe mer kuriøs løsning har vært forsøkt i Tyskland, hvor frivillige har arrangert oppsamling av amfibier i bøtter langs vegen, for så å bære dyrene trygt over (Figur 1-5). Behovet for faunapassasjer er nå en naturlig del av planlegging og bygging av veger i Europa, og det arbeides stadig med å forbedre tiltakene.

1.3 COST 341 – et europeisk FoU-prosjekt

I Norge har problemstillingene endret seg fra å være et rent trafiksikkerhetsproblem knyttet til påkjørsel av elg, til å bli et økologisk tema hvor vegen som barriere for dyrelivet og fragmentering av naturområder står sentralt. I løpet av 90-tallet begynte man for første gang å sette spørsmålstegn ved den økologiske effekten av de tiltak som ble satt i verk for å redusere risikoen for elgpåkjørsler. Det ble satt opp viltgjerder på lange strekninger på stadig flere veger på Østlandet. Gjennom siste halvdel av 1990-tallet ble det bygget faunaoverganger bl a på rv 174 (nå rv 35) i Akershus og E18 i Aust-Agder, hovedsakelig for å avhjelpe problemer med hjortevilt, og da i første rekke elg. I forbindelse med Gardermoutbyggingen med utbygging av både ny hovedflyplass, høyhastighets jernbane og motorveger, ble det for alvor satt fokus på disse problemstillingene, og diskusjonene om hva som var de beste løsningene skjøt fart.

I mangel på god dokumentasjon og landskapsøkologisk innsikt var diskusjonene i Norge tidligere i stor grad preget av synsing og personlige erfaringer. I Europa hadde man allerede på 90-tallet begynt å høste konkrete erfaringer fra en rekke forskjellige prosjekter. Med bl a dette som bakgrunn ble det europeiske prosjektet COST 341



Figur 1-6: Faunapassasjer ved rv 35 Gardermoen (øverst) og E18 Østerholtheia (nederst). (Foto: S. Guldseth og B. Iuell)

Boks 1-1: COST 341

COST = European Co-operation in the field of Scientific and Technical Research, er et europeisk rammeprogram for tverrfaglig samarbeid innen teknikk og vitenskap. 33 land deltar i programmet.

Nettadresse: <http://cost.cordis.lu/src/home.cfm>

COST 341 *Habitatfragmentation due to transportation infrastructure* utarbeidet i tillegg til håndboka *Wildlife and Traffic* en europeisk statusrapport (*European Review*), som beskriver situasjonen i de enkelte land og forholdene på europeisk nivå. Denne rapporten er basert på nasjonale statusrapporter fra de 16 land som deltok i prosjektet. Den norske statusrapporten (UTB-rapport 2003/15) kan bestilles gjennom Statens vegvesen Vegdirektoratet.

Både *The European Review* og *Wildlife and Traffic* kan bestilles via Infra Eco Network Europe (IENE). Her finnes også en on-line database med litteratur, rapporter og prosjektbeskrivelser innenfor dette temaet, se Boks 1-2.



Figur 1-7: Håndboka Wildlife and Traffic

Boks 1-2: IENE

IENE (Infra Eco Network Europe) er et nettverk med representanter fra rundt 20 europeiske land, deriblant Norge, som samarbeider og utveksler informasjon innen området habitatfragmentering og transportinfrastruktur. Der finnes det også en on-line database med oversikt over relevante rapporter, prosjekter og litteratur.

Nettadresse: <http://www.iene.info>

Habitatfragmentation due to transportation infrastructure igangsatt i 1998. I alt 16 land deltok i prosjektet, som samlet erfaringer fra de deltagende land både for å beskrive situasjonen på et europeisk nivå, og for å utvikle en håndbok som beskriver hvordan man kan redusere transportanleggenes barriere- og fragmenteringseffekter. Håndboka *Wildlife and Traffic* ble lagt frem på prosjektets avslutningskonferanse i Brussel i november 2003, og det er denne håndboka som har dannet grunnlag for HB 242 Veger og dyreliv.

Initiativet til prosjektet COST 341 kom fra det europeiske nettverket Infra Eco Network Europe (IENE), som også har påtatt seg å formidle og å følge opp resultatene fra COST 341.

1.4 Innholdet i håndboka

Statens vegvesens håndbok 242 Veger og dyreliv bygger på håndboka *Wildlife and Traffic*, og er tilpasset nordiske forhold. Den norske håndboka er utarbeidet i nært samarbeid med det svenske Vägverket, og en rekke eksempler er hentet fra Sverige. Håndboka er skrevet for areal- og vegplanleggere, miljøforvaltning og utbyggere, og for de som arbeider med trafikksikkerhet eller drift og vedlikehold av veier og jernbaner. Den er bygget opp etter prinsippet om at de forskjellige faser i planlegging, bygging og drift av et transportanlegg krever forskjellige innfallsvinkler og inneholder forskjellige løsningsmuligheter. Som for en rekke andre tema kan mange problemer unngås ved at man tar de nødvendige hensyn allerede i en tidlig planfase. Vegens barriereeffekt kan f.eks. reduseres drastisk ved bevisst valg av trasé eller linjeføring. Plasseringen av anlegget i landskapet og valg av løsning-

er som f.eks. bru i stedet for fylling eller tunnel i stedet for skjæring, kan bidra til at viktige økologiske strukturer eller trekkruiter for dyr blir opprettholdt uten at man må ty til avbøtende tiltak, som både kan koste mer og være mindre effektive.

Hoveddelen av håndboka er viet forskjellige typer *avbøtende tiltak* som er egnet til å redusere transportinfrastrukturens barrierevirkning (Kap. 5) og omfanget av viltulykker (Kap. 6). I hovedsak gjelder dette over- og underganger for dyr. I tillegg beskrives tiltak som er spesielt godt egnet for å begrense barriereeffekten for enkelte dyrearter eller dyregrupper som oter, grevling, fisk og amfibier.

Det blir ofte oversett at det eksisterende vegnettet også utgjør barrierer for dyrelivet, og at barriereeffekten øker ved f.eks. økt trafikk eller breddeutvidelse, eller når det bygges annen infrastruktur i den umiddelbare nærhet. Det legges derfor stor vekt på tiltak for å utbedre eksisterende passeringmuligheter og eventuelt å supplere disse med nye. De tiltak som er beskrevet i håndboka for nyanlegg kan i de fleste tilfeller også benyttes på det eksisterende vegnettet.

Ulykkesreducerende tiltak som bruk av fareskilt, eller tiltak som skal hindre at dyr kommer seg ut på vegen som siktrydding, reflektorer, ferister, lyd og lukt, er også omtalt. I tillegg til valg av riktig type tiltak, gir håndboka også gode råd for plassering, tetthet, materialvalg og vedlikehold.

De beskrivelsene og anbefalingene som gis i håndboka er bygget på erfaringer og kunnskap fra en lang rekke land, også utover de 16 som har deltatt i prosjektet COST 341.

Det er den første håndboka av sitt slag laget i Norge, og det kan derfor være informasjon som er unøyaktig eller som mangler, ikke minst når det gjelder erfaringer knyttet til tiltak gjennomført i Norge. Med tanke på senere revisjon av håndboka er det viktig at slik type informasjon tilflyter redaktøren.

1.5 Etterundersøkelser er viktig

Det er gjort få oppfølgende undersøkelser som dokumenterer effekten av faunapassasjer i Norge. Bare gjennom systematisk innsamling, erfaringer og

vurderinger av forskjellige løsninger kan utforming av tiltakene forbedres og de beste plasseringene finnes. Anbefalingene i håndboka bygger derfor i stor grad på utenlandske undersøkelser. Håndboka har et eget kapittel som omhandler metoder for *etterundersøkelser* og *evaluering* av gjennomførte tiltak (Kap. 7). Det er to *hovedutfordringer* knyttet til dette temaet. Den første gjelder selve *finansieringen* av etterundersøkelsene, som ofte blir gjennomført etter at prosjektet er avsluttet og anleggsbudsjettet er lukket. Den andre utfordringen er å *definere kriterier* for om et tiltak kan vurderes som vellykket eller ikke. Dette er begge tema som det er viktig å være bevisst på allerede i planfasen av et prosjekt.

Et program for etterundersøkelser bør utarbeides tidlig, og finansieringen bør være en del av budsjettet for selve prosjektet. Det kan være en enda større utfordring å formulere etterprøvbare mål for tiltaket, noe som er vesentlig for planleggingen av både tiltaket og av etterundersøkelsene. Er det f.eks. nok at det registreres at dyr benytter tiltaket, eller må man være mer spesifikk når det gjelder f.eks. arter, antall dyr, hvor ofte de krysser, når på døgnet det skjer, sesongvariasjoner, eller arts-, kjønns- eller aldersfordeling? Dette er forhold som må behandles i hvert enkelt tilfelle, hvor selvsagt omfanget av etterundersøkelsene må vurderes opp mot nytten. Håndboka omtaler kun et utvalg relativt enkle metoder som kan benyttes.

Boks 1-3: Noen sentrale begreper

Art (biologisk): En art er en gruppe individer som reproducerer seg (eller kan reproducere seg) med hverandre, og som er reproduktivt isolert fra andre slike grupper (=andre arter).

Biotop: Terrenotype. F.eks. furuskog, strandsone.

Fauna: Dyreriket. Omfatter alle dyr.

Faunapassasje: Planfri kryssing for fauna over eller under en veg. Viltpassasje, viltovergang eller viltundergang er også begreper som ofte brukes. I denne håndboka brukes faunapassasje, nettopp for å understreke at alle dyr, ikke bare vilt, kan bruke passasjene.

Fragmentering: oppstykkning, oppdeling (av latin *frangere* som betyr å bryte, fragment = bruddstykke).

Funksjonsområde: Områder hvor dyrene oppholder seg i kortere eller lengre perioder med en spesiell hensikt, f.eks. vinter- eller sommerbeiter, eller områder for næringsøk, natteleie, parring eller yngling.

Habitat: En arts levested/leveområde. Ordet kommer av latin *habitare* som betyr å bo eller å holde til i.

Habitatfragmentering: Oppdeling av dyrs leveområder.

Naturområde: Et avgrenset areal med helt eller delvis uberørt natur, i motsetning til boligområder, næringsområder, jordbruksområder, trafikkområder etc.

Populasjon: En gruppe individer innen samme art, som lever i et begrenset område av artens utbredelsesområde. Det er derfor mer kontakt (genetisk o.a.) mellom individene innen populasjonen enn med individer fra andre populasjoner innen arten. Kommer av det latinske ordet *populus* som betyr folk.

Rødlistearter: Rødlistearter er plante- og dyrearter som på en eller annen måte er truet av utryddelse, er utsatt for betydelig reduksjon eller er naturlig sjeldne, og som derfor er ført opp på en rødliste. Se Norwegian Red List 1998 (Rapport 1999-3 Direktoratet for naturforvaltning), eller <http://www.artsdatabanken.no/>.

Vilt: I Lov om viltet er vilt definert som: "Med vilt menes i denne lov alle villlevende landpattedyr og fugler, amfibier og krypdyr." Det betyr at virvelløse dyr og fisk ikke kommer inn under begrepet vilt.

Økosystem: Alt levende pluss de abiotiske faktorene som påvirker livet i et område. Altså et samfunn pluss dets fysiske omgivelser.

ÅDT= ÅrsDøgnTrafikk; gjennomsnittlig antall passerte kjøretøyer begge retninger på en gitt vegstrekning pr. døgn målt over et kalenderår.



Nye veger gjennom naturområder fører til både direkte og indirekte påvirkning av naturmiljøet. (Foto: B. Luell)

2 Vegens og vegtrafikkens innvirkning på naturen

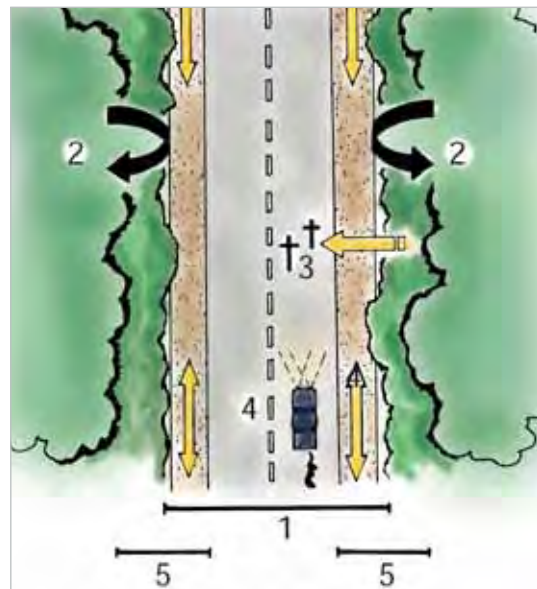
2.1 Direkte og indirekte økologiske virkninger

Man kan skille mellom direkte og indirekte økologiske virkninger av veger og vegtrafikk på naturmiljøet og det biologiske mangfoldet. I det følgende beskrives fem hovedkategorier av direkte virkninger (Figur 2-1):

1. Tap av leveområder (habittapp).
2. Barrierevirkninger.
3. Økt faunadødelighet – kollisjoner mellom kjøretøy og dyr.
4. Forurensning og forstyrrelse.
5. Etablering av nye habitater og korridorer.

Når disse virkningene opptrer i samspill kan effekten forsterkes.

De *indirekte* økologiske virkningene kan forsterke de direkte økologiske virkningene av en veg. Dette skyldes i hovedsak aktiviteter som følger i kjølvannet av en vegutbygging, f eks nye bolig-, industri-



Figur 2-1: De direkte økologiske virkningene av veg og vegtrafikk på naturmiljøet. 1: Tap av leveområder, 2: Barrierevirkninger, 3: Kollisjoner mellom kjøretøy og dyr, 4: Forurensning og forstyrrelse og 5: Etablering av nye habitater og korridorer.

eller næringsområder, anlegg for turisme, eller økt menneskelig ferdsel som følge av økt tilgjengelighet til nye områder. De indirekte økologiske virkningene angår som regel flere sektorer og ligger ikke innenfor samferdselssektorens ansvarsområde alene. Kommunene er planmyndighet og styrer virkemidlene.

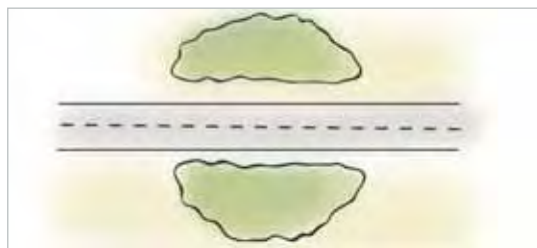
Indirekte virkninger er ofte vanskelig å unngå, men visse grep kan tas allerede tidlig i planleggingsfasen. De indirekte økologiske virkningene av et veganlegg skal tas i betraktning ved konsekvensutredninger, og problemene må løses i en større sammenheng, enten gjennom kommuneplanprosessen eller gjennom egen kommunedelplan. Her kan det vær snakk om å ta stilling til utlegging av nye bolig- eller hyttefelt, industrietablering, eller andre formål som har betydning for kommuneøkonomien. Også ved å regulere inn byggegrensler langs vegen, eller ved å praktisere en restriktiv holdning til avkjørsler kan noen av de indirekte negative økologiske effektene begrenses.

2.2 Tap av leveområder

Den lettest målbare konsekvensen av vegbygging er det direkte arealtapet og endringer av omgivelsene omkring vegtraseen.

Veger og vegkanter dekker ca. 0,3 % av Norges landareal. I nasjonal eller regional målestokk er det derfor et relativt lite areal som beslaglegges direkte av veger. Lokalt kan imidlertid arealbeslaget ha stor negativ virkning dersom det er et viktig naturområde eller habitat som berøres.

I forhold til naturmiljøet er ikke arealbeslaget kun begrenset til det arealet som vegen ligger på. Både vegen i seg selv og trafikken på den kan påvirke områder langt utenfor vegkanten, og kan føre til



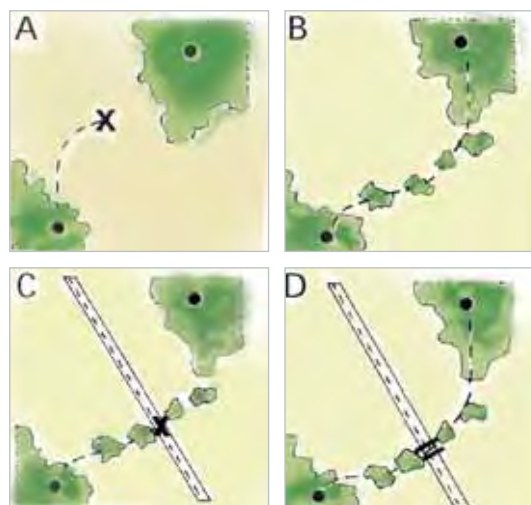
Figur 2-2: Når en ny veg legges gjennom et naturområde er habitat-tapet større enn det faktiske arealbeslaget. Vegen og vegtrafikken kan påvirke forholdene for dyr flere titalls meter fra vegen. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)

enkelarter ikke lenger finner forholdene levelige. Se også omtale av villrein i Boks 2-4, s. 25.

2.3 Barrierevirkning

Bygging av veger i naturområder fører til en oppdeling av dyrenes leveområder (*habitater*) i mindre og mer isolerte enheter (*fragmenter*). Dette kan gi to hovedvirkninger for artene:

1. Leveområdene kan bli så små at de ikke lenger gir grunnlag for en levedyktig bestand av en eller flere arter.
2. Barrierene mellom de gjenværende leveområdene kan gjøre det umulig for enkeltindivider å bevege seg mellom områdene. Enkeltorganismers evne og mulighet til spredning er en av de viktigste faktorene for en arts overlevelse. Mulighetene til å forflytte seg for å finne mat, ly eller make, blir dårligere om habitatene blir isolert. Viktige funksjonsområder kan falle ut av bruk, og artene blir mer sårbare for innavlsproblemer (genetisk degenerering).



Figur 2-3: Virkningen av økologiske korridorer og veger i forhold til artenes forflytning gjennom landskapet.

- a) I åpne landskap uten økologiske korridorer er det nærmest umulig for artene å bevege seg mellom leveområdene.
- b) Små områder med egnede habitater kan gjøre nytte som økologiske korridorer til mer fjerntliggende deler av leveområdene.
- c) Veger som krysser økologiske korridorer kan virke som en felle for dyr, som enten stopper opp ved vegen uten å komme videre, snur, eller omkommer i forsøk på å krysse.
- d) Avbøtende tiltak som f.eks. faunapassasjer kan hjelpe til at økologiske korridorer igjen knyttes sammen.



Figur 2-4: Ny veger gjennom skog danner brede korridorer. Hvis man i tillegg er nødt til å sette opp viltgjerder blir korridoren også en total barriere for mange dyr. Da er det nødvendig å etablere planskilte krysningspunkter. Fra faunaovergangen på Østerholtheia, E18, Aust-Agder. (Foto: B. Iuell)

Følgene av bortfall eller forringelse av leveområder, bygging av stengsler og forstyrrelse kan sammenfattes i begrepet *habitatfragmentering*. De vesentligste årsakene til habitatfragmentering er endring i arealbruken som følge av jordbruk, urbanisering og utbygging av transportinfrastruktur som veger og jernbane. Barrierevirkningen kan reduseres ved å gjøre det lettere for dyrene å passere veganleggene. Dette er spesielt viktig i områder hvor de naturlige passeringpunktene er få (Figur 2-3).

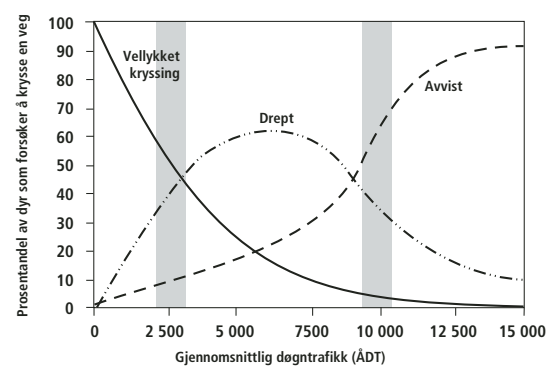
For de fleste av de større pattedyrene vil veger kun utgjøre en barriere dersom det er brukt viltgjerd, støyskjerm eller midtrekkverk, eller hvis trafikkmengden er stor. Årsdøgntrafikken (ÅDT¹) kan gi en god pekepinn på hvor stor barrierevirkningen er (Tabell 2-1 og Figur 2-5). Generelt kan det sies at en veg med ÅDT på mer enn ca. 10 000 er en ugjennomtrengelig barriere for de fleste arter.

Ved lav trafikk tetthet vil de fleste dyr krysse vegen uten problemer, og barrierevirkningen er liten. På veger med en midlere trafikk tetthet (ÅDT 2 500 – 10 000) er dødeligheten av dyr som prøver å krysse vegen stor, og barrierevirkningen øker. På veger med stor trafikk (ÅDT > 10 000) er barrierevirkningen så stor at bare få dyr vil prøve å krysse vegen. For en lokal dyrebestands overlevelse på lang sikt vil det inntil en viss grense være bedre at noen få dyr dør i forsøk på å krysse en veg, enn at vegen utgjør en total barriere. Dette forholdet kan være vanskelig å vurdere i praksis, men understreker viktigheten av å være restriktiv med bruk av viltgjerd.

¹) ÅDT: Årsdøgntrafikken er summen av kjøretøyer i begge retninger angitt som et gjennomsnitt pr. døgn målt over et år.

Tabell 2-1: Forholdet mellom barrierevirkning og trafikk tetthet på veg.

ÅDT	Barrierevirkning
<1 000	Krysses av de fleste ville arter i naturen.
1 000 – 2 500	Noen arter krysser slike veger uten problemer, men vegen er en barriere for spesielt sårbare arter.
2 500 – 10 000	Kraftig barriere, støy og bevegelse vil virke avvisende på mange enkelt dyr. Mange dyr som forsøker å krysse blir påkjørt.
>10 000	Ugjennomtrengelig barriere for de fleste arter.



Figur 2-5: Skjematiske framstilling av trafikk tetthet og andel av dyr som klarer å krysse en veg, blir avvist, eller blir drept under forsøket på å krysse. Modellen indikerer at de fleste påkjørsler skjer på middels trafikkerte veger. (Kilde: Seiler, A. (2003))



Figur 2-6: Høye brøytekanter langs vegen kan forsterke barrieren. Dyr som kommer ned på vegbanen kommer ikke opp igjen, og risikerer å bli påkjørt. Her fra rv 13, Vikafjellet. (Foto: B. Luell)

For en del mindre dyr, særlig de virvelløse (f eks insekter), kan selv småveger og vegkanter være en betydelig barriere. Dette kommer av at veg og vegkanter utgjør et habitat som er ugunstig for disse artene, eller fordi den forstyrrende effekten er stor. Det behøver heller ikke være den eventuelle fysiske hindringen vegen utgjør som skaper barriereeffekten. Mange mindre dyr har en frykt for åpne flater, eller de trives dårlig med asfalt som underlag.

For fisk og andre dyr som lever helt eller delvis i tilknytning til vann og vassdrag kan feil lagte stikkrenner og kulverter være effektive barrierer. For fisk og amfibier gjelder dette spesielt ved vandringer oppstrøms.

Brøytekanter utgjør en mer sesongavhengig barriere. I mange høyfjellsområder hvor snømengden er stor kan vinteråpne veger føre til høye brøytekanter. Reinsdyr, både tamme og ville, kan få problemer med brøytekanter ned mot en meters høyde. De klarer å hoppe over en slik hindring og ned på vegen, men får større problemer med å komme seg opp igjen. De kan dermed bli løpende i selve vegbanen, og sjansen for påkjørsler øker. Høyere brøytekanter vil de uansett ikke kunne krysse.

Når veger gjerdes inn vil barrierevirkningen bli absolutt for de fleste arter. Viltgjerder er behandlet i Kap. 6.

Det kan være en fordel å samle flere typer lineær infrastruktur, f eks forskjellige typer veger og jernbane, i samme korridor (tettest mulig uten mellomliggende areal), i og med at det da kun skapes én barriere. Der man ikke plasserer parallelle infrastrukturer i samme korridor, ser man ofte at sonene mellom anleggene får tilbakegang i det biologiske



Figur 2-7: Samling av 4-felts motorveg (rv 35) og høyhastighetsjernbane (Gardermobanen) gir mulighet for en felles faunaovergang. (Foto: S. Guldseth)

mangfoldet. Dette er særlig viktig ved planlegging av infrastruktur i områder uten store inngrep. Ulempen ved denne løsningen er at barrierevirkningen av slike brede korridorer blir kraftigere, og at enkelte arter dermed opplever barrieren som total. Ved samling av inngrep kan det på den annen side være enklere å gjennomføre effektive avbøtende tiltak, som f eks over- eller underganger (jf. rv 35 og Gardermobanen, figur 2-7).

Boks 2-1: Genetisk variasjon hos grevling

En dansk undersøkelse har dokumentert at fragmentering og isolasjon fører til at den genetiske variasjonen blant grevling avtar. Motorvegen E45 går fra Fredrikshavn til den tyske grensen, og deler dermed Jylland fra nord til sør. Samtidig deler elva Gudenåen landskapet øst-vest, slik at Jylland deles i fire mer eller mindre atskilte områder.

Genetiske undersøkelser av grevling viste meget små genetiske variasjoner innen hvert delområde, men det var en signifikant genetisk forskjell mellom områdene. De minste områdene hadde minst genetisk variasjon. Genetiske undersøkelser av eldre museumsdyr viste at den genetiske variasjonen var større tidligere, og at den genetiske variasjonen hos grevling har avtatt de siste 40 årene. Dette kan relateres til økt trafikk og dermed sterkere barriere mellom delområdene. Utveksling av dyr mellom delområdene er redusert på grunn av barrierene. Dette fører til at det heller ikke lenger blir utvekslet gener mellom delpopulasjonene, og som følge av manglende tilførsel av nye gener blir populasjonene i hvert delområde genetisk sett mer og mer homogene.

Kilde: Pertoldi, C., Loeschcke, V., Madsen, A.B., Randi, E. & Mucci, N. 2003.



Figur 2-8: Kollisjon mellom bil og store dyr som elg kan være dramatisk. (Foto: H. Corneliusen, Fædrelandsvennen).

2.4 Økt faunadødelighet – kollisjoner mellom kjøretøyer og dyr

Store deler av det norske vegnettet går gjennom naturområder hvor det finnes dyr som ferdes både på, langs med og på tvers av vegbanen. Noen dyrearter trekker bort fra trafikklårene, men det er også noen som trekker mot vegger og jernbaner. Sjansene for å møte dyr på vegen, store eller små, er tilstede nesten uansett hvor i landet man ferdes.

Påkjørsler av store hjortedyr kan foruten store materielle skader også føre til personskader og tap av menneskeliv, se Tabell 2-2 og Tabell 2-3, s. 20. Elgpåkjørsler tas spesielt alvorlig fordi de skaper store skader på både mennesker og materiell. Elgen er et stort dyr med lange bein, slik at det meste av kroppsmassen treffer personbiler i høyde med vinduene, med de følger det har. Men de fleste påkjørsler av dyr har minimale konsekvenser for andre enn dyret. De fleste bilister opplever å kjøre på småfugl, rev, grevling, hare og forskjellige smågnagere fra tid til annen. En påkjørsel ender som oftest med døden for dyret som er involvert. En svensk undersøkelse viser at 92 % av påkjørte elger dør, mens tallet for rådyr er 98 %. For mindre arter er dødeligheten nær 100 %.

Totalt sett er det et stort antall dyr av ulike arter som hvert år drepes i vegtrafikken, men det finnes ikke

eksakte tall for dette. Påkjørsler er i de fleste tilfeller ikke en trussel for dyrestandene, men det gir en pekepinn om at de artene det dreier seg om, er tallrike og har stor utbredelse. Påkjørsler antas å være ansvarlig for bare en liten andel (1–4 %) av samtlige dødsfall blant vanlige arter (eksempelvis smågnagere, hare, rev, spurv, gråtrost). Imidlertid kan trafikken være en viktig dødsårsak og en betydelig faktor for en lokal bestands evne til å overleve. I Nederland holdt grevlingen på å forsvinne helt på begynnelsen av 1990-tallet, men som følge av iverksatte tiltak, bl a på vegene, har bestandene igjen kommet seg.

Spesielt utsatte er:

- Sjeldne arter med små bestander og krav til store leveområder (f eks store rovdyr).
- Arter med daglige eller årstidsbestemte vandringer/trekk. Amfibier er i så måte særlig utsatt når deres årstidsbestemte vandringer til og fra yngledammer krysser vegger. Noen hjorteviltarter gjør bruk av forskjellige tilholdssteder til forskjellige tider av døgnet, og krysser ofte vegger og jernbaner for å bevege seg mellom disse.
- Arter med lange beitevandringar som elg og rein, og til dels rådyr.
- Piggsvin kan være spesielt utsatte, da de finnes som små populasjoner i lokale bestander, og har relativt liten mobilitet.

De fleste tiltak som tidligere har vært satt inn for å redusere antallet dyrepåkjørsler i Norge har vært



Fig 2-9: Piggsvin påkjørt ved kantstein. (Foto: B. Luell)

Tabell 2-2. Vegtrafikkulykker med elg og skader på mennesker mellom 1993-2003. Antall ulykker, antall mennesker drept eller skadet, samt grad av skade. (Kilde: Statens vegvesen)

År	Antall ulykker	Døde	Meget alvorlig skade	Alvorlig skade	Lettere skade
1993	77	1	2	8	86
1994	69	0	2	2	87
1995	61	1	0	5	79
1996	91	0	0	9	117
1997	54	3	1	10	73
1998	62	6	4	5	73
1999	45	0	0	9	54
2000	50	2	1	6	67
2001	52	2	0	2	79
2002	69	4	2	14	80
2003	48	1	1	4	53

Tabell 2-3. Vegtrafikkulykker med rein, rådyr, hjort og skader på mennesker mellom 1993-2002. Antall ulykker, antall mennesker drept eller skadet, samt grad av skade. (Kilde: Statens vegvesen)

År	Antall ulykker	Døde	Meget alvorlig skade	Alvorlig skade	Lettere skade
1993	14	0	1	0	16
1994	3	0	0	1	2
1995	6	0	0	0	7
1996	6	0	0	0	7
1997	5	0	0	3	3
1998	5	0	0	1	5
1999	13	1	0	1	13
2000	6	0	0	0	8
2001	7	0	1	2	7
2002	9	0	0	2	10
2003	10	0	0	3	11

begrunnet ut fra trafiksikkerhet. Slike tiltak har ofte hatt som mål å øke bilførerens oppmerksomhet eller å forhindre at store hjortedyr kommer ut på vegen og dermed skaper trafikfarlige situasjoner. Forskjellige tiltak for å forhindre at dyr og kjøretøyer befinner seg i vegbanen til samme tid er beskrevet i Kap 6.

2.5 Forurensning og forstyrrelser

Ved utbygging av veger skapes det endringer i de økologiske forholdene grunnet forstyrrelse fra trafikk, terrengendringer og forurensning fra anleggsvirksomhet og vegtrafikken. Hvor langt ut fra vegen denne effekten strekker seg avhenger av flere faktorer, men trafikkstøy kan bære langt i flatt landskap. Dette kan påvirke artene slik at de endrer sin bruk av området. Selv om vegen har et begrenset arealbehov, vil den kunne ha negativ effekt på langt større arealer enn selve vegområdet.

Kjemisk forurensning

Biltrafikk skaper en lang rekke forurensende stoffer. I avgassene finnes det foruten karbondioksid, nitrogen og vann flere skadelige stoffer som stammer fra forbrenningen av drivstoff eller ulike tilsetningsstoffer i drivstoff og smøremidler. I tillegg kommer forurensninger fra bildekk og spesielt piggdekk som river opp asfaltstøv og andre partikler fra vegbanen, og slitasje- og korrosjonsprodukter fra materialer i kjøretøyer.

Forurensning fra trafikk deles ofte i to; forurensning av *luft* og forurensning av *vann*. De viktigste forurensende komponentene fra biltrafikk er gitt i tabell Tabell 2-4. I tillegg kan trafikkuhell gi akutte lokale forurensningsproblemer, f eks om lasten fra en tankbil siver ned i grunnen eller ut i et vassdrag.

Luftforurensning

Nitrogenoksider og svoveldioksid fører til *forsuring*. Problemer knyttet til forsuring er godt dokumenterte i Norge, med bl a omfattende fiskedød. I tillegg kan forsuring føre til skader på vegetasjonen. Hovedkilden til forsuring i Norge var tidligere kullfyrte kraftverk på kontinentet, men i de senere år har forurensningen herfra blitt redusert. Forurensning fra trafikk har holdt seg på omtrent samme nivå fordi trafikkveksten nesten fullstendig

kompenserer for redusert utslipp pr. kjøretøy. Generelt har luftforurensningen gått noe tilbake.

Noen *hydrokarbonforbindelser* og partikler som er bærere av organiske forbindelser, er kreftframkallende og har effekter på arvestoffene. De stoffene som er mest kjent for å kunne skade arvestoffet, tilhører gruppen nitro-PAH (en forbindelse av nitrogenoksider og polysykliske aromatiske hydrokarboner). Slike stoffer finnes i dieselavgasser. Det er vanskelig å vurdere skaderisikoen for naturmiljøet av disse stoffene.

Hydrokarboner og nitrogenoksider fører til oksidasjon av luftens oksygen til *ozon* under påvirkning av sollys. Ozon kan ved høye konsentrasjoner gi akutte vegetasjonsskader. Det bakkenære ozonet kan redusere fotosyntesen og plantenes vekst, samt føre til for tidlig bladfelling. I Norge antas ozon å ha mindre betydning for vegetasjonsskader enn i mange andre land. Mest påvirket er trolig grasproduksjonen i lavlandet i Sør-Norge. Bakkenært ozon i Sør-Norge kommer hovedsakelig av langtransportert ozon sørfra.

Helseplager for mennesker knyttet til *vegstøv* er vel-dokumentert. Eksempelvis kan svevestøv føre til nedsatt lungefunksjon, luftveissykdommer og økt mottagelighet for luftvegsinfeksjoner. Tilsvarende effekter er ikke dokumentert for dyrelivet, men en kan anta at dyr som lever i miljøer med mye vegstøv kan få de samme problemene. I tillegg kan støv føre til reduksjon i plantenes spireevne og proble-

mer for overlevelsen til mikroorganismer i jorda, se Boks 2-2.

Vannforurensning

Overvannet inneholder partikler, næringsstoffer, tungmetaller og organiske forbindelser (først og fremst fra petroleumsprodukter). I tillegg kommer natrium- og kloridioner som følge av vegsalting. Dette renner via åpne grøfter eller lukkede rør- og ledningssystemer ut i en såkalt resipient; en innsjø, et vassdrag, en fjord eller ned i grunnvannet. På veggen til resipienten reduseres forurensningsinnholdet gjennom fortykning, binding, sedimentasjon og nedbryting. Sedimentering fører til at forurensninger festet til større partikler bunnfelles i stedet for å bli transportert videre med vannet. Overvannet kan også infiltreres direkte på stedet, eller i sandfang, rense- og fordrøyingmagasiner.

Den årlige produksjonen av forurensninger som blir borttransportert via overvann kan beregnes. I Statens vegvesens rapport UTB 2004/08 er det laget anbefalte faktorer for å beregne utslippet av de meste aktuelle tungmetallene samt PAH pr kilometer veg pr år.

Ved regn eller snøsmelting oppstår det en såkalt "first flush"-effekt, dvs. at forurensninger som har samlet seg opp siden foregående regnvær eller snøsmelting, føres bort med den første strømmen av overvann. Ved snøsmelting kan man også få en "last flush"-effekt når partikler frigjøres og føres bort med overvannet. Smeltevann fra snø kan inneholde betydelig større forurensningsmengder enn

Boks 2-2: Vegstøv

Prosjektet "Terrestriske økotoksikologiske tester anvendt på komplekse blandinger - grenseverdier for innholdet av miljøgifter i vegstøv" ble gjennomført i 1998-99. Målet med prosjektet var å finne framgangsmåter for å beregne innholdet av forurensning i vegstøv, og hvilke komponenter i støvet som er mest skadelig.

Testene viste negative effekter på mikroorganismer, meitemark, spretthaler og spireevnen til salatfrø når vegstøv var blandet i jord. Det var imidlertid stor forskjell på virkningen etter type vegstøv. Vegstøv kunne deles i tre kategorier etter giftighet.

Høy giftighet:	- vegstøv fra tunneler.
Middels til lav giftighet:	- støv fra veger med høy hastighet, veger i byer og salta veger
Ingen giftighet:	- vegstøv fra boligområder.

For å kunne utnytte vegstøvet bedre er det derfor en forutsetning med en god sortering ved innsamling, slik at man unngår at det giftige støvet fra tunneler blandes med andre mer ufarlige støvtyper.

Kilde: Statens vegvesen og Jordforsk. Er vegstøv giftig for organismer i jord? Udatert folder.

regnvann fordi oppsamling av forurensninger i snøen skjer over en lang periode. Snø fra snørydding i byområder deponeres ofte på egen områder. Denne snøen kan inneholde ulike typer forurensning som tungmetaller og salt som oppkonsentreres på deponiområdene. Lokalt kan slike deponier skape betydelig forurensning, og plassering av deponier må nøye vurderes i forhold til tålegrensen til nærliggende resipienter.

Næringsstoffer som fosfor og jordpartikler kan bidra til eutrofiering (økning i næringsstoffer som kan gi algeoppblomstring som i neste omgang reduserer oksygenivået i vannet) og partikkelforurensning. Fosfor i overvann er i hovedsak bundet til partikler. Erosjon i forbindelse med vegbygging eller fra dårlig sikrete vegskråninger kan gi stor partikkelavrenning. Om det er næringsrike partikler som vaskes ut kan dette igjen føre til eutrofiering av resipientene.

Tabell 2-4: Luftforurensninger fra vegtrafikk. Andel av totalt utslipp i Norge og hovedkilder for ulike komponenter i 2002.

(Kilde: Statistisk sentralbyrå)

Komponent	Vegtrafikkens andel	Vegtrafikkrelaterte kilder	Andre kilder
Gasser			
Karbonmonoksid (CO)	51,0 %	Ufullstendig forbrenning, bilmotorer, Biler uten katalysator	Vedfyring
Nitrogenoksider (NOx) NO og NO ₂	21,9%	Biler uten katalysator. Tunge dieselmotorer står for en stor andel	Skipsfart, industri, forbrenning av fossilt brensel
Svoveldioksid (SO ₂)	4,2 %	Svovelinhold i diesel	Langtransporterte forurensninger, stasjonær forbrenning, metallproduksjon
Karbondioksid (CO ₂)	22,5 %	Naturlig sluttprodukt ved forbrenning av fossilt brennstoff	Olje- og gassutvinning, andre mobile kilder, industri, fyring
Ozon (O ₃)		Reaksjoner mellom hydrokarboner og NO ₂ ved sollys	Langtransporterte forurensninger
Hydrokarboner (HC) organiske forbindelser			
Tunge aromatiske HC (PAH)	5,0 %	Avgassutslipp Partikler i dekk	Ufullstendig forbrenning av organisk materiale og fossilt brensel
Lettflyktige organiske stoffer (VOC), f.eks. benzen	13,0 %	Avgassutslipp	Petroleumsvirksomhet, industriprosesser boligoppvarming, løsemidler
Tungmetaller			
Bly	2,6 %	Tunge kjøretøyer	Prosessindustrien
Kvikksølv	6,0 %	Dieselmotorer	Industri og bergverk
Kadmium	2,9 %	Bensin og dieselmotorer	Forbrenning i industrien, vedfyring
Partikler og svevestøv/sot (kan være bærere av andre komponenter)			
Inhalerbar fraksjon <10 µm diam (PM ₁₀ og PM _{2,5})	6,1 % I byer 40-60 %	Ufullstendig forbrenning, spesielt dieselmotorer PM10 også generert fra veg og omgivelser Piggdekkslitasje	Fyring Langtransportert forurensning (PM _{2,5})
Grovfraksjon >10 µm diam	Stor andel i byer	Piggdekkslitasje, dekkrester og sand brukt til vinterdrift av veier	Industri Fyring

En ny tunnel vil inneholde nitrogenholdige rester av sprengstoffet brukt under tunneldrivingen, og dette føres ut med tunnelvannet. Fosfor er som regel den begrensede faktoren i norske vassdrag, slik at nitrogenforurensing alene ikke vil føre til eutrofiering. I sjøer med stort fosforinnhold vil imidlertid en slik nitrogentilførsel fremme oppblomstring av blågrønnalger. Ved driving av tunneler kan det også dannes ammoniakkforbindelser. Dette kan føre til fiskedød i vassdrag dersom vannet slippes ut uten sedimentering, rensing, lufting eller buffring. I tillegg kan avrenning fra tunnel i driftsfasen inneholde store mengder finkornet støv som ødelegge fiskens gyteplasser.

Overvannet fra veger i drift er ofte surt, og kan dermed føre til *forsuring* av vassdrag. I tillegg kan bygging av veger i områder med for eksempel sulfidholdig gneis eller alunskifer gi store og langvarige forsuringsproblemer. Når en ny veg blottlegger sure mineraler, vil nedbøren reagere med mineralene, og overvannet kan bli meget surt. Dette kan gi store forsuringskader i lokale resipienter. Drenering av myrer kan på samme måte gi forsuringskader. For å begrense de negative effektene kan kalkstein legges ut i grøfter ved vegen, eller overvannet føres gjennom kalksteinsfiltre.

Partikkelavrenning fra veganlegg kan føre til fiskedød. Det skjer ved at partiklene fester seg til fiskens gjeller og hindrer oksygenopptak. Alle vannlevende dyr som puster med gjeller vil ha det samme problemet. Finkornete partikler kan også sedimentere på gyteplasser, og gjøre dem dårlig egnet. Faren for partikkelforurensing er størst i anleggsfasen og de første årene en veg er i drift, fordi vegbyggingen som regel fører til at jord blir blottlagt, og det tar litt tid før nytt vegetasjonsdekke får etablert seg. Anleggsarbeider i og langs elver og bekker medfører stor fare for partikkelutslipp til vassdrag og nedslamming av habitater. Oppbygging av steinfyllinger av overkuddsstein eller i vegfylling inn til vassdrag, kan over lang tid gi uønsket partikkelavrenning.

Virkningene for vegens nærområder er spesielt knyttet til *tungmetallinnholdet* i jorden. Tungmetaller brytes ikke ned på samme måte som organiske gifter. Før eller senere blir jorden mettet av tungmetaller. Da kan den begynne å lekke, og det er en fare for grunnvannforurensing. Endrede jordforhold, f eks med hensyn til surhetsgrad, kan påvirke løselighetsforholdene og utløse lekkasjer av tungmetaller.



Figur 2-10: Sedimenteringsbasseng etablert under anleggsperioden ved ny E18 Kopstad – Gulli, Vestfold. Det skal ta opp utslipp fra driving av tunnel, finstoff og luften vannet fra tunneldrivingen mht ammoniakk. Avrenning fra 120 da avdekket område. (Foto: C.E. Dahl)



Figur 2-11: Sedimenteringsbasseng ved Nordbyntunnelen E6, Vassum, Akershus. (Foto: B. Iuell)

En stor del av riksvegnettet saltes vinterstid for å unngå ising. Det brukes "vanlig salt" (natriumklorid - NaCl) i form av sjøsalt eller steinsalt. Den mest iøynefallende konsekvensen av salt er skade på vegetasjonen langs vegen. Saltsprut fører til at bartrær får brune nåler, mens lauvtrær og busker kan få døde knopper og greiner. Det er betydelige forskjeller mellom artene når det gjelder toleranse mot saltsprut. Bjørk er mer ømfintlig enn de fleste trær som ellers plantes. Skader som følge av saltsprut begrenser seg til vegkanten, vanligvis ikke mer enn 10 meter fra vegkanten. Men salttåke som virvles opp bak store kjøretøyer i stor fart kan blåses med vinden atskillig lenger. Det er registrert alvorlig skade på bjørk som følge av saltsprut i en avstand på 70 meter fra vegen. Saltspruten når lengst der vegen går gjennom åpent landskap med lite vegetasjon.



Fig 2-12: Saltskader på vegetasjon langs veg. (Foto: G. Moen)

I tillegg føres saltet ut i jordsmonnet, og kan skade planter dels ved direkte opptak av salt fra jordvann og grunnvann og dels ved tørkestress forårsaket av endret jordkjemi pga saltopphopning i jord. Skadeomfanget er størst innenfor ca 10 m fra vegkant (snø kastes maks 12-13 meter fra vegkant), men kan lokalt opptre også i langt større avstander. En annen konsekvens av salting er at plantesamfunnet i vegkanter kan endre seg, og arter som er tilpasset "salte omgivelser" (kystplanter) kan etablere seg langs innlandsveger.

Salting kan også påvirke innsjøer, se Boks 2-3, og trekke til seg dyr langs vegen. Dette øker faren for viltpåkjørslar.

Boks 2-3: Svinesjøen

Svinesjøen i Asker (Akershus) har fra naturens side dårlig sirkulasjon (meromiktisk innsjø). I de dypere lag av sjøen har ikke vannet sirkulert på flere tusen år, og det har hopet seg opp store mengder næringsstoffer (fosfor) i bunnlaget. Mangelen på oksygen har også gitt opphav til gasser som hydrogensulfid og metan i bunnlaget.

Som en følge av vegsalting har tykkelsen av topplaget blitt gradvis tynnere, og det var en stor fare for fullsirkulasjon av innsjøen. Ved en fullsirkulasjon ville næringsrikt vann kommet opp med en kraftig algeoppblomstring som konsekvens. I tillegg ville det ha blitt utlufting av illeluktende gasser. I 2000 var det betydelig algeoppblomstring i sjøen. For å stanse den negative utviklingen i Svinesjøen opphørte vegsalting i nedslagsfeltet i 2000. Etter saltstansen ble situasjonen bedre og dybden på det sirkulerende laget har økt. I stedet for salting blir vegen strødd med sand når det er glatt.

Kilde: Tiltak for å redde Svinesjøen. Folder fra Asker kommune, september 2000.

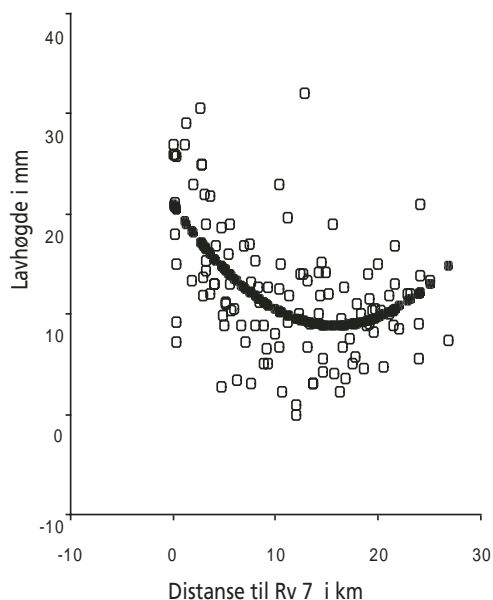
Hydrologiske forandringer

Veger i skråninger, vegskjæringer, fyllinger og tunneler kan gi endringer i hydrologien (vannhusholdningen) i omkringliggende arealer. Dette kan føre til drenering av myrer og andre fuktige habitater, men også andre naturtyper kan bli utsatt for uttørring. Veger som legges i skrånende terreng kan føre til at områdene både ovenfor og nedenfor veganlegget blir uttørket. Områdene ovenfor anlegget blir drenert ved at vegen åpner for økt avrenning.

Områdene nedenfor anlegget får ikke lenger vann fra områdene ovenfor fordi det som regel føres bort langs med vegen. Både plante- og dyrearter vil dermed få reduserte leveområder. Dette kan unngås dersom man også tar slike hensyn ved valg av vegetasjon eller linjeføring, eller ved at man sørger for at vannet renner mer eller mindre som før (stikkrenner).

Forstyrrelser

Mange dyrearter unngår områder som ligger nær veger, noe som ofte skyldes forstyrrelse fra trafikk eller fra annen menneskelig aktivitet langs trafikklårene. Villreinen utnytter for eksempel ikke fullt ut de beiter som ligger innen en avstand fra 4 til 7 km fra vegen, se Figur 2-13. Dette viser at til tross for at selve vegen legger beslag på relativt lite areal, kan en veg gjennom et villreinområde gjøre store beiteområder utilgjengelige. Dette kan igjen føre til over-



Figur 2-13: Lavhøyden i forhold til avstand fra rv 7 på Hardangervidda. Stor lavhøyde tilsvarer lite beiting, noe som kan skyldes at dyrene holder seg borte fra områdene på grunn av forstyrrelser. (Kilde: Norsk institutt for naturforskning, NINA)

beiting i andre områder. Man vet foreløpige ikke eksakt hvilke faktorer som spiller inn, om det er lukt, støy eller visuelt, men antagelig skyldes det et samspill mellom disse. Se også Boks 2-4 og 2-5.

Trafikkstøy

Trafikkstøy virker forskjellig på ulike dyrearter. Fugler er sårbare overfor støy. De kommuniserer via lyd, både for å hevde territorium og for markedsføre seg i forhold til en potensiell make. Flere arter vil holde seg borte fra områder med støy dersom den er sterk nok til at sangen deres overdøves. Det medfører at det effektive arealtapet for enkelte fuglearter kan bli mye større enn selve vegarealet.

Hvor sårbare fugler er overfor støy varierer mellom artene. En omfattende nederlandsk studie viste at artsmangfoldet av fugler ved veg i åpent landskap avtok når trafikkstøyen oversteg 50 dBA, mens fugler i skogsområder også var følsomme for så lave støynivåer som 40 dBA (tilsvarer bakgrunnsstøyen i et kontorbygg). Andre arter ynglet med tilsvarende tetthet som i uforstyrrede områder, men noen hadde lavere hekkesuksess. Ut fra dette ble det funnet at på veger med ÅDT på over 10 000 ble fugletettheten påvirket i et belte fra opptil 1 500 meter fra vegkanten, avhengig av vegens eksponering i forhold til omkringliggende arealer.

Nyere studier kan tyde på at det over lengre tid vil foregå en seleksjon av individer som er mindre følsomme i forhold til forstyrrelser langs vegen. På denne måten vil det være mulig å få tilbake fugl som tidligere har holdt seg borte. Hvor lang tid dette vil ta og hvilke økologiske effekter en slik mekanisme kan ha er det for tidlig å si noe om.

Andre undersøkelser har også vist at fugletettheten kan være høyere ved veger enn i områder lenger bort fra vegen. Dette forklares med at vegene skaper gunstige habitater som det ellers er underskudd på i området, f.eks. kan en vegkorridor skape nye åpne områder i ellers tett skog (Kap. 2.6).

Visuelle forstyrrelser

Kunstig belysning kan være forstyrrende for fuglers hekking og fødesøk, og kan påvirke atferden til nattaktive amfibier. Lys vil også kunne tiltrekke insekter og i neste omgang føre til større tetthet av flaggermus og andre insekter langs vegene og dermed øke risikoen for påkjørsler av disse. Det er vist at

ørret og laks benytter gyteområder i elv/bekk som blir belyst mindre enn strekninger som ikke belyses. Visse pattedyrarter vil også unngå å bruke faunapassasjer dersom disse er belyst. I sårbare områder bør man derfor veie behovet for vegbelysning mot de følger det vil ha for dyrelivet.

Boks 2-4: Villrein på Dovre

Villreinbestanden i Dovrefjellregionen illustrerer særlig godt hvordan utbygging av veg, jernbane og vannkraft har skapt barrierer som hindrer opprinnelig bruk. Veger og jernbane har ført til at ett tidligere stort leveområde i dag er delt i 7 mer eller mindre isolerte delbestander. De ulike delområdene har hver for seg relativt dårlig fordeling mellom ulike årstidsbeiter, og Snøhetta som er den vestligste forvaltningsenheten har som følge av dette små arealer hvor vinterbeitet (lav) er nedslitt. Samlet er delbestandene mindre enn den potensielle totale bestanden et samlet stort område kan ha. I tillegg vil dyrene i slike fragmenterte områder ofte ha lavere kondisjon og vitalitet enn bestanden potensielt ville hatt i ett stort område.

Kilde: Jordhøy, P., Strand, O. & Landa, A. (1997)

Boks 2-5: Villrein og infrastruktur

I perioden 1977–87 ble bruken av villreinområder i Norge undersøkt. I dette tidsrommet var det samtidig en stor utbygging av ulike typer infrastruktur. Tettheten av villrein avtok merkbart i en avstand opp til fire kilometer fra nye veger, kraftlinjer, dammer og hytteområder. Bruken av sommerbeitene i disse områdene ble redusert til 36 % av hva de var før utbyggingen. Situasjonen for vinterbeitet var enda verre. Etter utbygging var tettheten av rein bare 8 % i forhold til situasjonen før utbygging. Resultatet av dette var at reinen søkte til uberørte områder. Disse områdene er ofte næringsfattige med mye stein og lite lav. Dette fører i neste omgang til overbeite og nedsatt kalving. I de mest utbygde områdene får bare en av tre simler kalver. Normalen er at mer enn fire av fem simler får kalver.

Grunnen til at reinen skyr områder med menneskelige inngrep er at de assosierer dem med mennesker. Gjennom villreinjakt har dyrene lært seg å frykte mennesket, og de holder seg derfor unna disse områdene.

Kilde: Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. (2003).

2.6 Etablering av nye habitater og korridorer

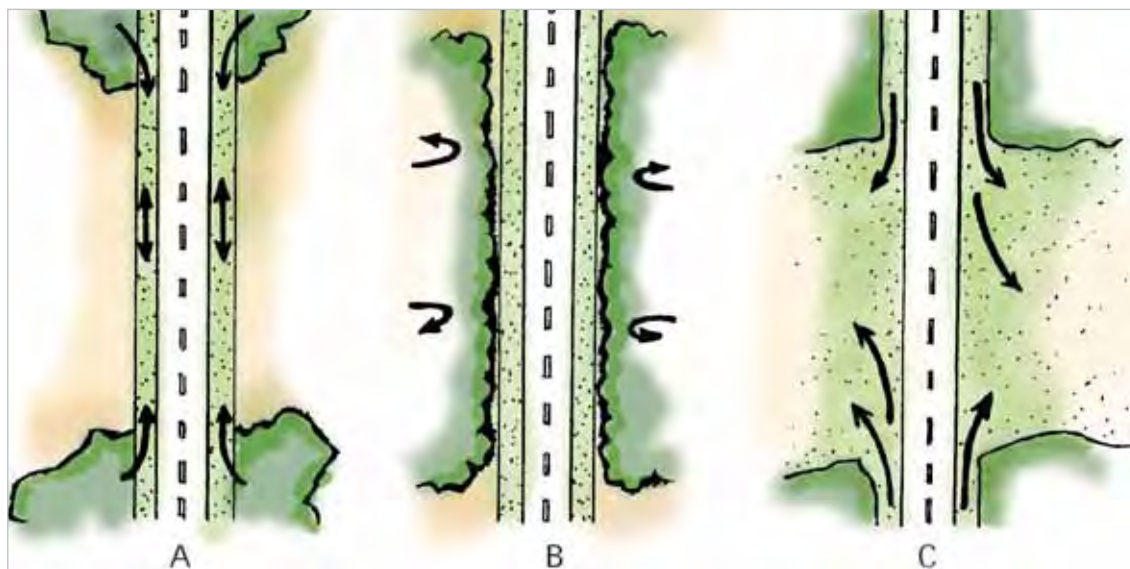
Selv om vegkantene kan være utsatt for forstyrrelse og forurensning, kan det likevel være attraktive leveområder for flere dyre- og plantearter. I et sterkt utbygd landskap kan vegkanter være en viktig restbiotop for arter som ellers ikke ville ha funnet leveområder i nærheten. Vegkantene kan også tjene som forbindelser mellom isolerte habitater, noe som kan ha både positive og negative konsekvenser. Vegkantenes mulige økologiske funksjon i forskjellige landskaper er vist i Figur 2-14.

Habitatfunksjon

Vegkanter kan være leveområde for et variert plante- og dyreliv. I en undersøkelse av 162 vegkantstrekninger i Sogn og Fjordane ble det funnet 355 ulike plantearter. Dette tilsvarer ca. 1/5 av de ville artene som er kjent i Norge. Sjeldne arter med spesielle krav til miljøet ble også funnet, spesielt tørketolerante planter og flere orkideer (bl a brudespore). I Nederland er over 50 % av planteartene som vokser innenfor landets grenser registrert i vegkanter. Årsaken til det høye mangfoldet er at vegkantene representerer et gunstig miljø for mange planter som er avhengig av ugjødslet eng. Dette er et habi-

tat som er hatt stor tilbakegang på grunn av omlegginger i landbruket. De plantene som naturlig vokser på slike enger har derfor funnet et tilholdssted i vegkantene. Dette gjelder spesielt arter som er knyttet til slåttemark. Vegkanter vil med riktig skjøtsel kunne framstå som biologisk verdifulle slåttemark, og på den måten være med på å sikre en naturtype som er sterkt redusert de senere år. Vegkantvegetasjonen kan imidlertid ikke erstatte jordbrukslandskapet engmiljøer fullt ut på grunn av forstyrrelse og forurensning fra vegen. Artsammensetningen langs veger vil ofte bli endret i forhold til naturlige engmiljøer, og arter som er godt tilpasset forurensning vil utkonkurrere andre engarter.

En økologisk riktig skjøtsel av vegkanter kan avgjøre hvor stor verdi disse har for planter og dyr tilpasset jordbrukslandskapet. Dette betyr at klipping av vegkanten gjøres til rett tid. Det er som regel etter blomstring av ønskede engplanter og før frøsetting av uønskede ugras og introduserte arter (for eksempel burot og kanadagullris). For de lavtliggende deler av Sør-Norge innebærer dette slått i perioden begynnelsen av juli til begynnelsen av august. Vegkanter med omfattende ugrasproblematikk og tidligblomstrende introduserte arter (for eksempel russekål og lupiner) bør slås med få ukers mellom-



Figur 2-14: Kantsonenes funksjon som korridorer og habitater i ulike landskaper.

- A) I åpne jordbrukslandskaper kan bevokste vegkanter utgjøre en verdifull korridor til forflytning og et oppholdssted for dyr.
- B) I skogsområder kan brede, åpne og gresskleddede korridorer øke vegens barrierevirkning for flere arter. På den andre siden vil disse habitatene skape nye tilholdssteder for andre arter.
- C) Vegkanter kan bidra til at habitater som har blitt liggende utilgjengelige blir tatt i bruk på ny, og til spredning av arter til nye områder. Dette kan også føre til en uønsket spredning av aggressive plantearter og rovdyr.

rom gjennom hele vekstsesongen for hindre frøspredning og svekke de uønskede artene. For å forhindre gjødselende effekt på strekninger hvor det er stort innslag av lite næringskrevende arter bør slåttegresset fjernes. Det er nødvendig med målrettet bekjempelse av kjempebjørnekjeks, tromsøpalme, parkslirekne og kjempeslirekne (se boks 2-6). HB 111 Standard for drift og vedlikehold av riksveger, med tilhørende temahefte, omtaler dette mer detaljert.

Vegkantene kan ha artsrike plantesamfunn, som igjen er attraktive for enkelte insekter. Fugler og smånagerer kan også trives godt i vegkanter, men dette er et risikofylt habitat pga faren for at de blir påkjørt. Dyr som jakter på dyr i vegkanten, eller er ute etter åtsler etter påkjørte dyr, risikerer også å bli påkjørt.

Veger gjennom sammenhengende skog vil også kunne danne nye habitater for dyre- og plantearter som trives best i kantsonen mellom skog og åpent landskap. Vegens sideterreng vil for disse artene være bedre enn en sammenhengende skog. De artene som opprinnelig holdt til i skogen vil imidlertid bli fortrent.

Korridorfunksjon

Både selve vegen og kantsonen langs vegen kan danne viktige forbindelser i landskapet, og kan fungere som korridorer til forflytning. Dette er viktigst i tettbebygde områder som mangler sammenhengende grøntområder, men også i rurale strøk med et intensivt jordbruk. Dette forholdet er observert for både mindre pattedyr og fugl.

Vegetasjonssonene langs vassdrag er spesielt verdifulle leveområder for mange arter, men også som forflytningskorridorer. Vassdragene kan ha lang utstrekning, og vegetasjonssonene på begge sider kan derfor være viktige, sammenhengende forflytningskorridorer over store avstander. Når veger legges langs med eller krysser vassdragene er det viktig at disse korridorene ikke blir ødelagt.

I områder som ellers er preget av manglende økologiske forbindelser og mange barrierer for dyrelivet, kan slike bevegelseskorridorer være svært verdifulle med tanke på dyrenes tilgang til forskjellige funksjonsområder og for å unngå genetisk isolasjon. Men nye forbindelseslinjer kan også føre til uønsket spredning av fremmede arter, f.eks. ved innvandring av dyr til øyer som blir gjort landfaste ved hjelp av bruer eller tunneler. Det kan føre til at man får inn



Figur 2-15: Her er det sparsomt med kantvegetasjon mellom vegen og elva, og vandringsmulighetene langs elva er dårlig for landlevende dyr. Elva Surna og rv 65 i Surnadal kommune (Foto: V. Meland).

rovdyr som f eks grevling, mink, mår og rev til fuglekolonier som ellers var isolert. Et kjent eksempel på dette er vegen til Tautra, se Boks 6-5, s 103.

Mange introduserte problemarter spres også via vegkantene, som kan både fungerer som spredningskorridorer og leveområder. Dette gjelder bl a kjempebjørnekjeks, lupiner og kjempeslirekne, se Boks 2-6. Det samme gjelder kanadagullris og den naturlig hjemmehørende planten burrot, som gir problemer for mange allergikere. Spredning av plantearter langs vegkanter skjer gjerne ved flytting av jordmasser (f eks grøfterensk, nyanlegg) og spredning av frø og plantedeler med biler og klipperedskaper. På den måten kan arter spres over lange distanser. Dette kan også være et problem for landbruket, bl a ved spredning av floghavre. I anleggsperioden kan det skje at floghavre spres med redskap over eiendomsgrensene. Økonomiske konsekvenser for vegutbygger kan være betydelige.

I Statens vegvesens funksjonskontrakt fremkommer det at vegetasjonen skal skjøttes for å ivareta en rekke funksjoner, blant annet for å hindre spredning av uønskede arter. I henhold til funksjonskontrakten skal vegkanter med særdeles kraftigvoksende og uønsket vegetasjon slås to ganger pr sesong for å

bekjempe uønskede arter. Ofte vil ikke dette være tilstrekkelig. Funksjonskontrakten åpner derfor for at det bør utarbeides egne skjøtselsplaner for strekninger eller områder med spesielle skjøtselsbehov. Dette kan også gjelde områder der en uønsket spredning truer det naturlige biologiske mangfoldet.

Statens vegvesen har siden tidlig på 90-tallet redusert bruken av plantevernmidler ved å innføre et forbud. Det er noen unntak fra forbudet, blant annet for bekjemping av uønskede og aggressive arter med ukontrollert spredning (f eks kjempebjørnekjeks) etter egen skjøtselsplan.

I temaheftet til funksjonskontrakten (Statens vegvesen HB 111) understrekes det at Statens vegvesen er pålagt å fjerne fremmede arter dersom disse truer økosystemer, andre arter eller andre arters leveområder.

Når det benyttes vann fra vassdrag til f eks vasking av vegbane eller skilt, kan det følge med organismer fra ett vassdrag til et annet. Flere steder legges det ned betydelige ressurser for å hindre spredning av f eks lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*, krepsepest eller vasspest. Det er derfor viktig å påse at det ikke tas vann fra "infiltrerte" vassdrag.

Boks 2-6: Eksempler på fremmede plantearter som kan spres via vegkanter

Kjempebjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*) er en stor (opptil 2-3 m høy) urt i skjermplantefamilien som opprinnelig kommer fra Kaukasus. Den er en stor trussel mot det biologiske mangfoldet i Norge fordi den ofte danner tette bestander som utkonkurrerer annen vegetasjon og fordi den trives i mange ulike naturmiljøer. (I tillegg kan tette bestander føre til økt erosjon.) De siste årene har planten spredd seg hurtig, bl.a. langs veger og vassdrag. Hvis kjempebjørnekjeks har etablert seg langs en vegkant kan den spre seg effektivt ut i omkringliggende natur, spesielt hvis frøene får anledning til å flyte med vannet nedover vassdrag. Plantesaften kan gi solforbrenningsskader ved kontakt med huden. Kjempebjørnekjeks bekjempes tidlig om våren ved rotkutting like under bakken (eller eventuelt sprøyting med glyfocet). Tette og store bestander kan alternativt slås hver 3 uke gjennom hele vekstsesongen. Tromsøpalme er en slektning av kjempebjørnekjeks, og kan bekjempes på samme måte.



Figur 2-16: Kjempebjørnekjeks. (Foto: B.Ø. Bredesen)

Hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) og de andre lupinartene er forvillet i Norge. De kommer opprinnelig fra Nord-Amerika. Statens vegvesen tillater ikke såing av lupiner langs veger etaten har ansvar for. Lupin er tidligere blitt sådd i vegkanter. Den sprer seg langs vegkantene og inn i andre typer åpen grasmark. Kantslåttmaskiner bidrar trolig til å spre lupinfrø langs veger ved slått etter frøsetting. Lupinbestandene er svært tette og inneholder få andre arter. Dessuten hører lupinene til erteplantene, som har symbiose med nitrogenfikserende mikroorganismer. Tette bestander av lupin fører derfor til en lokal nitrogen gjødsling. Dette endrer livsvilkårene for de opprinnelige engplantene som tåler gjødsling dårlig. Arten bekjempes trolig mest effektivt ved årlig slått før frøsetting (juni/juli).



Figur 2-17: Hagelupin. (Foto: B.Ø. Bredesen)

Kanadagullris (*Solidago canadensis*), som er innført, og **burot** (*Artemisia vulgaris*), som er naturlig hjemmehørende i Norge, opptrer i økende antall langs alle typer vegkanter. Fordi plantene ofte danner tette bestander utkonkurrerer de annen vegetasjon. I likhet med lupinene sprer de seg fra vegkanter ut i inntilliggende grasmark. Begge disse artene er et problem for en del pollenallergikere. Artene bekjempes mest effektivt ved slått før frøsetting (juli/august).



Figur 2-18: Kandagullris og burot. (Foto: B.Ø. Bredesen)

Kjempeslirekne (*Fallopia sachalinensis*), og slektingen **parkslirekne** (*Fallopia japonica*), er to introduserte planter som i stor grad spres langs vegkanter. Artene blir svært høye (opptil 3 meter) og danner svært tette bestander som skygger ut all annen vegetasjon. Dette kan også føre til økt erosjon. Fordi artene ikke setter frø i Norge sprer de seg ved forflytning av jordmasser (grøfterensk, nyanlegg) eller plantedeler. Fordi stengelfragmenter som følger med klipperedskaper kan danne nye individer er det lite ønskelig at forekomster klippes. Artene bekjempes ved tildekking med tett duk og ny jord som tilsåes.



Figur 2-19: Kjempeslirekne. (Foto: B.Ø. Bredesen)

Mer stoff om introduserte arter kan finnes på: <http://www.sabima.no/BMIintroduserte>

2



Under planleggingen av rv 23 Oslofjordforbindelsen ble det lagt stor vekt på å unngå å bryte den regionale grøntstrukturen. (Foto: B. Iuell)

3 Planlegging av nye veger

3.1 Muligheter i planleggingen

Det er alltid viktig å vurdere miljøhensyn tidlig i planleggingen av nye veger. Ved å ta tilstrekkelig hensyn til dyrelivet på f.eks. kommunedelplannivå, kan man unngå problemer med barrierer og fragmentering. I de senere planfasene, reguleringsplan eller bebyggelsesplan, blir løsningsmulighetene begrenset til å minimalisere, avbøte eller kompensere for eventuelle negative effekter man ikke har klart å unngå ved trasevalg.

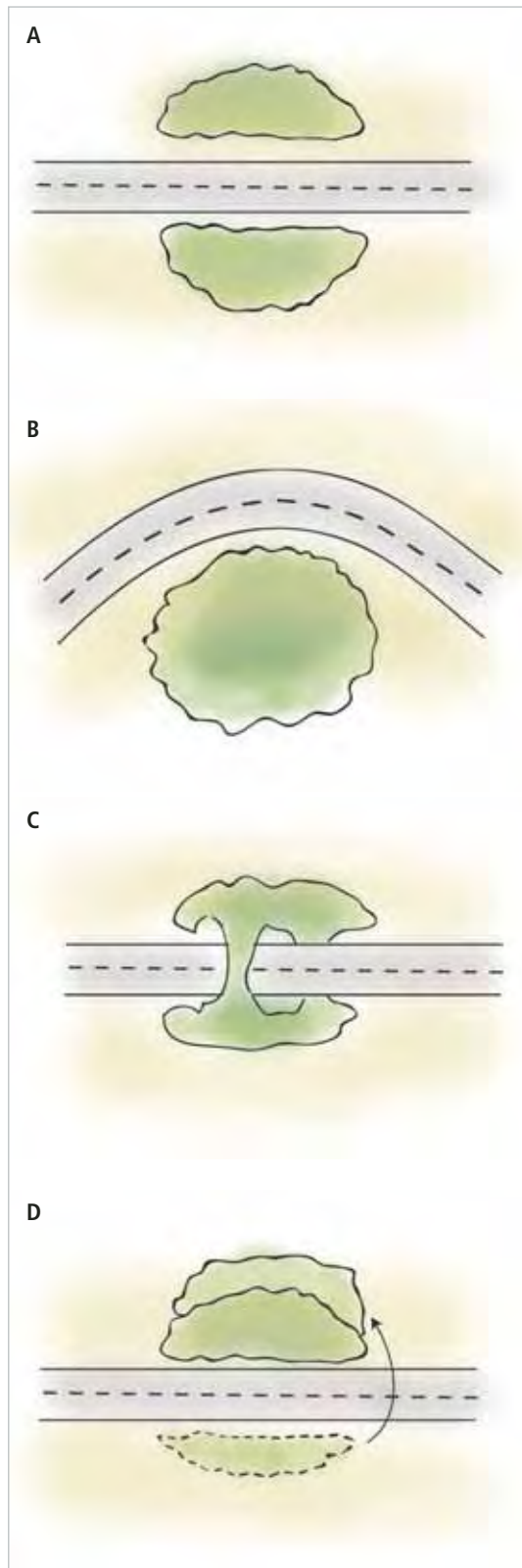
Figur 3-1 viser prinsippene for å unngå eller begrense fragmenteringseffekten av en veg. Figur 3-1a viser et naturområde som deles av en veg. Resultatet blir to atskilte områder, eller *fragmenter*. Den beste løsningen er å *unngå* traseer som gir barriereeffekter og fragmentering. Dette kan gjøres ved å legge nye veger utenom viktige biotoper (Figur 3-1b).

I mange tilfeller er det umulig å unngå viktige områder eller at en veg deler en trekkroute, og det er nødvendig med *avbøtende tiltak*. Dette kan være over- eller underganger for vilt (Figur 3-1c).

Dersom avbøtende tiltak ikke gir en tilstrekkelig god løsning, kan *økologisk kompensering* være en løsning. Med dette menes at man setter av og tilrettelegger nye områder som erstatning for de som blir ødelagt, se Figur 3-1d. Dette prinsippet har hittil ikke vært mye brukt i Norge, og er også omstridt fordi det kan brukes som en sovepute i stedet for at man anstrenger seg for å unngå negative virkninger.

3.1.1 Unngå

Tidlig i vegplanprosessen må planleggeren skaffe seg oversikt over verdifulle habitater, funksjonsområder og trekkruiter slik at det er mulig å ta hensyn til dette ved valg av korridor eller trase.



Figur 3-1: Skjematisk presentasjon av a) fragmentering, b) hvordan man kan unngå fragmentering, c) hvordan man kan avbøte barriereeffekten ved å etablere over- eller underganger for dyr, og d) økologisk kompensasjon. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)



Figur 3-2: Rv 23 Oslofjordforbindelsen ble lagt i tunnel gjennom deler av Frogn kommune i Akershus bl a for å ta vare på flere trekkruiter og et vinteroppholdsområde for elg. (Foto: B. Luell)

I områder med sårbare eller verdifulle habitater bør vegen legges utenom slik at habitatene ikke ødelegges eller deles opp. Inngrep i verdifulle naturområder og viktige funksjonsområder, og forbindelser mellom disse, kan også unngås ved at vegen legges i tunnel i det aktuelle området, eller på bru over.

3.1.2 Avbøte

Avbøtende tiltak er et hovedtema i denne håndboken og behandles inngående i Kap. 5. Med å "avbøte" menes at man forsøker "å bøte på" de negative effektene et tiltak medfører. Et avbøtende tiltak vil svært sjelden kunne gjenopprette naturtilstanden, men vil kun redusere problemenes omfang og betydning. Over- og underganger for dyr vil f eks kunne redusere barriereeffektene av en veg.

Hovedspørsmålene ved planlegging av avbøtende tiltak er:

- Hva er problemet og hvor er det lokalisert?
- Hvilke arter gjelder det?
- Hvilke tiltak kan løse eller redusere problemet?
- Hvordan skal tiltaket plasseres og utformes?

Avbøtende tiltak har som regel dårligere effekt enn om problemet unngås helt. Om det tas for lett på de økologiske hensynene i planleggingen av en veg, kan det i verste fall føre til at det må bygges kostbare faunapassasjer etter at vegen er ferdig. Slike anlegg er både enklere og billigere å etablere samtidig som vegen bygges enn etter at vegen er tatt i bruk. I tillegg kan avbøtende tiltak medføre mer omfattende vedlikehold.



Figur 3-3: Eksempel på avbøtende tiltak. Planlagt (venstre) og ferdig (høyre) faunapassasje på ny rv 35 mellom Roa og Gardermoen. Fotoet av overgangen ble tatt like etter ferdigstilling, og lite vegetasjon var foreløpig etablert. (Illustrasjon og foto: W. Hollum)

3.1.3 Kompensere

Når fragmentering er uunngåelig og avbøtende tiltak ikke er tilstrekkelig, kan det være aktuelt med *økologisk kompensasjon* i form av at det etableres erstatningsarealer. Denne metoden må ses på som en siste utveg, og skal ikke benyttes til å "betale" seg ut av problemer som kan løses på annen måte. Det fordrer grundige økologiske vurderinger, og det vil i mange tilfeller være vanskelig å finne fullgode erstatningsarealer. Økologisk kompensasjon skal ikke gjennomføres på bekostning av arter som allerede lever i området. Det er heller ikke gitt at de artene som man prøver å lage et nytt leveområde for, vil etablere seg eller overleve i erstatningsarealet. Dette er nærmere omtalt i Kap. 6.

3.1.4 Før- og etterundersøkelser

Uansett hvilken tilnæringsmåte som velges vil det i ettertid være behov for å finne ut om tiltakene fungerer etter hensikten. Dette er viktig både for å høste erfaring som kan være til nytte for andre prosjekter, og for å vurdere om tiltaket bør justeres.

Dersom det er mulig bør det utvikles kvantitative og kvalitative indikatorer som beskriver virkninger av nye vegger og av ev. tiltak som er gjennomført for å redusere barriereeffekten. Disse bør i ettertid sjekkes ut mot faktiske virkninger etter at vegen er åpnet for trafikk. Dette krever at det foreligger konkrete og etterprøvbare mål for de tiltak man bestemmer seg for. Kostnadene ved etterundersøkelser bør så langt det er mulig legges inn som en

del av prosjektkostnadene. I Kap. 7 er noen enkle metoder for etterundersøkelser beskrevet.

3.2 Planprosessen

Hensynet til dyrelivet skal også ivaretas gjennom de gjeldende lovverk for planlegging. *Plan- og bygningsloven* inneholder bestemmelser for planlegging, herunder krav om utarbeidelse av plan. Vegmyndighetene plikter å ta hensyn til viltinteressene, på lik linje med alle andre interesser, i sin planlegging etter plan- og bygningsloven. Det ligger også en rekke føringer i særlover som for eksempel *Viltloven* og *Lov om lakse- og innlandsfisk*.

For vegtiltak er det bestemmelsene om konsekvensutredning, kommuneplan og reguleringsplan som er mest aktuelle. Det skal gjennomføres konsekvensutredning for alle oversiktsplaner (fylkes(del)plan og kommune(del)plan) for veganlegg og for reguleringsplaner med vesentlige virkninger for miljø, naturressurser eller samfunn. Det fremgår av plan- og bygningsloven § 16-2 og forskrift om konsekvensutredninger.

Plan- og bygningsloven fastlegger også at det skal utarbeides reguleringsplan for alle større bygge- og anleggsarbeider. I retningslinje for planlegging av riks- og fylkesveger etter plan- og bygningsloven (T-1057) er det fastsatt at det i utgangspunktet skal utarbeides reguleringsplan for alle riks- og fylkesveganlegg (med enkelte unntak). Reguleringsplan laget for vegtiltak kan inneholde mer konkrete tiltak for å sikre viltet, f eks viltgjerdet og viltunder-/overganger.

Plan- og bygningsloven skal sikre medvirkning fra andre berørte myndigheter i planprosessen. Fylkesmannen og aktuelle fagmyndigheter har sammen med planmyndigheten ansvar for å bidra til at hensynet til dyrelivet blir ivaretatt på en best mulig måte i planprosessen.

3.2.1 Oversiktsplan

Planleggingen av en ny veg starter på et overordnet nivå, vanligvis kommuneplannivå. På grunnlag av analyser av trafikk, landskapsverdier, grunnforhold, bosetningsmønster etc utarbeides aktuelle alternative vegtraseer for videre utredning.

For å kunne ta hensyn til negative virkninger av barrierer og fragmentering må temaet være på planleggerens dagsorden tidlig i planprosessen. Avbøtende tiltak vil også ha større mulighet for å bli vellykkete, og vil ofte være koste mindre dersom de tas med i planleggingen på et tidlig tidspunkt.

At hensyn til dyrelivet skal inn i oversiktsplanleggingen er hjemlet i lovverket. Hensyn til viltet er hjemlet i Viltloven. I § 7 heter det at *hensynet til viltinteressene skal innpasses i oversiktsplanleggingen etter plan- og bygningsloven i kommune og fylke*. Lov om lakse- og innlandsfisk har den samme bestemmelsen i sin § 7: *hensynet til fiskeinteressene og fiskens leveområder skal innpasses i oversiktsplanleggingen etter plan- og bygningsloven i kommune og fylke*.

Naturvernloven har også bestemmelser om at det skal tas hensyn til naturmiljøet:

Den som planlegger større arbeider, anlegg eller virksomhet som vil medføre vesentlig endring av landskaps karakter eller vesentlig skade på naturmiljøet for øvrig, skal før de iverksettes, forelegge saken til uttalelse for vedkommende myndighet etter denne lov. Når utbygging, anlegg eller annen virksomhet må medføre skade på landskapet eller naturmiljøet for øvrig, må det gjennomføres tiltak for å begrense eller motvirke skaden i rimelig utstrekning.

Vegvesenets håndbok 054 Oversiktsplanlegging gir veiledning i gjennomføring av oversiktsplaner. Metodikken er lik den mer formelle prosessen som er beskrevet nedenfor for konsekvensutredninger. Det understrekes i håndboken at hensynet til naturmiljøet skal vektlegges tidlig i planprosessen.

Håndbok 054 beskriver en planprosess i 7 faser:

1. Situasjonsvurdering
2. Problem, visjoner, mål
3. Planprogram
4. Registrering, analyse
5. Ideer og alternativer
6. Planutkast
7. Sluttbehandling

Hensikten med faseinndelingen er å gjøre planprosessen mer oversiktlig og forutsigbar, samt å legge opp til trinnvise avklaringer. Da er naturmiljøet en del av grunnlaget for planleggingen.

3.2.2 Konsekvensutredning og konsekvensanalyse

Den faglige metodikken for arbeidet med konsekvensutredninger ved planlegging av en ny veg, eller oppgradering av en eksisterende veg, er beskrevet i håndbok 140 *Konsekvensanalyser*. Faglig veiledning med hensyn til utredning av konsekvenser for dyre- og plantelivet er beskrevet under temaet *Naturmiljø*. Dette er også det mest aktuelle temaet når det gjelder vurdering av fragmentering og barriereeffekter.

I større utredninger er viktige rammer for planleggingen med hensyn til naturmiljø utredet og kartlagt før arbeidet med konsekvensanalyser settes i gang. Det bør vurderes om det skal gjøres ytterligere undersøkelser, eller om konsekvensanalysene skal baseres på den informasjon som allerede er tilgjengelig.

Analyseområdet må dekke hele det arealet hvor det kan være aktuelt å legge vegen. I utredningsprogrammet er det gjerne vist et planområde med flere alternative traseer. Som regel vil det også være områder og forhold utenfor dette området som kan bli berørt (influert), og influensområdet må beskrives i fagutredningen. Det er viktig at også influensområdet inngår i analyseområdet.

En tunnel vil i mange tilfeller være den beste løsningen for å unngå inngrep i naturområder. Gevinsten i forhold til naturmiljøet vil kunne være meget stor. Tunneler i fjell skaper ikke forstyrrelser, forutsatt at lekkasjer holdes på et så lavt nivå at grunnvannsnivået over tunnelen ikke synker for mye. Grunnvannssenkning kan føre til uttørring og

forandringer i naturmiljøet. Det gjøres vanligvis ikke detaljerte registreringer og vurderinger i tunnelsonene, da disse normalt ikke blir direkte berørt, men disse områdene inngår som regel i influensområdet. Det kan være fornuftig å gjøre registreringer av tilstanden på skogen forut for tunneldriving for å få et grunnlag for å vurdere eventuelle krav om erstatning som følge av uttørkning.

Størrelsen på influensområdet vil variere mye i forhold til type naturmiljø som blir berørt. Ofte vil for eksempel vilttrekk og leveområder for vilt være av betydning. Det er derfor viktig at slike aspekter fanges opp, samtidig som influensområdet ikke trenger å dekke hele det aktuelle vilttrekket eller leveområdet.

Ofte vil regional grøntstruktur og vilttrekk være av betydning, og det er viktig at slike aspekter fanges

opp. Både viktige enkeltarter og økosystemer er avhengig av at større områder, systemer av områder og sammenhenger mellom dem fungerer som leve- og funksjonsområder. Det gjelder f.eks. hjortevilt som villrein og elg, store rovdyr, enkeltarter og økosystemer i vassdragskorridorer, samt en rekke fuglearter, som Norge har ansvar for gjennom internasjonale konvensjoner. Den regionale grøntstrukturen er viktig både som isolerte leveområder for mindre forekomster, og som trekkveger og spredningskorridorer for arter som er avhengig av større områder eller sesongtrekk.

Datainnsamlingen i forbindelse med en konsekvensanalyse/-utredning innebærer normalt følgende trinn:

1. Gjennomgang av eksisterende kunnskap.
2. Kontakt med aktuelle myndigheter og befaringer i området.



Figur 3-4: I en konsekvensutredning blir flere alternativer utredet. Her E18-parsellen Kopstad - Gulli i Vestfold. (Illustrasjon: Multiconsult AS)

3. Kartfesting av naturtyper, funksjonsområder, vilttrekk og andre viktige områder.
4. Beskrivelse av overordnede karakteristiske trekk.

Innhenting av eksisterende kunnskap

I de aller fleste kommuner er det gjennomført en eller annen form for kartlegging og vurdering av naturområdene. I tillegg er det viktig å få oversikt over områdenes eventuelle formelle status.

Spesielt viktige områder for naturmiljøet er:

- Internasjonalt vernetede områder (Ramsarområder).
- Områder vernet etter naturvernloven (nasjonalpark, naturreservat, landskapsvernområde).
- Områder vernet etter eget vedtak, f eks vernetede vassdrag med tilhørende Rikspolitiske retningslinjer (RPR).
- Områder regulert som spesialområde naturvern (PBL § 25 nr. 6).
- Områder som er vurdert i forbindelse med nasjonale og fylkesvise verneplaner (barskog, edelløvsog, våtmark, myr, kulturlandskap, sjøfugl).
- Regional grøntstruktur og trekkruiter for vilt.
- Kartlagte områder som er gitt verdi gjennom kommunal naturtypekartlegging.
- Områder og lokaliteter som er viktige for sjeldne og truede arter jf Rødlistene, eller som er viktige for det biologiske mangfold (nøkkelbiotoper, funksjonsområder).

Mange kommuner har utført naturtypekartlegging. Informasjonen som er innsamlet og sammenstilt av kommunene kan være av varierende kvalitet. Hvis registreringsgrunnlaget er mangelfullt, må en gå til primærkildene og hente data direkte fra disse. Mange kommuner har også utført viltkartlegging, for eksempel trekkveger for hjortevilt, som ikke er med i naturtypekartleggingen.

Den viktigste kilden til informasjon om naturmiljø ved siden av kommunene, er *Naturbase*, Direktoratet for naturforvaltnings internettbaserte, landsdek-kende, kart-/databasesystem over viktige naturområder, se Boks 3-1. Opplysninger fra de kommunale kartleggingsprosjektene kan finnes igjen her, sammen med mye annen naturinformasjon. I de fleste tilfeller vil kommunene sitte med mer detaljerte

Boks 3-1 Naturbase

Naturbase inneholder data om:

- Områder som er vernet, eller foreslått vernet, etter naturvernloven og viltloven
- Naturtyper og lokaliteter for arter som er viktige for å opprettholde mangfoldet i naturen (mange av disse er sårbare eller truede)
- Arter som har spesiell betydning for jakt og annen høsting
- Kulturlandskap, større helhetlige områder og mindre spesialområder med viktige biologiske og/eller kulturhistoriske verdier
- Friluftslivsområder som er sikret for allmenn bruk ved at staten har kjøpt dem eller skaffet seg spesielle rettigheter i dem
- Andre viktige områder for friluftsliv

Nettadresse: (<http://dnweb5.dirnat.no/nbinnsyn/>)

opplysninger om sitt biologiske mangfold enn det man finner i *Naturbase*. Viktig informasjon finnes også via den nasjonale internettportalen AREALIS, hvor digitale, stedfestete miljødata er systematisert.

I tillegg kan det være nødvendig med innhenting av utfyllende opplysninger. På steder der det ikke finnes konkrete registreringer av naturmiljøet i planområdet, kan man få gode indikasjoner om sannsynlige naturverdier ut fra topografi, geologi, markslagskart osv.

Følgende kilder kan inneholde verdifull tilleggsinformasjon:

- Flyfoto/ortofoto og satellittfoto.
 - Kommunale og regionale planer.
 - Kart over arealbruk og annen infrastruktur.
 - Kart som viser bruken av landbruksområdene. (Det er utarbeidet digitale markslagskart (DMK) for de fleste kommuner.)
 - Geologiske kart, jordbunnskart, vegetasjonskart.
 - Botaniske og zoologiske atlaser/registre.
 - Overvåkings- og registreringsrapporter.
 - Viltkart, fallviltstatistikk.
- Skogbrukets registreringer av nøkkelbiotoper.
 - Kontakt med grunneiere, lokale jegere, ornitologer, entomologer, botanikere osv.
 - Søkbare artsdatabaser på internettnett, bl a Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no)

En del av dette er også tilgjengelig via Nasjonal Vegdatabank (NVDB), som i tillegg til alle vegrelevante kartdata også er knyttet opp mot Naturbase, NGU, NIJOS, Statens kartverk m fl.

Innhenting av ny kunnskap

Etter innsamling av eksisterende data kan det, dersom man kan forvente at det finnes naturverdier der som ikke allerede er registrert, være nødvendig med supplerende feltkartlegging.

For å identifisere områder som kan være av verdi for det biologiske mangfoldet har DN utarbeidet flere håndbøker:

- Kartlegging av naturtyper (DN-håndbok 13-1999)
- Kartlegging av ferskvannslokaliteter (DN-håndbok 15-2000)
- Kartlegging av marint biologisk mangfold (DN-håndbok 19-2001)
- Viltkartlegging (DN-håndbok 11- revidert 2000)

De fleste norske kommuner har gjennomført registreringer etter disse håndbøkene. Registreringene kvalitetssikres på fylkesnivå, og samles i DN's Naturbase. Sammen med registreringen av rødlisteartene, vil registreringene gi grunnlag for en inndeling av kommunens arealer i områder som enten er *Svært viktig* eller *Viktig* for det biologiske mangfold. Dersom et vegprosjekt berører et område som er registrert i en av disse kategoriene vil det som regel være behov for mer detaljerte undersøkelser. Det er viktig at eventuelt supplerende undersøkelser legges opp etter DNS håndbøker, og at nye data tas vare på slik at de kan tilføres de nasjonale databasene.

Noen planter og dyr forekommer av forskjellige årsaker sjeldnere enn andre, og de mest sjeldne må det tas spesielt hensyn til. Det er utarbeidet både internasjonale og nasjonale oversikter over disse artene, såkalte *rødlist*er. Den norske rødlisten gir en samlet oversikt over de mest truede og sjeldne artene i Norge. Et område med forekomst av arter som står på rødlisten vil derfor være verdifullt, og dette må det tas hensyn til i vegplanleggingen. Kartlegging av rødlistearter er ofte tidkrevende, og det krever mange ulike fagpersoner (eksperter på insekter, sopp, lav, fugl osv.). Rødlisearter er beskrevet i *Norwegian Red List 1998* (Rapport 1999-3

Direktoratet for naturforvaltning), og kan også finnes på Artsdatabankens internettsider (www.artsdatabanken.no).

Verdi, omfang og konsekvens

Når alle naturområder er kartlagt, blir det gjort vurderinger av *verdien* av naturmiljøet i planområdet, og omfang av inngrep grunnet ny veg. Ved vurdering av *omfang* skal det redegjøres for hvordan det konkrete tiltaket vil påvirke de enkelte områder eller dyrebestander. Arealbeslag og habitatfragmentering er normalt de viktigste effekter av et tiltak. Arealbeslag kan måles i dekar, men ofte er det like viktig å vurdere det berørte områdets form og utstrekning. Når det gjelder habitatfragmentering vil spørsmålet være i hvilken grad verneverdier og økologiske funksjoner knyttet til et områdes størrelse og urørthet vil bli berørt. Det er viktig å dokumentere aktuelle vilttrekk og mulige avbøtende tiltak for å redusere skadevirkningene av vegprosjektene på disse.

Som overordnede kriterier brukes gjerne områdets sjeldenhet, truethet, økologiske funksjon og betydning. I tillegg brukes også underliggende kriterier som truede natur- og vegetasjonstyper, viktige viltarter, rødlistearter og andre artsforekomster. *Konsekvensene* av vegen bedømmes deretter ut fra de vurderinger som er gjort av verdi og omfang.

Statens vegvesen HB 140 *Konsekvensanalyser* beskriver metodikk og kriterier for vurdering av verdi av naturmiljøet, omfang av inngrep og konsekvensens betydning.

3.2.3 Miljøoppfølgingsprogram

For å sikre at miljøkvalitetsmål som er lagt inn i prosjektet i planfasen blir ivaretatt i detaljprosjektering, anlegg og drift har Statens vegvesen en intern retningslinje som pålegger at det utarbeides miljøoppfølgingsprogram (MOP) for alle prosjekter som krever konsekvensutredning. MOP anbefales innarbeidet som en del av reguleringsplanen, i prosjektets styringsdokumenter, f eks i kvalitetssikringssystemet, i anbudsbeskrivelsen og kontrakt med entreprenøren. Der det er behov for å gjøre før- og/eller etterundersøkelser av miljøvirkninger av prosjektene bør dette tas med som et krav i MOP.

3.3 Integrering av veger i landskapet

3.3.1 Linjeføring

Etter at vegtrasé er valgt, må den videre planlegging ivareta at konsekvensene i forhold til habitatfragmentering og barriereeffekt blir minst mulig. Det kan best gjøres ved å integrere vegen i landskapet. Med det menes at det tas hensyn til viktige landskapsøkologiske strukturer, og at topografien utnyttes for å redusere den negative påvirkningen i størst mulig grad. F eks vil linjeføring som følger de naturlige kurver i landskapet gjøre det enklere å integrere vegen i landskapet, redusere behovet for terrengforming rundt linjen og skape minst mulig forstyrrelse.

Det er åpnet for at vegnormalene kan brukes fleksibelt der trafikkmengdene er lave og inngrepene blir store.

Linjeføring i åser og daler

- Selv om man av estetiske grunner bør unngå linjeføringer der vegen står i silhuett mot himmelen, kan det ligge miljøgevinster i at vegen følger ryggen på en større åskam hvis dalbunnen er et mer verdifullt naturområde.
- Delte kjørebåner kan gi mindre inngrep i dalsider.
- For å kunne bevare de økologiske sammenhengene under vegen bør man velge bru fremfor fyllinger også over mindre sidedaler vann, sjø og våtmarksområder.
- Følger man en dalbunn er det viktig å unngå å avskjære vassdrag og grøntstruktur. Stikkrenner bør dimensjoneres slik at de også kan fungere som passasjer for både fisk og mindre, landlevende dyr.

Linjeføring i flatt landskap

- Veger i flatt landskap bør legges tungt i terrenget for å begrense den negative påvirkningen på sideterrenget, og for å gi bedre muligheter for å anlegge faunaoverganger.
- Selv mindre terrengformasjoner langs vegen kan dempe forstyrrelsene fra trafikken. Selv en lav jordvoll kan bidra til lavere støynivå, mindre forstyrrelse fra kjøretøyenes lys, redusere

innsyn og visuell forstyrrelse og vil begrense sprut etter bruk av vegsilt.

- Våtmarksområder har ofte stor naturmiljøverdi, og bør derfor forstyrres minst mulig. Bruk av lav bru kan være den beste løsningen dersom vegen må krysse et våtmarksområde.

3.3.2 Kryssing av daler og vassdrag

- Bruer har fordeler fremfor veg på fylling med hensyn til naturmiljøet.
- Barriereeffekten er liten fordi naturmiljøet under brua kan beholdes relativt uberørt.
- De negative effektene av en fylling kan begrenses ved å anlegge kulverter i fyllingen som er store nok til at de sikrer dyrenes vandringsmuligheter.

Ved vegbygging langs med og over vassdrag må man sørge for minst mulig påvirkning av strømningsforhold og vegetasjon. Om kantvegetasjonen blir ødelagt som en følge av anleggsarbeidet, må strandsonen og vegetasjonen reetableres med nyplanting.

Dersom et elve- eller bekkeløp må legges om, må det nye løpet lages så naturlig som mulig. For å få en god kantvegetasjon kan det nye løpet lages med grunne sidekanter slik at hensiktsmessig beplantning langs sidene blir mulig. Ved nyplanting bør arter som hører hjemme ved vannmiljøet og stedegne planter benyttes, f eks or-, selje-, vier- og pilarter.

Passeringsmulighetene for landlevende dyr må også tilrettelegges i kulverter og under bruer. Enten ved at bygges inn en "cat walk" (se Figur 5-56, s. 73), eller ved at åpningen er tilstrekkelig vid til at det også er plass til en tørr stripe.

3.3.3 Terrengforming

Løsmasseskjæringer blir ofte anlagt med en lik helling på ca. 1:2. Dette skiller vegskråninger fra naturlige skråninger som er mer varierte. Ved en mer variert utforming vil vegen bli bedre tilpasset landskapets naturlige former, og dette gir et større mangfold av habitater.



Figur 3-5: Miljøtunnel (Island) E18 Vestfold. 400 meter lang løsmassetunnel. Vegen ligger tungt i terrenget både for å redusere støyplagen og for å gi dyreliver en mulighet til å passere over vegen. (Foto: O. Lervik)

Terrassering av skråninger kan anvendes for å bryte opp sidene på høye fjellskjæringer. Dette gjør det lettere å etablere vegetasjon og vil også skape mulighet for at det dannes nisjer med gunstig mikroklima for fauna og flora.

I noen tilfeller er det ikke hensiktsmessig å slake ut større skjæringer og fyllinger, for eksempel fordi det samlede terrenginngrepet blir for stort eller fordi verdifulle naturtyper vil bli berørt.

Løsmassetunneler kan bygges i tilfeller der det er ønskelig å bevare sammenknytting mellom habitater, og det ikke er mulig å bygge fjelltunneler. Vegetasjon kan da etableres over vegen, og mulighetene for vilttrekk opprettholdes.

3.3.4 Bevaring og bruk av vegetasjon

Det er som regel vanskelig å gjenskape natur. Det ligger derfor en stor gevinst i å bevare så mye som mulig av det opprinnelige naturmiljøet ved bygging av nye veger. Det gjelder også den eksisterende vegetasjonen. Selv om det er nødvendig med terrenginngrep i anleggsfasen, vil det være viktig å

skåne så mange trær som mulig. Ved å bevare trær opprettholder man et habitat for mange arter og medvirker til at den nye vegetasjonen etableres raskere.

Vegetasjonsskjermer kan være ønskelig fordi de både begrenser innsyn til vegen og utsyn fra vegen. En skjerm av trær kan brukes på utsatte vegstrekninger for å tvinge visse fuglearter til å fly høyere over vegen enn de ellers ville har gjort, og faren for påkjørsler avtar. Dette kan spesielt være aktuelt i nærheten av områder hvor det finnes større fuglearter som f eks svane eller ørn. I åpne områder må vegetasjonen sikre viltet skjul slik at de ikke skremmes fra å benytte de anlagte krysningspunktene.

3.3.5 Rekkverk, gjerder og murer

Rekkverk, gjerder og murer har i utgangspunktet stor barrierevirkning siden de forhindrer dyrs muligheter til å bevege seg fritt. Bruken av *gjerder* bør derfor begrenses til steder der de er absolutt påkrevd av trafiksikkerhetshensyn, eller av hensyn til dyr som drepes i trafikken. På samme måte øker en *midtdeler* barriereeffekten. Mange mindre dyr

Boks 3-2: Naturlig revegetering

For å få en rask etablering av vegetasjon langs nye veger blir standard frøblandinger (rødsvingel, engkvein og stivsvingel) ofte brukt. Ved å benytte naturlig revegetering vil de naturlige artene reetablere seg i sideterrenget, og man får en vegkantflora som både er tilpasset stedet og som krever minimalt vedlikehold.

Toppjord inneholder en stor mengde frø (frøbank). Mengden er størst i de øvre 5 cm av jordlaget, men det er godt med frø ned til 25 cm. Ved naturlig revegetering fjernes jordlaget der vegen skal gå. Jorda lagres i ranker, og legges ut i et tynt lag som toppjord på vegens sideterreng i slutten av anleggsperioden. Ved utlegging av masser er det viktig å unngå unødvendig pakking og tilglatting av jordmassene.

I forbindelse med arbeidet med Oslofjord-forbindelsen mellom Frogn og Røyken ble naturlig revegetering testet ut. Bruk av toppjorda førte til rask etablering av planter langs den nye vegen, og ga flere steder vakre blomsterenger.

Naturlig revegetering er egnet i lavereliggende skogsområder.

Naturlig revegetering er ikke aktuelt i områder med erosjonsproblemer. Da må vegetasjon sås for å etableres så raskt som mulig for å forhindre erosjon.

For å hindre spredning av uønskede arter må man ved revegetering være påpasselig med å ikke bruke næringsrik jord eller jord som er forurenset med introduserte arter eller andre ugras. Naturlig revegetering bør derfor ikke benyttes i bynære områder eller i jordbruksområder. Denne jorda inneholder ofte frø fra ugrasarter eller introduserte problemarter som konkurrerer ut naturlig hjemmehørende vegetasjon eller som skaper et lite innbydende miljø. Slike steder må grasvegetasjonen etableres så raskt som mulig for å begrense erosjon eller for å konkurrere ut uønskede arter.

Kilde: *Statens vegvesen (2003)*.

som piggsvin og grevling kan ikke forsere tette midtdelere av f eks New Jersey-blokker. Etablering og utforming av midtdelere bør være en samlet vurdering av trafiksikkerhet, estetikk og barrierevirkning for mennesker og dyr.

3.3.6 Drenering

Drenering av veger kan være åpen eller lukket. Åpne vegrøfter kan være et verdifullt habitat for arter som er tilpasset et fuktig miljø, og grøftene kan også fungere som spredningsveger for disse artene.

På veger med stor trafikk samles ofte overflatevannet og føres til egne rensbassenger. Flere skadelige komponenter fra vegtrafikken samles i sedimentlaget. Dette må fjernes regelmessig, og deponeres forsvarlig. Disse sedimentasjonsdammene kan fungere som habitater for ulike arter, men blir som regel gjerdet inn for å sikre at barn ikke drukner. Siden sedimentene i slike dammer kan inneholde skadelig stoffer fra vegarealet, anbefales det derfor ikke å tilrettelegge dem for dyrelivet.

Fordrøyningsmagasiner bygges for å håndtere store vannmengder pga. mye nedbør. Vannet i disse skiftes raskere ut, og er derfor som regel renere enn i sedimentasjonsdammene. De kan derfor i prinsippet fungere som våtmarksområder. Som sedimentasjonsbassengene gjerdes de ofte inn, og beliggenhet i nærhet av veg gjør at verdien som leveområde blir begrenset. Fordrøyningsbasseng bør ha grunne kanter slik at våtmarksvegetasjonen kan etablere seg (takrør, siv, dunkjevle etc.). Dette bidrar til å øke renseseffekten.

Vedlikehold av grøfter og dammer for å sikre den hydrologiske funksjon må planlegges godt, og utføres på en tid som ikke forstyrrer dyrelivet. Yngleperioden om våren er den mest sårbare tiden for de fleste arter.



Utvidelse fra 2- til 4-felt krever andre typer vilttiltak. Viltsluser erstattes med faunaovergang på E6 i Ski. (Foto: B. Iuell)

4 Tiltak på eksisterende vegnett

4.1 Økologisk vurdering av vegnettet

Vegnettet har blitt bygget ut i rask takt gjennom de seneste tiårene. Vi kan regne med at det meste av vegnettet kommer til å ligge der omtrent som i dag i overskuelig fremtid, og at det vil øke ytterligere i omfang. Det meste av det eksisterende vegnettet ble bygd i en tid da hensynet til naturmiljøet ikke ble vektlagt på samme måte som nå. Det er derfor nødvendig at man regelmessig går gjennom og vurderer det eksisterende vegnettet for å sjekke ut at det tilfredsstillende nye krav og behov.

Det pågår kontinuerlig ettersyn og utbedring av vegnettet, spesielt med tanke på trafiksikkerhet, fremkommelighet og vedlikehold. Det er viktig også å følge med på hvordan vegnettet påvirker dyrelivet, hvordan dyr hindres i å bevege seg, hvordan vegen og trafikken skader viktige livsmiljøer, hvor mange

dyr som drepes i trafikken, eller hvordan trafikken reduserer menneskers mulighet til å oppleve naturen.

Selv om ikke selve vegen endres over tid, kan det være andre forhold som tilsier at det kan være behov for å gjøre tiltak på eksisterende veger for å begrense de negative effektene for dyrelivet. På veger som i utgangspunktet hadde liten trafikk og liten barriereeffekt, vil en generell *trafikkøkning* forsterke barrieren. Behovet for avbøtende tiltak kan dermed oppstå over tid. Av trafiksikkerhetsmessige årsaker kan generell trafikkøkning, eller endringer i viltbestandene, gjøre det nødvendig å sette opp *viltgjerd* langs eksisterende veger. Ved inngjerdning av en eksisterende veg må det tas hensyn til de generelle prinsipper som drøftes i denne håndboka, og det må undersøkes om gjerdning skaper behov for nye faunapassasjer. Viltgjerd må ikke ses på kun som et middel for å stenge dyrene ute fra vegbanen, men som et middel til å lede dyrene til sikre krysningspunkter (se Kap. 6.3).

Annen arealutnyttelse, enten det er annen vegbygging, skogavvirkning, bebyggelse el l, kan påvirke forholdene rundt vegen og kan føre til at dyrene endrer sine bevegelsesmønstre. Mangel på sikre passeringpunkter kan resultere i økt risiko for vilt-påkjørslar.

For flere dyrearter vil en *utvidelse av vegen* f eks til 4-felt med midtdeler, medføre en betydelig økning av barriereeffekten. Veger som tidligere hadde viltgjerder med sluser hvor dyrene kunne krysse i plan, må lukkes helt og nye over- eller underganger for viltet må etableres. For små og mellomstore dyr vil selv oppsetting av en *midtdeler* av betong virke som en barriere, og f eks amfibier, krypdyr, ikke flygedyktige fugleunger, piggsvin og grevling blir fanget i trafikken og drept. Selv dyr som er i stand til å hoppe over blir ofte løpende langs midtdelere.

Og selvsagt kan det være at forhold man i utgangspunktet ikke har hatt i tankene da vegen ble bygget dukker opp og må tas tak i. Et eksempel er *stikkrenner og kulverter* som opprinnelig ble anlagt for å føre vann, som nå i stadig økende grad blir sett på som viktige elementer for å redusere vegens barrierevirkning for dyr som lever i eller i tilknytning til vann. Med mindre justeringer og regelmessig etter-syn kan mange av disse forandres fra å være vandringshindre for dyr til å bli effektive passeringsmuligheter under vegen også for landlevende dyr.

Regelmessig gjennomgang av vegskilt må også inkludere en faglig kritisk vurdering av bruk av skilt som varsler om fare for at det er dyr i kjørebanelen. De vegfarende mister respekten for skiltingen dersom det er satt opp for mange skilt eller at skiltene gir feil opplysninger. Skilt som viser at det er fare for vilt i vegbanen er blitt satt opp mange steder hvor det tidligere har vært registrert faste trekk av dyr over vegen, eller hvor det har vært gjentatte påkjørslar av hjortevilt. I områder hvor vegen går gjennom større leveområder for vilt kan det være vanskelig å avgrense strekninger og perioder på året. Generell skilting av lengre strekninger har vist seg å ha liten effekt på sjåførenes adferd, og bør brukes i begrenset grad. De fleste av våre veger går jo gjennom områder med vilt. I områder hvor det er sesongmessig og terrengmessig godt definerte trekk kan skilting brukes med større effekt. Spesielt dersom de kun benyttes i de mest utsatte periodene. Bruk av skilt som varsler fare for vilt bør gjennom-

gås regelmessig i samarbeid med lokale viltmyndigheter. Et "elgskilt" som er plassert et sted hvor det er flere generasjoner siden siste noen gang observert en elg har liten effekt og også liten betydning, men kan bidra til at folk fleste mister respekten for skiltingen. (Se også Kap. 6.)

4.2 Utbedring

Utbedringer av eksisterende veger kan innebære utslakking av sideterreng, utretting av svinger, breddeutvidelser og lignende. Ved slike arbeider er det mulig å innarbeide forbedrende tiltak i forhold til naturmiljøet. Det bør tas kontakt med miljøkompetanse i kommune og fylke og i egen etat for å vurdere om det er spesielle problemer langs eksisterende veg som bør vurderes utbedret, eller om det er spesielle områder som det må tas spesielle hensyn til.

Å anlegge nye faunapassasjer på eksisterende veger er mye dyrere enn når det er en del av et nyanlegg, og kan føre til problemer med trafikkavviklingen i byggeperioden. I noen tilfeller må dette likevel vurderes. Modifisering av eksisterende over- eller underganger, slik at de også kan fungere som faunapassasjer, kan være et billig og enkelt alternativ til å bygge nye faunapassasjer. Dette er beskrevet mer detaljert i Kap. 5.

4.3 Vurdering av behov for tiltak

For å målrette tiltak på eksisterende veger, er det avgjørende å finne hvor konfliktpunktene med dyrelivet er og hvor påkjørslar av vilt skjer. Men i de tilfellene hvor vegen og trafikken er en barriere eller virker avvisende på dyrene, vil det i liten grad kunne registreres påkjørte dyr. Topografi og terreng må undersøkes for å se om det finnes sammenhengende grøntstrukturer på tvers av vegen som dyr kan bruke til forflytning. Videre må eksisterende tiltak undersøkes og evalueres, og det må vurderes om det er behov for nye tiltak for å kompensere for de negative følgene av vegen.

Det er mulig å få en oversikt over barrierevirkningen av en eksisterende veg ved en enkel registrering.

- Registrering av ÅDT og fartsgrenser.

- Kartlegge naturverdiene langs vegen (vann, vassdrag, vegetasjon, grønstruktur)
- Kartlegging av konflikter mellom vegen og naturmiljøet.
- Vurdering av konfliktgrad, basert på hvilke arter som hindres i å krysse og betydning av at de får bedre mulighet (jf Kap. 5.1.3)
- Beskrivelse av konfliktene og mulighetene til å gjøre noe med dem.
- Kartlegge topografi, rekkverk, murer, skrenter.

Etter en beskrivelse av situasjonen utarbeides det en prioritert liste med anbefalte tiltak. Slike tiltak kan omfatte utvidelser av eksisterende eller bygging av nye kulverter, nye beplantninger og endringer i

praksisen for vedlikehold av beplantning. I mange tilfeller kan eksisterende over- eller underganger bygget for menneskelig ferdsel gjøres om til flerbbrukspassasjer med mindre tilpasninger.

Anbefalingene bør omfatte:

- Beskrivelse av problemet og ønsket resultat (hvilke målarter er det og hvilke andre arter vil trolig bruke passasjen).
- Beskrivelse av anbefalte tilpasninger (bygging, dimensjoner og materialer).
- Alternative muligheter.
- Grovt kostnadsoverslag.
- Prioritering mellom tiltakene på den aktuelle strekningen.



Figur 4-1: Øverst: Faunapassasje ved Taraldrudkrysset på E6 i Ski kommune ble bygget over eksisterende veg ved utvidelse fra 2 til 4 felt. Nederst: Ferdig bygget 2004. (Foto: B. Luell)

Vanlige forhold som må utbedres er bl a vandringshinder i vassdrag pga feil lagte stikkrenner eller kulverter. Det kan være forandringer i nærområdene som medfører at dyrene ikke lenger har tilgang til faunapassasjene, endring i vegetasjon rundt eller på passasjene, uønsket bruk av passasjene, endring i jordbruksaktivitet, inntørking av dammer, eller for mye vann i underganger.

De fleste tiltak som er beskrevet i Kap. 5 og 6 kan også gjennomføres eller etableres langs eksisterende veger.

Noen ganger kan det være kostnadseffektivt å gjennomføre enkle midlertidige tiltak selv om disse ikke er helt optimale økologisk sett. Om det på vegstrekninger med behov for vilttiltak er planlagt andre tiltak, f eks trafikksikkerhetstiltak, kan det være fornuftig å samordne gjennomføringen av disse, slik at en økologisk optimal løsning eventuelt kan bli etablert på et senere tidspunkt.

4.4 Stenging av veger

I visse situasjoner kan en midlertidig eller sesongbestemt stengning av vegstrekninger være aktuelt for å begrense barriereeffekten og for å unngå at dyr omkommer på vegen under trekk.

Stenging av veger vil ofte ha transportøkonomiske konsekvenser, i alle fall om det ikke finnes gode omkjøringsveger. Selv veger med svært liten trafikk kan ha stor betydning lokalt. I visse tilfeller må dette imidlertid vurderes for å unngå skadelig effekt på sårbare populasjoner.

På fjelloverganger med vinterstengt veg bør åpningstidspunktet om våren fastsettes også med hensyn til villreinenes kalvingstrekk. Det bør også vurderes å innføre stoppforbud på vinteråpne fjelloverganger med villrein. I forbindelse med fylkesdelplanen for Rondane og åpning av helårsveg over Venabygdsfjellet (rv 27) ble det med hjemmel i vei-trafikkloven innført stopp- og parkeringsforbud langs sentrale deler av vegstrekningen i perioder om vinteren hvor villreinen i området er sårbar for forstyrrelser. Dette tiltaket har i hovedsak fungert godt, og bør kunne anvendes også i andre områder med tilsvarende problematikk.

4.5 Fjerning av veger

Fjerning av avlastet veg vurderes av og til når det blir anlagt en ny. Fjerning av veger vil generelt være positivt for naturmiljøet, og det vil begrense det totale arealbeslaget og bidra til defragmentering av landskapet. Avlastning av veger kan bidra til å redusere barriereeffekten, dersom det fører til lavere ÅDT, lavere fartsgrense og endret vedlikehold.

4.6 Drift og vedlikehold

Drift og vedlikehold er en naturlig del av arbeidet med å opprettholde vegnettets funksjon, og dette skal omfatte alle typer tiltak man har etablert for at vegen skal fungere etter hensikten. Drift og vedlikehold for å sikre at viltrettete tiltak fungerer slik det er tenkt må innarbeides i kontrakter og arbeidsbeskrivelser for entreprenørene og følges opp gjennom stikkprøvekontroller.



Faunaovergang i Nederland. (Foto: Luchtfotografie Slagboom en Peeters)

5 Over- og underganger for dyr

5.1 Overordnede forhold

5.1.1 Innledning

Dette kapittelet beskriver tiltak som kan redusere barrierenvirkningen av veier og vegtrafikk, og dermed også fragmenteringen. I hovedsak dreier dette seg om faunapassasjer, som f eks over- eller underganger, som skaper forbindelser mellom habitater som deles av vegen. Tiltak som gjør vegene mer trafikksikre og reduserer antall påkjørte dyr (f eks viltgjerder) behandles i Kap. 6, men det er verdt å merke seg at disse to typene tiltak ofte må ses i sammenheng. Faunapassasjer kombineres alltid med viltgjerder for å hindre at dyr tar seg ut på vegen, og for å lede dyrene mot passasjene. På den andre siden vil et viltgjerde øke barriereeffekten for mellomstore og større dyr, og bør derfor alltid kombineres med trygge passsteder.

Over- og underganger kan bygges for en lang rekke dyrearter, og valg av løsning bestemmes i stor grad

ut fra hvilke arter som er involvert. Hjortevilt, mår-dyr, gnagere, fisk og amfibier har helt forskjellige krav til passasjene, og en oversikt over dette er gitt i Tabell 5-1.

Håndboka bygger på kunnskap og erfaringer fra inn- og utland. Noen tiltak er godt utprøvd, og det er samlet betydelig erfaring. Andre tiltak er nyere og er fortsatt under utvikling. Mengden informasjon som er gitt for hvert enkelt tiltak gjenspeiler disse forskjellene. Det er også verdt å merke seg at det i de fleste tilfeller er både umulig og kanskje ikke nødvendig å gi eksakte beskrivelser av tiltakene. Når man arbeider med tiltak som skal tilpasses dyr og forhold som påvirker deres adferd, vil man være nødt til å vurdere de lokale forholdene i hvert enkelt tilfelle. De beskrivelser og spesifikasjoner som gis her er derfor i stor grad generelle og tar utgangspunkt i det som anses å være optimale løsninger. Det er derfor åpent for avvik fra anbefalingene i håndboka dersom de er begrunnet i økologiske forhold.



Figur 5-1: Menneskelig ferdsel på en faunapassasje kan skremme enkelte dyrearter fra å bruke den. I Canada blir de viktigste faunapassasjene forbeholdt faunaen. (Foto: B. Luell)

5

5.1.2 Tiltakstyper

Faunapassasjer kan utformes spesielt for dyr, og kan være stengt for menneskelig ferdsel. Men eksisterende bruer og kulverter bygget for menneskelige formål kan også tilpasses slik at de kan brukes av dyr, og på den måten være med på å redusere barriereeffekten. Likeledes kan faunapassasjer konstruert for dyr også i flere tilfeller benyttes til friluftslivsformål (turstier) eller landbruksdrift. Skal faunapassasjene fungere etter intensjonene, må imidlertid den menneskelige aktiviteten ikke bli så stor at dyr ikke vil bruke passasjene. Kap. 5.4 tar for seg muligheter og problemer knyttet til sambruk av faunapassasjer.

5.1.3 Faunapassasjer

Faunapassasjene er små elementer i den store sammenhengen, men er viktige fordi de gjør det mulig for dyrene å bevege seg på tvers av menneskeskapte barrierer. Men faunapassasjene må aldri betraktes isolert fra omgivelsene. Det legges stor vekt på at faunapassasjene skal bidra til å bevare den regionale grøntstrukturen, og de skal utgjøre en naturlig del av forbindelsen mellom populasjoner eller funksjonsområder. Man må derfor vurdere all arealbruk i området og ikke bare vegkorridoren.

Etablering av faunapassasjer bør vurderes der en eller flere av følgende forhold berøres:

- En veg berører leveområder for arter som er spesielt sårbare overfor barrierer eller trafikkdød.
- En veg krysser viktig, regional grøntstruktur.
- En veg krysser viktige vilttrekk.

Faunapassasje

Begrepet faunapassasje kommer fra engelsk "fauna passage" og kan oversettes direkte til "dyrekryssning". Det dekker over- og underganger i alle størrelser, samt kryssning i plan (sluser). Faunapassasjer kan bygges for alle dyrearter.

- En veg skjærer gjennom et område med verdifulle habitater, dyresamfunn eller arter.
- Veggen er inngjerdet over lengre strekninger.
- Andre og billigere tiltak vil ikke ha tilstrekkelig god effekt

5.1.4 Valg av tiltak

Gode faunapassasjer gir dyr mulighet for planskilt kryssing av veggen. Når trasé og utforming av veggen er bestemt er dette de viktigste tiltakene for å redusere barriereeffekten og habitatfragmenteringen.

Vurderinger ved valg av passasjetyper

Ved valg av type og utforming av faunapassasjer må man ta hensyn til:

- Artene man tilrettelegger for.
- Landskap og topografi.
- De berørte leveområder og funksjonsområder.
- Vegbredde.
- Hvor viktig en faunapassasje vurderes å være.
- Trafikkmengde og fartsgrenser.

Hvor viktige habitatene er, må også vurderes ut fra et lokalt, regionalt, nasjonalt og globalt perspektiv. Dreier det seg f.eks. om internasjonalt viktige habitater (f.eks. Ramsarområder) bør det legges større vekt på avbøtende tiltak enn man ville ha gjort hvis det dreide seg om mer lokalt viktige områder.

Overganger kontra underganger

Det finnes få faglige holdepunkter for hvilke arter som foretrekker overganger og hvilke som foretrekker underganger. Som regel vil store hjortedyr foretrekke overganger, noe som kan skyldes at de føler seg mindre trygge i kulverter hvor de ikke har den samme oversikten og muligheten til å oppdage rovdyr. Større underganger, som f.eks. der veggen er lagt på bru, vil som regel også fungere ypperlig for hjortevilt. Dyr som lever mer i skjul som rev, mårdyr og



Figur 5-2: Når veien ligger lavt i forhold til sideterrenget, kan det være gunstig å bygge en overgang. Her fra E6 i Østfold. (Foto: B. Luell)

gnagere vil i større grad kunne bruke de mindre undergangene.

Landlevende (terrestre) dyr følger ofte formasjoner i terrenget, og det viktigste forholdet for valg av over- eller undergang vil derfor nesten alltid være topografien. Går veien over en ravedal er det naturlig å velge og legge veien på en bru slik at dyrene kan passere under. Ligger veien lavere enn sideterrenget, vil en overgang være naturlig. De mest effektive faunapassasjene vil være de som er laget slik at de økologiske forholdene på begge sider av veien blir knyttet sammen på en mest mulig naturlig måte. Da vil som regel også vegetasjon, trekkruiter og vandringsmønstre bli tatt vare på.

Faunaoverganger har den fordelen at det er lettere å legge til rette for ulike mikrohabitater fordi vegetasjonen vokser bedre der enn i underganger. De vil derfor kunne brukes av flere arter. På den andre siden er forholdene på overganger ofte tørre, og underganger vil derfor være bedre egnet for dyr som krever våte eller fuktige omgivelser. Valget avhenger dermed også av hvilke type habitater det skal skapes forbindelse mellom.

I områder med mye snø kan underganger fungere dårlig om vinteren fordi inngangene fylles med snø.

Tabell 5-1 viser en oversikt over de forskjellige norske dyreartene og dyregruppene, og hvilke typer faunapassasjer som kan være mest aktuelle for disse.

5.1.5 Faunapassasjene må tilpasses artene

Dyrenes krav til sitt livsmiljø varierer enormt, og de forskjellige artene er i ulik grad følsomme for barrierer og fragmentering. Ulv, jerv, gaupe og bjørn kan bevege seg over flere mil i løpet av et døgn, og deres leveområder kan spenne over flere kvadratkilometer. Små dyr som biller og snegler oppholder seg kanskje på noen få titalls kvadratmeter hele livet.

Visse generelle retningslinjer kan settes opp angående hvilke dyrearter som er spesielt sårbare ovenfor fragmentering, og som man derfor må ha spesielt i tankene ved etablering av ny veg og vurdering av avbøtende tiltak:

- Arter som har dårlig spredningsevne.
- Arter som har store leveområder.
- Arter som forekommer i lav tetthet.
- Arter som har lav reproduksjonsrate.
- Arter som er avhengig av flere biotopyper.
- Arter som krever at biotopen har en spesiell struktur.
- Arter som unngår åpne områder uten muligheter for skjul.

Alle arter som er naturlig utbredt i området må vurderes i tilknytning til etablering av faunapassasjer. Det skal ikke tilrettelegges for arter som er fremmede i området, siden de ikke er en del av det naturlige økosystemet. I praksis vil dette bety at man prioriterer de artene som blir mest negativt berørt av

vegen, og som er viktige lokalt, regionalt og nasjonalt. Å klargjøre hvilke arter dette gjelder er et viktig trinn i planleggingsprosessen (se Kap. 3.2).

Selv om enkelte arter er viktigere enn andre når man skal avgjøre om og hvor det er nødvendig å plassere faunapassasjer, bør man ved utformingen av dem ikke bare ta hensyn til kun én enkelt art. En fauna-overgang som f.eks. er anlagt for å ta vare på en vandringsrute for rådyr, bør også være egnet for andre dyr som oppholder seg i de samme habitatene.

Erfaringer har vist at noen passasjetyper er mer egnet for bestemte arter enn andre. I Tabell 5-1 gis en oversikt over norske dyrearter og -grupper og hvilke typer faunapassasjer disse synes å foretrekke. I tillegg til at det er viktig å velge riktig type passasje, vil detaljer i utformingen og tilpasning til lokale og landskapsmessige forhold påvirke dyrenes bruk av passasjen. Jerv er ikke tatt med i tabellen, da det

ikke finnes materiale som viser at denne arten bruker faunapassasjer. Det kan henge sammen med at jerven i liten grad kommer i nærkontakt med større vegeer. Den forventes imidlertid å ha samme krav som andre større rovdyr (ulv og gaupe), men den kan trolig også benytte seg av litt mindre kulverter. Mink er en innført art i Norge og er derfor ikke tatt med. Flygende dyr (fugl, flaggermus og insekter) er heller ikke tatt med i tabellen. Men flere flygende arter, både fugl og sommerfugl, kan ha problemer med å krysse åpne flater, og vil ha god hjelp av en faunapassasje for å krysse en veg.

5.1.6 Plassering av faunapassasjer

Passasjetetthet

Det er vanskelig å si noe eksakt om hvor mange krysningspunkter som er nødvendig eller tilstrekke-

Tabell 5-1: Oversikt over anbefalte faunapassasjerer for et utvalg av arter eller artsgrupper.

• = Optimal løsning. ◦ = Blir brukt i en viss grad. - = Uegnet.

	Fauna- overganger (5.2.1)	Modifiserte overganger (5.2.2)	Unerganger under vegbruer (5.3.1)	Unerganger for store og mellomstore dyr (5.3.2)	Kulverter for mindre dyr (5.3.3)	Fiskepassasjer gjennom kulverter og rør (5.3.4)	Amfibie- kulverter (5.3.5)
Elg, hjort	•	-	•	◦	-	-	-
Rådyr	•	◦	•	•	-	-	-
Bjørn	•	◦	•	◦	-	-	-
Gaupe	•	◦	•	•	-	-	-
Ulv	•	•	•	•	-	-	-
Rev	•	•	•	•	•	-	-
Grevling	•	•	•	•	•	-	-
Oter	◦	◦	•	•	•	◦	-
Mår, ilder	•	•	•	•	•	-	-
Snømus, røyskatt	•	•	•	•	•	-	-
Piggsvin	•	•	•	•	◦	-	-
Spissmus	•	•	•	•	•	-	◦
Hare	•	◦	•	•	-	-	-
Ekorn	•	•	•	•	-	-	-
Smågnagere	•	•	•	•	•	◦	◦
Bever	-	-	•	◦	-	◦	-
Fisk	-	-	•	-	-	•	-
Amfibier	◦	◦	•	•	◦	-	•
Krypdyr	•	•	•	◦	-/◦	-	◦
Virvelløse dyr							
Arter i tørre områder	•	•	•	◦	◦	-	-
Arter i fuktige områder	◦	◦	•	◦	◦	-	◦

lig for å tilfredsstille dyrenes behov for å krysse en veg. Tettheten av krysningspunkter avhenger av vegen, trafikkmengden, hvilke arter som har behov for å kunne krysse vegen, og fordelingen av habitattyper i området. I noen tilfeller kan det være hensiktsmessig med én eller noen få brede passasjer, men i andre tilfeller kan det være behov for flere og ulike typer passasjer. Et argument for å bygge flere passasjer er at man "sprer risikoen" i tilfelle enkelte punkter ikke blir brukt slik man hadde tenkt. For store dyr som elg er det en forutsetning at faunapassasjen er dimensjonert stor nok til at dyrene kan passere problemfritt. Da vil én stor faunapassasje være bedre enn flere små.

Det er spesielt viktig å vurdere behovet for faunapassasjer på et regionalt nivå. Det er som regel forholdsvis korte vegparseller som bygges ut, og behovet for avbøtende tiltak blir ofte bare vurdert innenfor parsellen. Men flere arter har lange vandringar og store leveområder, og det er derfor viktig å se på



Figur 5-3: 3-felts motorveg B31n i Syd-Tyskland deler opp et område langs en større innsjø. Det er etablert flere faunapassasjer for å unngå at habitater blir isolert. Her er det brukt en kombinasjon av brede faunaoverganger og smalere overganger kombinert med landbruksoverganger. (Foto: V. Keller)

hvilken barriereeffekt vegen vil kunne ha i en større sammenheng. Ved fastsettelse av antall passasjer må man ta alle muligheter for å krysse vegen med i betraktning, også de som finnes der en veg er lagt i tunnel eller på bru.

Generelt er behovet for krysningspunkter større i skogsområder, våtmarker eller områder med tradisjonelt jordbruk, enn i tettbygde strøk eller områder med ensartet, intensivt jordbruk. I områder der det er mange kunstige barrierer grunnet infrastruktur eller andre inngrep, vil faunapassasjer kunne være nødvendige i de gjenværende åpne habitatkorridorane dersom det bygges veger som danner nye barrierer.

Plassering

Plassering av faunapassasjene må bestemmes på grunnlag av lokal kunnskap om trekkruiter og kjennskap til artenes biologi og økologi. Der det finnes klart definerte vilttrekk, må passasjer legges i eller i nærheten av trekkene. Ofte kan topografien og landskapets struktur være til hjelp for å finne vandringsruiter, bl a dalbunner, elveleier, åsrygger og sammenhengende skogsområder.

God forbindelse mellom faunapassasjen og naturområdene på begge sider av vegen er avgjørende for om den skal fungere. Hvis formålet med en passasje er å knytte sammen bestemte habitattyper, må passasjen legges slik at den danner en naturlig forbindelse til habitatene på begge sider av vegen. Dersom en art er nødt til å krysse uegnete habitater for å komme fram til faunapassasjen vil tiltaket bli brukt i mindre grad. I områder med annen infrastruktur må det tilstrebes at faunapassasjene bidrar til å opprettholde en gjennomgående regional grøntstruktur. Ved plassering av passasjen må man også ta hensyn til andre barrierer som finnes i området og sikre at det i fremtiden også vil være atkomst til passasjen. Det er viktig at arealene rundt faunapassasjen ikke bygges ned av industri, boliger og andre veger, og de bør heller ikke snauhogges.

Under ellers like forhold vil de fleste dyr foretrekke den faunapassasjen hvor det er kortest avstand mellom skjulmuligheter. Som regel er dette busker eller trevegetasjon. Det betyr at det bør etableres eller bevares vegetasjon som kan tjene som skjul så nær faunapassasjen som mulig. Det bør også etableres skjulvegetasjon oppe på overgangene. Dyrs behov for skjul er større i unaturlige omgivelser.

Boks 5-1: E4 ved Høga Kusten, Sverige

En ny strekning av E4 forbi Høga Kusten godt oppe på den svenske østkysten ble tatt i bruk i 1997, og skjærer gjennom kjente vandringsstrek for elg. Dyrene vandrer flere kilometer mellom sommerbeitet i innlandet og vinterbeitet ved kysten. For å motvirke barriereeffekten og forbedre trafikksikkerheten er det etablert to faunaunderganger og flere landbruksunderganger ble tilpasset. Elgbestanden ble fulgt i 3 år etter at veggen ble åpnet. Studiene viser at tiltakene ikke har vært tilstrekkelig effektive til å motvirke barriereeffekten, og at elg på vandring samlet seg vest for E4. Opp mot dobbelt så mange dyr ble registrert i området vest for E4 som på østsiden. Det resulterte i at beiteskadene på felt med ungfuru vest for E4 økte fra 5 % til 40 %. Undergangene ble kun brukt sporadisk av elg (ca 1,5 spor pr mnd) og ingen sesongvandring kunne observeres. Snøsporing viste at mange elger nølte med å bruke undergangene og i stedet foretrakk å passere veggen over gjerdet. Dette eksempelet viser at plassering og utforming av faunapassasjer for elg på vandring er meget viktig.

Finske undersøkelser av over- og underganger for elg viser også at det er viktig at man vurderer plasseringen faunapassasjer ut fra økologiske kriterier, og at dimensjonering av tiltak og bruk av vegetasjon spiller inn på bruken.

Kilder: Seiler, A., Cederlund, G., Jernelid, H., Grångstedt, P. (2003) og Väre, S., Huhta, M. (2003).



Figur 5-4: Elementer av korrugert stål ble brukt i denne 40 meter brede overgangen i Sveits. Overgangen ble anlagt i forbindelse med utvidelse av veggen fra to til fire felt. Løsningen gjør det mulig å ha to felt åpne for trafikk i anleggsperioden. (Foto: O. Holzgang)



Figur 5-5: Dette bildet viser den samme overgangen som på Figur 5-4 ferdig bygget. (Foto: V. Hlavác)

5.1.7 Tiltak på eksisterende vegnett

De fleste av de tiltakene som er beskrevet for bygging av nye veger egner seg også for eksisterende veger, med større eller mindre tilpasninger.

Tiltak for å redusere barriereeffekten på eksisterende veger:

- Nye faunapassasjer kan lages både over og under eksisterende veg. Dette vil kunne være gode, men ofte kostbare, løsninger.
- Eksisterende anlegg som primært er utformet for andre formål (f eks kulverter for bekker, eller over- og underganger for skogbruks- eller fri-luftslivsformål), kan tilpasses til bruk for dyr.

Dette er ofte ikke noen optimal løsning, men er stort sett billigere enn nyanlegg.

- Siktrydding kan ofte være tilstrekkelig for å ivareta trafikksikkerheten på lavtrafikkerte veger, og viltgjerdet kan dermed unngås (se Kap. 6.7). Se også Kap. 4.



Figur 5-6: Faunaovergang på E6 i Ski kommune under bygging våren 2004. (Foto: B. Iuell)



Figur 5-7: Denne overgangen i Banff nasjonalpark i Canada ble bygd med prefabriserte elementer ved utvidelse fra 2-felts til 4-felts motorveg. (Foto: B. Iuell)

5.1.8 Drift og vedlikehold

Alle faunapassasjer må driftes og vedlikeholdes for å sikre at de fungerer etter hensikten. Drift og vedlikehold må man ta hensyn til allerede under planleggingsperioden. Rutiner for drift og vedlikehold av veganlegg må også tilpasses hensynet til dyrelivet, f.eks siktrydding og stell av vegetasjonen langs vegen.

Dette innebærer at man definerer rutiner for drift og vedlikehold med klare ansvarsforhold. I de fleste tilfeller vil dette bli utført av dem som er ansvarlige for generell drift og vedlikehold, men i visse tilfeller kan det være et alternativ å kjøpe disse tjenestene av naturvernorganisasjoner, grunneiere, skogeierfor-

eninger eller andre. Spesielle sider ved drift og vedlikehold er behandlet nærmere i avsnittene som beskriver de forskjellige tiltakene.

Et program for overvåking og evaluering av faunapassasjene bør planlegges parallelt med planleggingen av selve tiltakene. Forskjellige metoder for overvåking er beskrevet i Kap. 7.

5.2 Overganger

En faunaovergang er en konstruksjon som er laget slik at dyr skal kunne krysse vegen via planskilte krysninger, altså en faunapassasje over en veg. Begrepet "viltovergang" brukes også ofte, men begrepet "vilt" omfatter strengt tatt bare landlevende virveldyr. Begrepet "økodukt" benyttes også om faunaoverganger: Det henspiller på at prinsippet er at anlegget er bygget for å føre økosystemet over vegen, på samme måte som viadukt og aquadukt er konstruksjoner som bærer hhv veg og vann over et lavereliggende område.

Selv om en faunaovergang er laget primært for å lede vilt over vegen, vil også andre dyregrupper kunne benytte den. Overganger har vist seg også å være gode føringslinjer for fugl, flaggermus og sommerfugl. Disse vil i mange tilfeller være tilbakeholdne med å krysse åpne flater, og velger derfor heller å krysse rett over en faunapassasje.

Faunaoverganger kan utformes på forskjellige måter, f eks ved å bygge en egen bru over vegen eller å legge vegen i en tunnelkonstruksjon bygget som betongkulvert eller i korrugert stål, som dekkes med masser. Der det er mulig ut fra topografien kan det legges til rette for gode faunaoverganger ved å legge vegen i fjelltunnel. Det naturlige habitat bevarer da som regel intakt over tunnelen, selv om vann og våtmark over tunneltaket kan tørke ut dersom tettingen av tunnelen er for dårlig.

5.2.1 Nye faunaoverganger

Generell beskrivelse og mål

Faunaoverganger blir som regel laget over veger med flere felt og/eller stor trafikk og høy hastighet. Dette er kostbare, men effektive tiltak for å begrense barriereeffekten for de fleste grupper landlevende dyr.

Utforming av faunaoverganger når det gjelder bredde, konstruksjon og vegetasjon varierer med hvilke arter som skal bruke overgangen. Som regel anlegges og utformes slike overganger for hjortedyr, men de vil i de fleste tilfeller også fungere godt for mindre dyr. Overganger utformet for mindre dyr vil imidlertid bare sjelden bli benyttet av større dyr. For store dyr er bredden og plasseringen viktigere enn

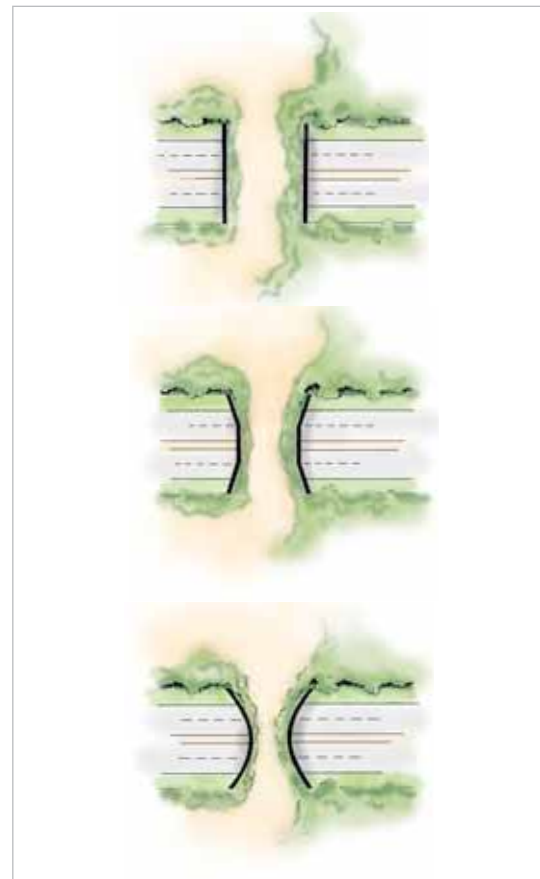
detaljer ved utforming og underlag. Mindre dyr er imidlertid avhengig av at det finnes en bred nok korridor på overgangen som er tilpasset deres behov. Smågnagere vil f eks foretrekke en stripe med høytvoksende gress, eller en rekke med greiner eller røtter som kan tjene som skjul.

Overganger bør ikke ensidig være tilrettelagt for én art. De bør ta sikte på å forbinde habitater som gir alle dyr i området mulighet til å krysse vegen. Det krever at det finnes tilstrekkelig vegetasjon på begge sider av vegen og på overgangen.

Plassering av overganger

Flere forhold spiller inn når plassering av en overgang skal bestemmes. Det viktigste er å kjenne kravene til de artene en ønsker skal benytte overgangen slik at den blir en naturlig trekkveg.

Forhold som er viktige for å finne den beste plassering av en faunaovergang:



Figur 5-8: Habitattyper som brukes av forskjellige arter knyttes sammen med en tilpasset faunaovergang. Overgangene kan ha ulike utforminger.

- For hjortevilt og andre dyr med godt definerte trekkruiter må overgangen ligge i eller i nærheten av disse trekkene.
- Områder med stor menneskelig aktivitet som kan forstyrre dyrene må unngås.
- Andre etablerte krysningsmuligheter for dyr i området må vurderes.
- Det må være tilstrekkelig med skogsområder inn mot overgangen fra begge sider av vegen.
- En må også se helheten i landskapet, eksempelvis bør en overgang ikke legges på en bakketopp.
- Områder som er aktuelle for framtidig utbygging må unngås.

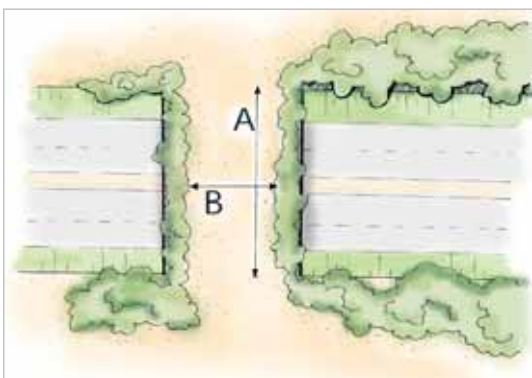
Krav og dimensjoner

Bredden og lengden på en faunapassasje er i denne håndboka definert ut i fra perspektivet til brukerne av overgangen, mao dyrene (se Figur 5-9). Bredden er definert som minsteavstanden mellom voller, gjerder eller skjermer på overgangen, altså bredden på det areal som er tilgjengelig for dyrenes forflytning. Lengden er den avstanden dyrene er nødt til å passere fra den ene siden av vegen til den andre, som regel avgrenset av selve anlegget. En faunaovergangs lengde er dermed som regel avhengig av bredden på vegen. Det er viktig å påse at det er enighet om begrepsbruken når dimensjoner diskuteres i planfasen.

Vegetasjon på faunaovergangen

Det stilles flere krav til vegetasjonsdekket på en overgang for at den skal fungere etter intensjonene:

- Vegetasjonen på overgangen skal være mest



Figur 5-9: Lengde (A) og bredde (B) på en faunaovergang. Bredden er definert som minsteavstanden mellom voller, gjerder eller skjermer på overgangen, altså det areal som er tilgjengelig for dyrenes forflytning. Lengden er den avstanden dyrene er nødt til å passere fra den ene siden av vegen til den andre, som regel avgrenset til bredden på selve veginnlegget.

Krav til bredden på en overgang

- Generelt sett har store dyr behov for bredere overganger enn små dyr. På den annen side er små dyr (f eks smågnagere og reptiler) som regel mer avhengig av at det finnes egnet habitat eller skjul på overgangen.
- Anbefalt bredde for hjortevilt er 40–50 m.
- Bredden kan reduseres til 20 m som minimum hvis hensikten kun er å ha en forflytningskorridor for arter som ikke er spesielt sårbare eller der topografien har en kanalisierende virkning som fører dyrene direkte til krysningsstedet.
- En bredde på under 20 m frarådes. Erfaringer viser at enkeltindivider som har sitt leveområde omkring passasjen vil kunne bruke smalere overganger, men bruksfrekvensen er som regel lavere enn på bredere overganger.
- Forholdet mellom bredde og lengde bør være $> 0,8$. Bredden på overgangen er avhengig av overgangens lengde. Ved optimale forhold skal ikke dyrene merke at de beveger seg på en menneskeskapt konstruksjon. En lang og smal overgang vil virke fremmed og lite tiltrekende på dyr. En faunaovergang over en seksfelts motorveg må derfor være bredere enn over en tofeltsveg. Er lengden 50 meter, bør overgangen være minst 40 meter bred.

mulig lik den vegetasjonen som finnes i sideterrenget.

- Et unntak fra dette kan være hekker som skjermer overgangen mot vegbanen. Da kan fremmede arter benyttes dersom det ikke finnes stedegne arter som egner seg, f eks på grunn av for tørre forhold.
- Avstanden mellom plantene bør også i størst mulig grad tilpasses plantetettheten i sideterrenget.
- Det er som regel unødvendig å så gress eller urter. Stedegne arter vil raskt etablere seg på egen hånd, særlig hvis man tar vare på toppdekket og påfører det i et tynt lag (jf. Boks 3-2, s xx). Alternativt kan man så gress for å hindre erosjon, og la stedegne plantearter ta over etter hvert.
- Tett vegetasjonsdekke (hekker/busker) på overgangen kan tjene som føringslinje for dyrene, og kan skjerme mot lys og støy fra vegen. Spesielt viktig for større pattedyrarter.
- For små virveldyr og virvelløse dyr kan det være nødvendig å spesialtilpasse habitatet på overgangen for at de skal benytte den, f eks med å etablere et egnet markdekket eller å legge

ut en langsgående rekke med greiner eller røtter som kan tjene som skjul.

- Plantearter som er foretrukket som føde kan anvendes for å trekke planteetere til overgangen. På selve overgangen bør andre planter benyttes fordi planter som beites har vanskelig for å vokse opp og danne en skjerm.

Dekke på overgangen

Et jordlag på toppen av en overgang er en forutsetning for at det skal etableres et vegetasjonsdekke. Topplaget må ha en tykkelse og tekstur som gjør at det holder på fuktighet.

Anbefalt minimumsdybde på jordlaget varierer i forhold til hva som skal plantes:

- Gress/urter: 0,3 m
- Busker/kratt: 0,6 m
- Trær: 1,0 m

Mer om informasjon om bruk av jord og gress finnes i Statens vegvesens HB 018 Vegbygging, Kap. 74 Grøntarealer og skråninger.



Figur 5-10: I perioden rett etter etablering vil det være lite naturlig vegetasjon på en faunaovergang. Ved riktig beplantning og rikelig med markdekke vil det etter hvert vokse opp vegetasjon som kan tjene som både skjerming og før. Her fra faunaovergangen over rv 35 ved Gardermoen rett etter åpning (Foto: B. Luell) og 5 år etter (Foto: S. Guldseth)

Skjerming og gjerder

Gjerder er nødvendige for å hindre at dyr tar seg ut i vegbanen, og for å lede dyrene frem til faunapassasjer. Gjerdene må enten være sammenhengende over faunapassasjen, eller knyttes til andre stengsler på selve overgangen for å forhindre at dyr kommer ut i vegbanen fra overgangen. Konstruksjon og spesifikasjoner av viltgjerdar finnes mer detaljert i Kap. 6.3. I tillegg til gjerder på overgangen kan det være behov for en form for skjerming for å redusere forstyrrelser som lys eller støy fra veggen. Som skjerming på overganger som er bredere enn 50 meter kan jordvoller, steingjerder, trær eller busker brukes. På overganger smalere enn 50 meter vil slike tiltak i for stor grad redusere den effektive bredden, og da kan plankegjerdar benyttes. Svært smale overganger bør ikke skjermes, da de vil bli for trange og lite tiltrekende for dyr, men viltgjerdar er nødvendig også her.



Figur 5-11: Denne viltovergangen i Nederland har en avskjerming av tre. Avskjermingen må stå så nær ytterkanten som mulig slik at man oppnår maksimal bredde for dyrene. (Foto: H. Cormont)

5

Boks 5-2: Elgens bruk av faunaovergangen ved Grytingen i Bohuslän, E6 Sverige.

I mai 2002 ble Sveriges første faunaovergang innviet på E6 ved Grytingen nord for Udevalla, spesielt med tanke på elgen i området. Man har siden den gang studert elgens bevegelser i området og bruken av overgangen. Studiet viser at de fleste individene velger å etablere sine leveområder slik at de avgrenses mot den trafikkerte motorvegen, eller mot viltgjerdene på øvrige vegger. Av fire elg som har hatt sine leveområder i tilknytning til faunaovergangen har to av dem oppholdt seg i overgangens umiddelbare nærhet uten å passere over den.

Antallet passeringer er høyest om sommeren, når flest dyr er i bevegelse. Kalvene skilles da bort fra kuene og vandrer rundt på egenhånd. I løpet av 2002 ble overgangen brukt av atskillig færre elg enn øvrige år. Det antas at årsaken var menneskelig aktivitet i områder som følge av etablering av et steinknuseri i nærhet av overgangen, noe som førte til støy og økt motorisert trafikk over overgangen. Dette viser at det er ytterst viktig at nærområdet rundt en faunapassasje forblir så uforstyrret som mulig for at passasjen skal bli brukt som forutsatt.

Dyrene er generelt mest aktive og bruker overgangen mest om natten, når trafikkintensiteten på motorvegen under er lavest. De endrer også adferd i forhold til trafikkmengden; ved stor trafikk galopperer dyrene over, mens de ved lite trafikk går i rolig tempo. Det skyldes antagelig at dyrene blir skremt av lysene fra passerende biler og lyder fra trafikken. Dette viser at utforming av skjerming, eventuelt skjermende vegetasjon, er viktig. På denne overgangen er det plassert skjerming av halvgjennomsiktig hvitt glass som lyser opp når kjøretøy passerer under overgangen om natten. Åpninger i konstruksjonen slipper også gjennom lyd. Det er ikke etablert vegetasjon på denne overgangen.

Kilde: Olsson, M., Widén, P. (2003)



Figur 5-12: Faunaovergang, kombinert med lavtrafikkert grusveg, E6 Grytingen, Bohuslän, Sverige. (Begge foto: O. Eriksson)

- For å utnytte bredden av en faunapassasje maksimalt plasseres skjermingen i ytterkant av overgangen. Er det lagt opp støyvoller på overgangen bør viltgjerdet settes opp på innsiden av disse. Er overgangen smal kan de plasseres ytterst på vollene, eventuelt sammen med busker.
- Skjerming er viktigere på steder der det eneste lyset kommer fra vegen, enn på steder der det er andre lyskilder i nærheten.
- Bruk av skjerming må ses i sammenheng med støyskjerming og gjerder langs vegen.
- Jordvoller langs ytterkant av overgangen, som strekker seg langs vegen gir god avskjerming. De er spesielt velegnede til brede overganger.
- Høyden på skjermingen må tilpasses de dyr som overgangen er bygget for.

Konstruksjon/utforming

Det finnes mange ulike måter å bygge en fauna-overgang på. Hvilken type man velger avhenger stort sett av topografi, grunnforhold, kostnader, estetikk og tradisjoner for formgivning. Eksemplene i det følgende er valgt for å gi noen ideer. Hensikten er ikke å beskrive alle tekniske detaljer, men å sette søkelyset på visse trekk som er av betydning for å sikre at tiltakene er effektive.

- Ved å legge vegen lavere enn sideterrenget ved et krysningspunkt er det mulig å bygge en overgang på nivå med landskapet rundt. Dette er ofte en god løsning for dyrelivet.
- Hvis overgangen ligger på et nivå som er høyere enn det omkringliggende landskapet, bør



Figur 5-13: Overgang fra Terlet i Nederland. Det er en rett betongstruktur på søyler. Vegen er senket slik at overgangen krysser i nivå med det omkringliggende landskap. (Foto: V. Keller)



Figur 5-14: Faunapassasje øst for Wien. (Foto: H. Bekker)



Figur 5-16: Overgang i Tsjekkia lagd av prefabrickerte betongelementer (Foto: H. Bekker)



Figur 5-15: Hillestad viltovergang på rv 32 i Vestfold (Foto: O. Lervik)



Figur 5-17: Faunaovergang i Ungarn. Fordi vegen ikke ligger spesielt tungt i terrenget, har det vært nødvendig med betydelige markarbeider for å slake ut skråningene opp mot overgangen. Gjerdene leder dyrene mot overgangen. (Foto: P. Farkas)

- rampene opp mot overgangen ikke være for bratte og være godt tilpasset til landskapet. Så langt finnes det lite erfaring med hvor stor stigning de forskjellige artene tolererer. I Ungarn er det bygd overganger i et flatt landskap med stigning på 16 %, og disse brukes bl a av rådyr og villsvin. I kupert terreng vil det kunne aksepteres større stigning enn i flate områder, fordi dyrene antas å være tilpasset terrenget.
- Overgangen må formes slik at den på best mulig måte glir inn i det omkringliggende landskapet.

Andre forhold som må vies spesiell oppmerksomhet

- Overganger skal kunne brukes i lang tid. Byggverkene bør dimensjoneres for en levetid på 100 år.
- Grøntstrukturen som overgangen er en del av må sikres. Man må sørge for at det ikke skjer ny utbygging (boligbygging, lokale veier, industriområder) som ødelegger det opprinnelige formålet med overgangen. Dette er i første rekke et kommunalt ansvar, men bør også følges opp av utbygger slik at ikke kostbare tiltak mister sin tiltenkte funksjon på grunn av endret arealbruk i nærområdene.

- Skal en overgang brukes av kjøretøyer eller turgjengere, må dette planlegges nøye. Punkter som krever særlig oppmerksomhet når det gjelder felles bruk av overganger fremgår av Kap. 5.4.
- Skjul ved overgangen kan være av betydning for en lang rekke arter. Særlig der det tar tid å etablere vegetasjon vil trestubber, kvisthauger eller steinsettinger kunne gi skjul.
- Parallele veier, f eks skogsbilveger, vil kunne avskjære atkomsten til overgangen. Disse vegene må tilpasses slik at de ikke reduserer dyrenes atkomst til overgangen.

Drift og vedlikehold

Det er viktig at faunapassasjer driftes og vedlikeholdes, og følges opp slik at de fungerer etter intensjonene. Måten drift og vedlikehold gjennomføres på kan ha stor betydning for bruken av faunapassasjen.

- De som skal være ansvarlige for drift og vedlikehold må få tilstrekkelig veiledning. De må få kjennskap til formålet med faunaovergangen og det må utarbeides egne rutiner.
- Drifts- og vedlikeholdsplan for de første 2-3 år bør utarbeides i utbyggingsfasen. Deretter bør det lages en revidert drifts- og vedlikeholdsplan på grunnlag av erfaringer fra de første årene.



Figur 5-18: Faunaovergang på rv 35, Preståsen, Nannestad. (Foto: B. Iuell)

- Det er viktig å foreta regelmessig inspeksjon av byggverket, gjerder, tettings- og drenerings-system. Dette bør være et ledd i de rutinemessige inspeksjoner.
- Vegetasjon bør opprettholdes i samsvar med de opprinnelige målene for overgangen.
- Man må være særlig oppmerksom på eventuelt hensetting av landbruksredskaper og annen aktivitet som vil kunne hindre at faunapassasjen fungerer.

5.2.2 Tilrettelegging for dyr på eksisterende overganger

Generell beskrivelse og mål

Det finnes mange bruer på vegnettet som er anlagt for å føre lokalveger, stier, skogs- eller jordbruksveger over andre, større veger. De har som regel et dekke av grus, gitterrister, tre, betong, asfalt eller oljegrus, og blir bare unntaksvis brukt av dyr. Med



Figur 5-19: Bru for friluftsmål over E6 ved grensa mellom Ski og Oslo. Brua er lang og smal, og er uegnet som faunapassasje. (Foto: V. Meland)



Figur 5-20: Vegetasjonsstripe langs en skogsbilveg kan gjøre brua egnet for passering av dyr. Bru over motorveg nær Oberderdingen i Tyskland. (Foto: B. Georgii)

forholdsvis enkle tiltak kan mange av disse bruene gjøres om til mulige passeringsteder for dyr.

Å legge en jordstripe på langs over en betongbru som går over en sterkt trafikkert veg, vil kunne føre til at flere arter vil passere over brua, se Figur 5-20. Slike striper brukes av virvelløse dyr, mindre pattedyr og også av hjortedyr om stripa blir bred nok. Et slikt tiltak er forholdsvis rimelig. Det utgjør ikke et alternativ til spesialbygde faunapassasjer, men er et tilleggstiltak for å redusere barriereeffekten av et veganlegg. Brua må selvsagt tåle den ekstra vekten som jord og vegetasjon vil medføre.

Forhold man må være spesielt oppmerksom på:

- Det må være en forutsetning at tilpasning av bruer ved å anlegge vegetasjonsstriper kun er aktuelt dersom det er lite trafikk på brua.
- På en bru som er definert som en faunaovergang og med liten biltrafikk bør ikke vegen ha fast dekke.
- Dyrenes adgang til overgangen må ikke hindres av veger og gjerder ved inngangen til overgangen.
- Bredden på en vegetasjonsstripe må være minimum 1 meter bred.
- Et dekke av jord trenger ikke å være tykt, 30 cm kan være tilstrekkelig.
- I de fleste tilfeller er det ikke behov for å så gress/urter. Et vegetasjonsdekke vil raskt etablere seg naturlig, men uttørring kan skje.
- Er overgangen beregnet for sesongmessige trekk, bør man vurdere å stenge passasjen for menneskelig ferdsel i trekkperioden.

5.3 Underganger

Faunaunderganger omfatter alle passasjer som kan benyttes av dyr under en veg. Grovt sett kan disse deles i to; underganger under bruer og underganger gjennom kulverter eller rør.

Når en veg legges på bru, er dette som regel ikke gjort primært av hensyn til dyrelivet, men for å kryse elver og daler. Underganger under bruer er ofte svært verdifulle passeringsteder for dyr, fordi de i større grad enn kulvert bevarer eksisterende trekk-ruter, den naturlige vegetasjonen, eventuelle vassdrag og lokale klimatiske forhold som fuktighet, temperatur og lyseksposering. Bruer som faunaunderganger er beskrevet i Kap. 5.3.1.

Kulverter omfatter i denne sammenhengen alt fra mindre rør som skal føre vann under vegen, til store kulverter som er bygget for å føre andre veger, turstier, skogsbilveger eller vassdrag under vegen. I tillegg lages det egne kulverter som har til hensikt å fungere som rene faunapassasjer.

Vi skiller mellom kulverter til store og mellomstore dyr, dvs. pattedyr som elg, hjort og rådyr (Kap. 5.3.2), og kulverter for mindre dyr, dvs. pattedyr som rev, grevling, smånagere og spissmus, samt reptiler og virvelløse dyr (Kap. 5.3.3). Vannlevende dyr som fisk (Kap. 5.3.4) og amfibier (Kap. 5.3.5) krever spesielle hensyn. Ofte kan kulverter bygget for andre formål gjøres om til gode faunapassasjer med små og enkle tilpasninger.



Figur 5-21: E6 lagt på høy bru over Dalselva i Ski kommune sikrer hjortevilttrekk under brua. (Foto: Ø. Flåtten/Multiconsult AS)



Figur 5-22: Rv 23 Oslofjordforbindelsen, Frogn Akershus. (Foto: B. Iuell)

5.3.1 Underganger under vegruer

Generell beskrivelse og mål

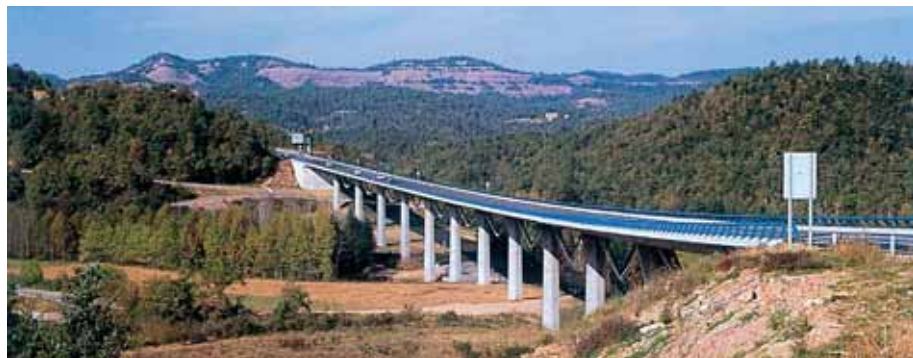
I kupert landskap er brukryssing av en dal en god løsning. Dalbunnen er en foretrukket trekkveg for mange arter, spesielt langs vann og vassdrag. I tilfeller der dalfører krysses av bruer er det derfor viktig å bevare forflytningskorridorene under brua, og ikke ødelegge grøntstrukturen.

Der hvor en veg krysser et vassdrag, et søkk eller et annet område som ligger lavere enn vegen, er en lav bru bedre enn en fylling. I tillegg til at alt fra store pattedyr til små virvelløse dyr vil kunne benytte denne muligheten til å krysse under vegen, har en rekke arter sitt leveområde langs mindre vass-

drag og bekker. Disse er som regel tilpasset de mikroklimatiske forholdene (temperatur, fuktighet) langs vassdraget. En fylling på tvers vil derfor både være en barriere og føre til oppstyking av habitater, i tillegg til at vannbalansen vil bli forstyrret. Å legge vegen på fylling kan være billigere, særlig der man har mulighet for å bruke overskuddsmasse fra andre deler av vegprosjektet. Den økonomiske gevinsten av dette må vurderes opp mot nytten av å bevare økosystemene og opprettholde trekkmuligheter for flere dyrearter.

Plassering av bruer

- Bruer er spesielt å anbefale der vegen skal krysse dalsøkk, vann, vassdrag, eller fjordarmer.
- Våtmarksområder bør i utgangspunktet ikke krysses av veganlegg, men om det ikke kan



Figur 5-23: Eksempler på vegruer som sikrer passering for ulike dyrearter. Øvre bilde er fra Tyskland der vegen i stedet for å bli lagt på fylling ble lagt på bru for å bevare sletta.

Det midtre bildet er fra Sveits og viser en bru som sikrer forbindelser mellom habitater. Her er vegen trukket ut i stedet for å bli lagt inn i åsiden. Det nederste bildet viser undergang under en bru i Spania. (Foto: DEGES, B. Luell og C. Rossel)

- unngås er bruer å foretrekke fremfor fyllinger.
- Bruer bør legges slik at de i minst mulig grad forstyrrer de økologiske systemene i dalen eller i og langs vassdraget. Vannløp under bruer bør bevares uten inngrep (elveleie og -bredder).

Utforming

- Ved bygging av bru bør vegetasjonen og landskapet under brua skånes så godt som mulig. Naturlig vegetasjon som ødelegges i anleggsperioden må reetableres.
- Når elver og bekker krysses er det viktig at kantvegetasjonen ved bekken bevares. Sonen med vegetasjon bør være minst 10 meter på hver side, se Figur 5-26 og 5-29.
- For at plantedekke skal få tilstrekkelig sollys under brua, bør brua ha en minimum høyde på 5 m, og i skogkleddede områder helst 10 m eller mer.

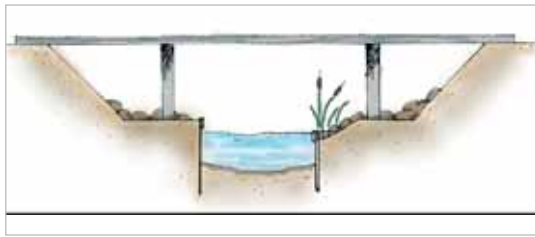


Figur 5-24: Vegbru over våtmark; A1 Sveits. Brua ble lagt på pæler, og anleggsvegen under ble fjernet da anlegget sto ferdig. (Foto: B. Iuell)



Figur 5-25: E6 er lagt på to bruer rett nord for Nebbenes i Eidsvoll kommune. Brua til venstre gjør det mulig for hjortevilt å passere under, selv om høyden er noe lav i vintre med mye snø. Deler av den andre bru er plassert så lavt over terrenget at store dyr bare unntaksvis passer under den. (Foto: V. Meland)

- Naturlige flomområder bør i sin helhet krysses med bru. Kravet om 5 meters høyde vil da i mange tilfeller måtte fravikes.
- Underganger under 4-felts veier kan bli lange og mørke, og dermed lite brukt av de dyrene de er bygget for. En åpning mellom kjørebanelene gir lys og øker attraktiviteten. (Se Figur 5-32.) Lysåpninger smalere enn 2 meter bør unngås, slik at lyden av passerende biler ikke kommer for brått på dyrene. Likeledes kan støy fra slag i bruelementene skremme dyrene.
- I åpent landskap kan det være nødvendig å støyskjærme brua slik at dyra ikke skremmes bort fra undergangen.
- For å sikre vanntilgang til vegetasjonen under brua, kan overflatevann fra bruarealet føres ned, dersom det har en tilstrekkelig kvalitet, dvs ved lav til middels trafikk.
- Mangel på vann og lys vil kunne hindre fremvekst av vegetasjon. I slike tilfeller bør bakken likevel dekkes med jord eller andre stedlige masser, og ikke med fremmede materialer som singel, stein eller asfalt.
- Rader av trestubber, kvisthauger eller steinhauger på langs i faunapassasjen kan gi skjul for små virveldyr og fungere som en forbindelse for disse mellom vegetasjonen på hver side av passasjen, se Figur 5-33.
- I brede underganger bør den menneskelige ferdselen kanaliseres, slik at noe av arealet blir reservert dyrene.



Figur 5-26: Prinsskisse som viser hvordan elvekantene kan bevares når ei bru legges over et vassdrag.



Figur 5-27: Om vegbruer bygges lange nok til at de naturlige elvebredder bevares, skaper det gode passeringmuligheter for mange arter under brua. Eksempel fra Tsjekkia. (Foto: J. Dufek)



Figur 5-28: Kryssing av elv kombinert med passasje for landlevende dyr, Banff, Canada. (Foto: B. Luell)



Figur 5-29: Der rv 23 Oslofjordforbindelsen tar av fra E6 ved Vassum over Årungsella er det tatt hensyn til å bevare både elva og kantvegetasjonen. (Foto: B. Luell)



Figur 5-30: På rv 35 i Lunner er det bygget flere underganger for villt. Her er det lagt til rette for både vann- og landlevende dyr. (Foto: B. Luell)



Figur 5-31: Smal kulvert med vann og tilrettelegging for passering av landlevende dyr. Kulverten er bygget med naturlig bunn. Moabäcken, Sverige. (Foto: M. Lindqvist)



Figur 5-32: I Banff National Park i Canada ble veggen lagt på to parallelle bruer bl a for å dele opp undergangen i to korte deler i stedet for en lang, og for å sikre lys og vegetasjonsdekke i deler av passasjen. (Foto: B. Luell)



Figur 5-33: Stubber lagt ut som skjul for mindre dyr under en vegbru i Nederland. (Foto: H. Bekker)



Figur 5-34: Her fungerer området under brua dårlig som faunapassasje siden det brukes som vedlager. Ved rutinemessig inspeksjon kan man sikre at slikt ikke skjer. (Foto: V. Meland)

Punkter man må være ekstra oppmerksom på

- Området under bruer må ikke tillates brukt til lagring av utstyr, materialer, landbruksmaskiner, landbruksprodukter, stenges med gjerder eller lignende. Ved å plassere store steinblokker eller andre hindringer under brua kan slikt misbruk begrenses.
- Det er meget viktig at det sikres forbindelse til det omkringliggende landskap. Tiltak i nærområdene som reduserer dyrenes tilgang til undergangen må ikke tillates.
- Grunnen under en bru som skal tjene som en viltundergang bør så langt det lar seg gjøre sikres for formålet, enten ved erverv, klausulering eller bestemmelser i reguleringsplan.

5.3.2 Underganger for store og mellomstore dyr

Generell beskrivelse og mål

Kulverter for store dyr er en god løsning der vegen er lagt på fylling. Hjortedyr (elg, hjort og rådyr) og store rovdyr (bjørn, ulv og gaupe) benytter slike underganger. Mindre pattedyr som rev og hare vil også kunne bruke kulverter bygget for hjortedyr. Kulverter med spennvidde på 2,5 meter eller mer betraktes som bruer, men omtales her som kulverter.

Plassering

- En kulvert bør ligge i de trekkruiter som tradisjonelt benyttes av de aktuelle artene. Hjorteviltkart og fallviltstatistikk kan benyttes som grunnlag for plassering.
- Der det ikke finnes gode indikasjoner på faste trekkruiter, kan det være gunstig å plassere kulverten der topografien kanalisere dyr mot passasjen.
- I relativt flate områder hvor kulverter ikke kan legges i naturlige trekkruiter, må det anlegges ledegjerder mot kulverten.
- Områder med stor grad av menneskelig aktivitet må unngås.

Dimensjoner

En kulverts dimensjoner er bestemt av høyde, bredde og lengde. I denne håndboka brukes disse dimensjonene sett med brukernes, dvs dyrenes, øyne, se Figur 5-28. Det er viktig å påse at det er enighet om begrepsbruken når dimensjoner diskuteres i planfasen.

Lengden på kulverten svarer stort sett til bredden på vegen som skal krysses. Bredden, og i noen grad høyden, på kulverten kan imidlertid tilpasses dyrenes behov. Som for overganger vil ikke dyrene bruke lange og trange underganger. Det har versert mange teorier som begrunnelse for minimumsdimensjonering av kulverter til bruk som faunapassasjer. Det meste av dette er samlet i det man kaller en åpenhetsindeks; dvs forholdet mellom høyden, bredden og lengden på kulverten. Prinsippet er at jo lenger en kulvert er jo større bør lysåpningen være.

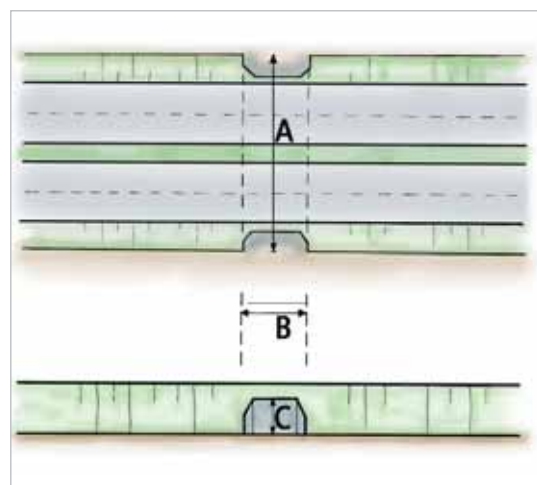
$$\text{Åpenhetsindeks} = \frac{\text{høyde (C)} \times \text{bredde (B)}}{\text{lengde (A)}}$$

For hjortevilt bør åpenhetsindeksen være $>1,5$. En kulvert med en lengde på 25 m og en høyde på 4 m bør derfor ha en bredde på minst 9 m. Man bør imidlertid aldri bruke indeksen som det eneste mål. En kulvert med en bredde på 57 m, en høyde på 2 m og en lengde på 60 m ville få den samme åpenhetsindeks, men en høyde på 2 m er ikke nok for store arter som hjort og elg. Man må derfor sette minsteverdier for høyde og bredde ut fra størrelsen på de aktuelle artene. For elg er anbefalt minste høyde 4-5 m. I områder med store snømengder må det i disse beregningene tas hensyn til at åpningene dekkes med snø. Høyden må derfor økes noe.

Erfaringer viser at pattedyr vil kunne lære å bruke kulverter som ligger innen deres leveområde. Uerfarne dyr, spesielt ungdyr i etableringsfasen eller dyr som bare bruker kulverter ved sesongbestemte vandringer, kan være mer følsomme overfor dimensjonering og plassering, men man har liten erfaring med dette. De undersøkelsene som er gjort dokumenterer at dyr med lokal tilhørighet i hvert fall bruker kulvertene. De anbefalte dimensjoner tar hensyn til denne usikkerheten.

Generelle anbefalinger for underganger for hjortevilt:

- Minimum bredde (B): 12-15 m
- Minimum høyde (C): 4 m
- Åpenhetsindeks $>1,5$



Figur 5-35: Prinsipp-skisse av en kulvert. A-lengde, B-bredde og C-høyde

Vegetasjon og dekke av jord

- Bunnen i en kulvert bør være naturlig, dvs. dekket med jord.
- På grunn av mangel på lys og vann vil det normalt ikke vokse vegetasjon inne i en kulvert, men dette bør tilstrebes der det er mulig.
- Det kan plantes vegetasjon rundt inngangene til kulverten både for å lede dyr i retning av kulverten, og for å skjerme mot forstyrrelse i form av lys og støy som kommer fra veien.

Punkter man må være særlig oppmerksom på

- Som en generell regel anbefales det at kulverter forbeholdes dyr og ikke kombineres med andre formål.
- Felles bruk av en kulvert til dyr og kjøretøyer eller turgåere er mulig der det er lite trafikk, men det bør settes av et eget areal forbeholdt



Figur 5-36: Landbrukskulvert under E6 i Ski kommune som pga liten bredde er dårlig tilpasset hjortevilt, selv om den ligger i et område med elgtrekk. Landbrukskulverter er som regel 3-4 meter brede. (Foto: V. Meland)



Figur 5-38: Ved å øke bredden på en landbrukskulvert vil den bli et egnet passeringsspunkt for dyr. (Foto: O. Eriksson)

dyr. Punkter man må være spesielt oppmerksom på når det gjelder kulverter til felles bruk, står oppført i Kap. 5.4. En kombinert bruk av kulverter vil kreve at bredden på kulverten økes.

- Kulverter må ikke brukes til lagring av utstyr eller materiell.
- Atkomsten til kulverten må være fri for hindringer.
- Utforming og drenering må sikre at det ikke samler seg vann i kulverten.
- Vegstrekninger der det er anlagt kulverter bør inngjerdes for å lede dyrene i retning av kulvertene og for å hindre at de tar seg ut på veien.

Drift og vedlikehold

- Ansvaret for drift og vedlikehold klargjøres i planleggingsfasen.
- Det må utarbeides gode drifts- og vedlikeholdsplaner der formålet med kulverten også er beskrevet.

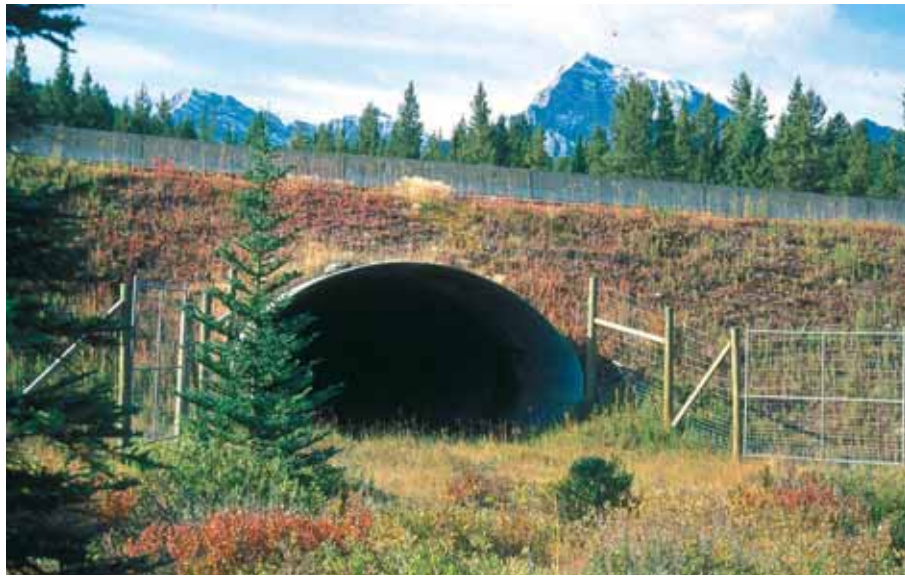


Figur 5-37: Landbrukskulvert under avkjøring fra E6, Ski, Akershus. Legges slike kulverter i rådyrenes trekkruiter og på steder hvor det er lite eller moderat menneskelig ferdsel, kan de utgjøre verdifulle kryssningspunkter. (Foto: B. Luell)



Figur 5-39: Denne kulverten i Danmark har en diameter på 13 meter, høyde på 8 meter og er 87 meter lang. Den brukes regelmessig av bl a rev, grevling og mår, foruten mennesker. For hjortedyr er åpenhetsindeksen for liten. (Foto: B. Wandall)

Figur 5-40: Kulvert anlagt for ulv og bjørn i Banff nasjonalpark i Canada. Gjerder leder dyr mot kulvertene. (Foto: B. Luell)



Figur 5-41: Kulvert i korrugert stål i Banff, Canada. På tross av størrelsen brukes den hyppig av "elk" (hjort). 4-feltsvegen går her i to separate vegbaner, slik at lengden på kulvertene blir redusert. (Foto: Bjørn Luell)



- Regelmessig ettersyn kan foretas i forbindelse med det generelle drift og vedlikeholdet. For kulverter/rør med spennvidde på mer enn 2,5 meter vil det også bli foretatt rutinemessige inspeksjoner som for bruer.
- Ansamlinger av søppel i kulverter må fjernes under de regelmessige ettersyn, og man må være særlig oppmerksom på eventuelt misbruk av kulverter, f eks lagring av materiell eller parkering av landbruksmaskiner.
- Vegetasjonen rundt en kulvert bør skjottes i samsvar med målene for kulverten.
- Hvis man overlater drift og vedlikehold til privatpersoner eller organisasjoner (f eks gårdbrukere,

skogbrukere og naturvernorganisasjoner) må man sørge for god opplæring av disse.

Tilpassing av eksisterende kulverter

Eksisterende kulverter anlagt for menneskelige formål (friluftsliv, jordbruk, skogbruk og lokalveger) kan forbedres slik at de også kan bli brukt av dyr i et visst omfang. Dette er ikke optimale løsninger, men det finnes et stort antall kulverter under norske veger, og en tilpassing av noen av disse vil kunne ha positive virkninger for dyrelivet. Kulverter beregnet på kombinert bruk av mennesker og dyr kan imidlertid kun anbefales når kulverten er bredere enn 10 meter.

Punkter man må være særlig oppmerksom på

- Tilpassing av eksisterende kulverter bør kun vurderes dersom den menneskelige ferdselen i kulverten er liten.
- Kulverter med vannløp egner seg godt til tilpassing som faunapassasje.
- Eventuelt asfaltdekke i kulverten bør fjernes og erstattes med grus eller jord.
- En stripe med jorddekke langs veggene i kulverten kan gjøre den mer attraktiv for dyr.
- Gjemmesteder for små dyr inne i kulverten som trestubber og kvisthauger anbefales i brede kulverter.
- Terrenget utenfor kulverten må utformes slik at dyr ledes mot kulvertåpningen.



5-42: Det bør anlegges gjennomgående vegkanter i kulverten for å gi mindre dyr skjul.

Boks 5-3: Bruk av kulverter i USA

En amerikansk undersøkelse redegjør for bruken av underganger og kulverter i Sør-California som ikke er tilpasset dyrelivet, men konstruert for andre formål. Kulvertene hadde høyder fra 1,6 til 4,7 m, bredde fra 1,6 til 4,8 meter med lengder opp mot 250 meter. Ved hjelp kameraer og gipspulver ble bruken av disse undergangene undersøkt. Alle undergangene ble brukt, også de minste. Selv store arter som fjelløve og hjort brukte forholdsvis små underganger. Selv om artsammensetningen i dette området er annerledes enn i Norge, viser undersøkelsen at konstruksjoner anlagt for å føre vann eller veger under hovedvegen også brukes av dyr. Ved bare små forbedringer i planleggingen av disse ville bruksfrekvensen trolig vært mye større. Det ligger altså et stort forbedringspotensial under vegbygging ved å utbedre kryssinger av vegen som i utgangspunktet skal tjene andre formål enn dyrelivet.

Kilde: Ng, S.J., Dole, J.W, Sauvajot, R.M. Riley, S.P.DS. & Valone, T.J. (2004)

5.3.3 Kulverter for mindre dyr

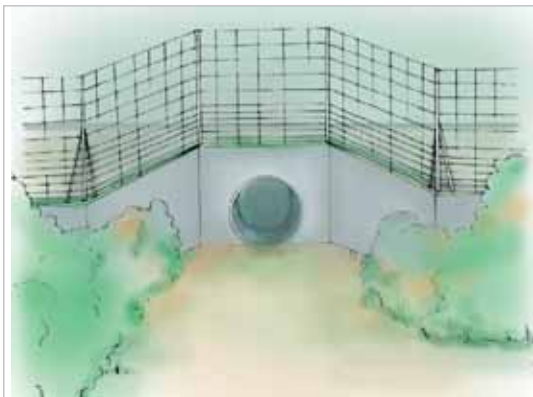
Generell beskrivelse og mål

Kulverter anlagt for mindre dyr som f.eks. oter, rev, grevling eller hare, har som regel en diameter/bredde på 0,6–2 m. I motsetning til kulverter som først og fremst er bygget for å føre vann under vegen, er disse anlagt av hensynet til dyrelivet. Men det er store muligheter for gjøre også stikkrenner og kulverter beregnet for å ta seg av vann egnet som fauna-passasjer. De artene det her kan være snakk om er mer tilpasset trange passasjer enn de store og mellomstore artene, og har derfor ikke det samme kravet til åpenhet i kulverten som disse. Høyde og bredde trenger derfor ikke å tilpasses lengden på kulverten i samme grad.

I de fleste tilfeller kan kulverter for små dyr fungere for flere arter. Kulvertene må plasseres i de områder der dyrene har naturlige trekkveger. Arter slik som grevling og oter forflytter seg ofte langs faste ruter som enkelt lar seg registrere. I Nederland er det anlagt en lang rekke kulverter spesielt for grevling, og det er høstet mye erfaringer (Boks 5-4). Boks 5-5 oppsummerer de viktigste erfaringene knyttet til oterpassasjer. Kulverter for fisk og amfibier omtales i hhv. Kap. 5.3.4 og 5.3.5.

Plassering

- Kulverter for små dyr er hensiktsmessige der vegen er lagt på fylling. De kan imidlertid også bygges der en veg ligger på terrengnivå, men det stiller krav til god drenering så kulverten ikke fylles med vann.
- Plasseringen må vurderes ut fra økologien og



Figur 5-43: Prinsskisse av en kulvert for små dyr. I dette tilfellet er viltgjerdet trukket inn for å redusere lengden på kulverten. Kulverten er ikke utstyrt med inntaksrist, noe som gjør at den kan brukes av f.eks. grevling, rev eller hare.

atferden til de aktuelle artene på stedet. Noen arter ferdes hovedsakelig langs vassdrag, andre har vandringmønstre som styres av topografien. Noen arter er avhengig av godt skjul, noen foretrekker å ha oversikt og fluktmulighet, mens andre er avhengig av fuktighet i kulverten. Det vil ofte være nødvendig å innhente råd fra fagfolk for å finne den beste plasseringen.

Dimensjoner

- En diameter på 1,5 m for sirkulære kulverter, eller en bredde på 1–1,5 m for rektangulære, er velegnet for en rekke av de mindre dyreartene. En diameter på 0,5 m vil kunne godtas av grevlinger, men er mindre velegnet som en passasje for flere arter.
- Diameteren på sirkulære kulverter må være stor nok til at den nederste delen kan fylles opp med naturlig substrat, se Figur 5-44.



Figur 5-44: Kulvert i Tyskland for små dyr. Bunnen er fylt med jord for å gjøre den mer egnet for dyr. (Foto: V. Keller)



Figur 5-45: Denne rektangulære kulverten i Nederland er 2 m bred, 0,8 m høy og 40 m lang, og brukes ofte av grevling. (Foto: H. Cormont).

Utforming

- I kulverter anvendes stort sett betong, men plast eller metall kan også benyttes.
- Dekket i kulverten bør være så naturlig som mulig. Sand, stein og jord bør benyttes, ikke bar betong, oljegrus eller asfalt.
- Stigningen inne i kulverten må ikke overstige 1:2. Skrånende deler må sikres mot utvasking av bunnsubstrat.
- Kulverten må utformes slik at den ikke fylles med vann.
- Bunnen i kulverten må være over grunnvannsnivået slik at det ikke blir stående vann i kulverten.
- Dersom det også ledes vann gjennom kulverten, og det er plass til det, bør det legges til rette for at også landlevende dyr kan passere.
- Inngangen til kulverten må legges på steder som ikke forstyrres av mennesker. Kunstig lys bør unngås.

Punkter man må være særlig oppmerksom på

- Det må være gode skjulmuligheter for dyrene fram mot kulvertene. I åpent landskap kan det anlegges tilpassede "stier" for dyrene fram mot kulverten, f eks to striper med planter eller annet materiale (trestubber eller stein).
- Kulverten må være tilgjengelig for ettersyn.
- Inngangen til slike kulverter må plasseres utenfor eventuelle (vilt-)gjerder langs veggen. Eventuelt kan gjerdene trekkes inn mot veggen ved kulvertene.



Figur 5-46: Kulvert med hovedfunksjon å lede vann i et våtmarksområde. Reposeet på høyre side gjør den også egnet som faunapasasje for små og mellomstore dyr. Frankrike. (Foto: H. Bekker)

- Det bør ikke anlegges vegger eller stier parallelt med veggen som vil kunne bryte forbindelsen til det habitat som ligger opp mot kulverten.
- Kulverter må plasseres slik at de ikke er utsatt for gjentetting av sand og grus som følge av flom.

Drift og vedlikehold

- Det er nødvendig å foreta ettersyn av kulvert og gjerder rundt inngangen noen ganger om året, avhengig av situasjonen. Vann eller søppel fra veggen kan ofte sperre inngangen til kulverten.
- Bunnsubstratet inne i kulverten må etterfylles dersom det er skylt bort av vann.
- Vegetasjonen rundt kulvertinngangene må skjøttes slik at inngangene ikke gror igjen.
- Søppel og andre hindringer må regelmessig fjernes fra kulverten.



Figur 5-47: Kulvert for små dyr i Danmark. Legg merke til planken som skal lede dyr mot kulverten. (Foto: B. Winterberg)

Boks 5-4: Grevlingkulverter

Grevling er nattaktive dyr som holder sammen i familiegrupper og lever i hi. På sine daglige turer mellom hiet og stedet der de finner mat følger de stort sett de samme stiene. De er ikke aktive i vintermånedene. Hovedføden til grevling er meitemark, men den er en alteter som spiser frukt, bær, korn, store insekter, snegler, amfibier, pinnsvin og annet. På steder der vegen har avskåret grevlingens ruter er det ofte påkjørsler. Dette kan føre til utsletting av hele familiegrupper og resultatet vil bli en tilbakegang i den samlede bestand. Grevlingen har fått mye oppmerksomhet i visse deler av Europa og det er samlet en stor mengde erfaringer om grevlingkulverter, bl a i Nederland og England.

Utforming

- En grevlingkulvert kan være enkelt utformet. Et rør med diameter på 0,5 m kan fungere bra som passeringpunkt for grevling.
- Oppsetting av gjerder er nødvendig for å lede grevlinger frem til kulverter og for å hindre at de kommer ut på vegen. Det er behov for ledegjerder på hver side av kryssingspunktet og på begge sider av vegen. Lengden avhenger av forholdene. Noen steder er det nok å ha en lengde på 10 m på hver side av inngangene. I andre tilfeller bør hele området langs en hovedveg, og særlig områdene der de finner føde, gjerdes inn. Det er nødvendig å innhente råd fra eksperter.
- Grevlinggjerder bør ha relativt liten maskevidde (25 x 50 mm), og være galvanisert og punktsveiset. En del av gjerdet bør graves ned i jorden for å hindre at dyr graver ganger under gjerdet. Hvis dette ikke er mulig, er et alternativ å brette ut ca 1 m av gjerdet i nedkant og feste det til bakken på den siden som vender bort fra vegen.

Plassering

- Siden grevling har veldefinerte stier innenfor sitt revir, er det enkelt å legge grevlingkulverter på riktig sted.
- Som en generell regel er det tilstrekkelig å ha to kulverter for hver familigrupes territorium, eller en kulvert for hver 200-400 m i områder med stor tetthet av grevling.

Forsterkende tiltak

- Grevling kan venns til å bruke nye kulverter ved at man legger ut fôr ved inngangen eller ved å legge ut luktspor ved hjelp av grevlingmøkk.
- Det er svært viktig at det finnes godt med skjul rundt kulvertens inngang. Dette kan gjøres med å plante vegetasjon som kan lede dyrene fram til kulverten.
- Menneskelig ferdsel bør begrenses.



Figur 5-48: Eksempel på uheldig plassering av en grevlingtunnel i Nederland. Den ligger så lavt i terrenget at den har blitt fylt med sand og vann. (Foto: H. Bekker)



Figur 5-49: En liten faunakulvert med en grevling i Nederland. Denne typen kulverter kan brukes av små rovdyr, mus og amfibier. Diameter: 0,3-0,6 m. (Foto: Vereniging 'Das en Boom')

Boks 5-5: Oterkulverter

Oter er oppført på den norske rødlista som en art som "bør overvåkes". Bestandsutvikling har vært positiv i de siste 10-årene her til lands. Fra nordvestlandet og nordover er det en livskraftig bestand, og oteren er ikke truet av utryddelse. Situasjonen i Sør-Norge er en annen; oterbestanden er liten og oppstykket, noe som gjør den svært sårbar.

Oter lever i og i nærheten av vann, og bruker ofte elvebreddene ved forflytning. Når den kommer frem til en veg der vannet er ført gjennom kulverter som ikke er tilpasset passasje for dyr, foretrekker den ofte å krysse på selve veggen. Dette kan komme av at strømhastigheten under en bru eller i en kulvert er for høy. Oter følger ofte strandlinjen ved forflytning. Om vegfyllinga eller kulvertveggene går ut i vassdraget hindres dyret i å følge stranda, og den tvinges til å krysse over vegbanen.

Utforming

- Oteren har ikke behov for store kulverter, en diameter på 50-60 cm er tilstrekkelig.
- Siden oter ofte benytter strandlinja ved forflytning vil en kulvert over vannivået være en god oterpassasje, se Figur 5-50.
- Passasjer til oter kan også oppnås ved å øke dimensjonen i vanlige stikkrenner til 60 cm.

Plassering

- Under veier i nærheten av, eller kombinert med, vannløp som brukes av oter.
- På steder der oter regelmessig krysser veier. På slike steder er det ofte otermøkk.
- På det korteste forbindelsespunkt mellom to vannløp som brukes av oter.

Punkter man særlig må være oppmerksom på

- Gjerder er påkrevd på 25-50 m på begge sider av en oterkulvert, avhengig av plasseringen,
- Selv om oter svømmer svært godt, må kulvertene være (til dels) tørre, eller det må finnes en langsgående kant i kulverten som ikke står under vann, se Figur 5-54.



Figur 5-50: Oter unngår helst vannfylte kulverter når de skal krysse en veg. Små kulverter plassert over vannivået kan være en mulighet til å få oteren til å bruke dem, som på dette bildet fra Tsjekkia der oterkulverten ligger til venstre. (Foto: V. Hlavác)



Figur 5-51: Oter velger ofte å krysse vegen om det ikke er en tørlagt strandsone i kulverten. (Foto: V. Hlavác)



Figur 5-52: To prefabrikerte kulverter i Nederland med passasjer på sidene som brukes av små dyr. (Foto: G. Veenbaas og H. Bekker).



Figur 5-53: Vannførende kulvert med "cat walk" under rv 35 Lunner kommune. (Foto: B. Iuell)

Tilpasning av eksisterende kulverter

I de tilfeller der en veg ikke legges på bru over et vassdrag eller et våtdrag, blir vannet som regel ledet under vegen i en kulvert. Noen kulverter er vannførende hele året, mens det i andre kun er vann periodevis, f.eks. etter kraftig nedbør eller under snøsmeltingen. Når slike kulverter er tørre kan de brukes av landlevende dyr, noe som ofte bare krever enkle tilpasninger. Skal vannførende kulverter kunne benyttes av landlevende dyr, er det behov for tilpasninger. Slike modifiserte kulverter har vist seg å bli mye brukt, spesielt av små pattedyr.

Dette vil i mange tilfeller bare kreve marginale utgifter å tilpasse kulverten:

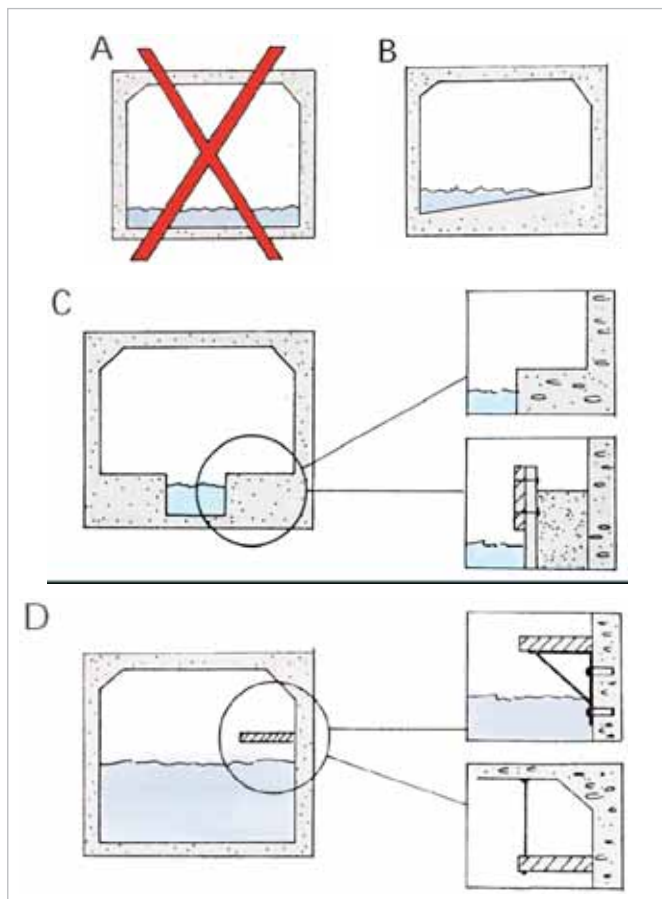
- I rør av korrugert stål eller plast kan bunnen fylles opp med betong med innstøpte steiner.
- Ved å senke en del av bunnen i kulverten til vanngjennomstrømning vil det øvrige kunne tørrlegges og bli en vandringsveg for mindre dyr (se Figur 5-56).
- Hvis hele kulvertbunnen står konstant under vann, kan det installeres et langsgående repos (f.eks. en treplanke eller en støpt kant) over vannets nivå, se Figur 5-54.
- Viltgjerder kan trekkes inn eller kulverter forlenges slik at åpningene blir liggende på utsiden av viltgjerdet (se Figur 5-55).
- På veier utenfor tettbebyggelse kan inntaksrist på egnete kulverter fjernes dersom det ikke er fare for at kvist og annet som vannet fører med seg fyller åpningen.



Figur 5-54: En planke plassert i en kulvert gir oter gode passeringmuligheter. Bilde fra Tsjekkia. (Foto: V. Hlavác)



Figur 5-55: Inntakskum på rv 35 med inntrukket gjerde. Inntaksrist reduserer muligheten for dyr til å passere. (Foto: B. Luell)



Figur 5-56: Mindre dyr kan bruke små kulverter om de er tilrettelagt for passering. a) denne løsningen bør ikke velges siden hele kulverten er fylt med vann. b) og c) gir mulighet for å passere over vannflaten såfremt vannføringen ikke er stor. d) viser en passasjemulighet på en planke over vannivået.

5.3.4 Fiskepassasjer gjennom rør og kulverter

Generell beskrivelse og mål

Når en veg krysser en bekk eller et lite vassdrag, legges ofte vannstrengen i kulvert. Dette kan hindre fiskens vandring i vassdraget dersom man ikke tar spesielle hensyn. Spesielt gjelder dette fiskens mulighet til å ta seg opp mot strømmen. Bruer er ofte den beste løsningen ved kryssing av en elv fordi man da som regel ikke vil påvirke selve vassdraget. Velger man kulverter er det en rekke forhold som det må tas hensyn til.

Fiskepassasjer omfatter både fisketrapper og kulverter under veger. Fisketrapper må i hvert enkelt tilfelle konstrueres ut fra de naturgitte forhold på stedet, og hvilke arter som skal passere. Direktoratet for naturforvaltning har utarbeidet et notat som omhandler erfaringer med fisketrapper ("Fisketrapper i Norge", DN-notat 3-2003). Fisketrapper behandles derfor ikke her.



Når en bekk eller elv lukkes med kulvert er det spesielt viktig å sikre vandringsveger for arter som har en livssyklus som innebærer opphold både i fersk- og saltvann (laks, sjørret, sjørøye og ål). Et annet moment er gytevandring. Flere norske arter gyter i rennende vann, men lever i innsjø (eksempelvis ørret). Om en veg bryter forbindelsen mellom innsjøen og gyteområdene, kan det i verst fall føre til at arten dør ut i innsjøen. Boks 5-6 gir en nærmere beskrivelse av de ulike ferskvannsartenes vandringer.

Fisk har svært bestemte krav, og kravene varierer mye mellom de forskjellige artene. Det er derfor nødvendig å rådføre seg med fylkesmannens fiskeforvalter eller andre eksperter når fiskepassasjer skal planlegges og konstrueres. I denne håndboka er kun noen generelle punkter beskrevet. Direktoratet for naturforvaltning har utarbeidet en egen håndbok om fiskevandring, "Slipp fisken fram!" (DN-håndbok 22-2002). Der er mulige utforminger for kulverter beskrevet i detalj, og det henvises til denne håndboken for mer detaljert beskrivelse av de enkelte tiltak. Selv om dette kapitlet omhandler fisk, er det viktig også å tilpasse slike kulverter til andre dyr som beskrevet i Kap. 5.3.3.



Figur 5-57: Til venstre: Selv små bekker kan være viktig for stor ørret. Bekk mellom Heddevatn og Urevatn ved Leivoll kryssingsspor i Audnedal kommune. Over: Ørreten er fanget i bekken og er ca. 40 cm lang. (Foto: Venstre: Ø. Flåtten/Multiconsult AS. Høyre: L. Simonsen/Naturplan)

Boks 5-6: Norske ferskvannsfisker

I norske vassdrag er det registrert 43 fiskearter. Av disse er 41 ferskvannsararter, mens to arter gyter i saltvann (ål og skrubbe). Laks, sjørøret og sjørøye er anadrome, det vil si at de gyter i ferskvann, men lever det meste av livet i saltvann. Flere av disse artene har et begrenset leveområde i Sørøst-Norge. De fleste arter lever i innsjøer, men det finnes også arter som hovedsaklig lever i elver og bekker, eller som har rennende vann som gyteområde. Følgende arter er viktig med tanke på gytevandring:

Laks

Laks gyter i elver, og fisken lever sine første år i ferskvann. Etter 2 til 5 år i elv vandrer den ut i saltvann. Etter kjønnsmodning kommer laksen tilbake til oppvekstelva for å gyte. Oppgangstida varierer mye, fra april-mai, med hovedtyngde i juni/juli. Det forekommer oppvandring helt til gytetida på høsten (september/oktober). Laks har en enestående evne til å forserer styrk og fosser på sin vandring opp et vassdrag.

Ørret

Sjørøret har det samme vandringsmønsteret som laks, men de forskjellige bestandene viser stor variasjon i størrelse og kjønnsmodningstidspunkt. I motsetning til laks benytter sjørøret ofte små bekker som gytebekker, selv bekker som nesten tørker helt ut om sommeren. Dette stiller krav til lokalkunnskap der en veg planlegges. Små bekker som tilsynelatende er fisketomme, kan ha en egen sjørøretbestand.

Innsjø- og bekkørret gyter stort sett i rennende vann (innsjøgytere finnes også, men det forekommer sjelden). På samme måte som for sjørøret kan også små bekker være viktige som gytebekker, se Figur 5-57.

Røye

Røye er mest kjent som innsjøfisk, men er vanlig som anadrom i de tre nordligste fylkene. Sjørøya har et kort opphold i saltvann, bare noen få uker. Alle individer overvintrer i ferskvann.

Harr

Harr er en typisk elvefisk. I motsetning til ørret, laks og røye er den en vårgyter, og kan tilbakelegge store avstander på en kombinert nærings/gytevandring under isløsningen.

Ål

Ål er utvilsomt fiskearten som har det mest fascinerende livsløpet. Den gyter på dypt vann i Saragassohavet som ligger sør for Florida. Ålelarvene driver så forholdsvis passivt med havstrømmene til de når kystområdene. Noen individer forblir i salt- og brakkevann, mens mange vandrer opp elver og bekker til en innsjø der de vokser seg store. Etter å ha blitt kjønnsmodne forlater de innsjøen og begir seg ut på vandring tilbake til Sargassohavet for å gyte. Etter gyting dør ålen. Ålen har en forbløffende egenskap til å ta seg opp elver, og den kan klatrer opp demninger og går over land. Av denne grunn har forholdet til ål sjelden blitt vektlagt når det gjelder barriereeffekt her til lands, noe som gjenspeiles i DN håndbok om fiskevandring, der ål ikke er nevnt i det hele tatt. Store infrastrukturtiltak vil imidlertid kunne føre til at også ål får problemer med å ta seg opp til norske innsjøer. Et spesielt problem er glatte kulvertbunner. Siden ål kryper mer enn de svømmer oppover bekker har de store problemer med å ta seg opp gjennom kulverter med glatt bunn.

I Danmark har de et helt annet syn på ål, og en egen forskrift som omhandler muligheten for ålevandring er vedtatt. Der heter det at det skal anlegges et såkalt "ålepass" i alle konstruksjoner som stenger et åleførende vassdrag (som demninger). Ålepass kan være en enkel konstruksjon som består av et rør fylt med et materiale som gjøre at ålen kan kripe gjennom.

Andre arter

Generelt vil alle arter ferskvannsfisk også kunne leve i rennende vann, og gytevandring i bekker og elver finnes også for flere arter i visse vassdrag, eksempelvis sik. I tillegg er det flere arter som har sin hovedutbredelse i elver og bekker som steinsmett, nøyeartene, ørekyt, unge laker med flere.

Mange av karpefiskene lever i stilleflytende elver, med stam og gullbust som typiske elvelevende arter. Artene har dårlig evne til å ta seg fram når vannhastigheten blir høy og fallet stort. Disse har en forholdsvis begrenset utbredelse i Sørøst-Norge. Veger som krysser større elver vil i de aller fleste tilfeller bli lagt på bru, og dermed ikke medfører problemer for karpefiskene eller andre arter som lever i stilleflytende elver.

Plassering

Mulighet for fiskevandring må sikres der en veg krysser en fiskeførende bekk eller elv. Fylling over innsjøer eller fjordarmer bør unngås. Da er det økologisk sett en bedre løsning å bygge bru. Om veg på fylling likevel velges, må det anlegges kulvert(er) i fyllinga slik at fisk kan bruke vannvolumet på begge sider av veggen. Å dele en innsjø med fylling er uheldig, ikke bare i forhold til fiskevandring, men også i forhold til vannkvaliteten som blir dårligere som følge av manglende sirkulasjon i vannmassene. Et kjent eksempel på det er Steinsfjorden i Buskerud. Steinsfjorden er en fra naturens side delvis avsnørt del av Tyrifjorden. En vegfylling (E16) i deler av sundet mellom innsjøene har ført til at vannutskiftingen har blitt dårligere, og det er en medvirkende årsak til eutrofiering (overgjødning) av Steinsfjorden. Et annet eksempel er fylkesvegen til Tautra i Nord-Trøndelag, som ble lagt på en steinfylling. I 2003 ble deler av fyllingen erstattet av en bru for å gjen-skape fjordstrømmen mellom Tautra og fastlandet (mer informasjon om Tautra i Boks 6-5, s 103).

Ved kryssing av fiskeførende elver og bekker med kulvert, må flere hensyn tas for at kulverten skal fungere som fiskepassasje. Ofte er løsningen et kompromiss mellom følgende kriterier:

- ikke for lang
- ikke for bratt
- ikke for trang
- ikke for stort sprang ved inn- og utløp
- ikke for glatt innvendig

Fra et teknisk-økonomisk synspunkt er grunnen til at man ønsker å krysse i forholdsvis rett vinkel som regel at man dermed reduserer lengden på kulverten. For fisken er det også positivt at kulverten er så kort som mulig fordi det da vil være lettere å passere den.

Men man bør tilstrebe at kulverter rettes inn på linje med vassdraget oppstrøms og nedstrøms slik at vannløpet blir liggende omtrent som før. Hvis en kulvert ligger svært skrått (mer enn ca. 30°) i forhold til vassdraget vil det bli stor turbulens ved stor vannføring. Avleiringer i kanalen (i innersving) og utgraving av breddene (i yttersving) forekommer ofte oppstrøms kulverter som ligger altfor skjevt. Disse forholdene kan skape problemer for fiskens vandring, og kan medføre at vannet etter hvert graver et løp utenfor kulverten.

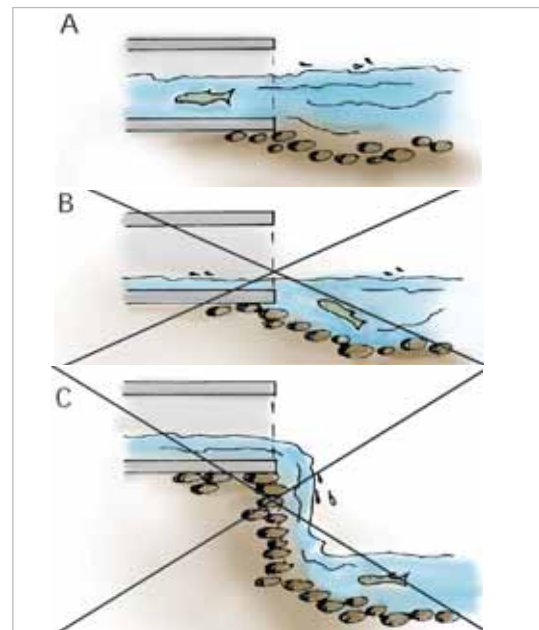
Ved plassering av vanngjennomløp bør det tas hensyn til at bekken kan skifte løp. Dersom det naturlige vannløpet endrer seg vil vannet kunne finne andre veier gjennom vegfyllingen, og dermed kan det skapes vandringshindringer for fisk. Sonene rundt inn- og utløp må derfor erosjonssikres slik at eventuelle endringer i bekkeløpet stabiliseres. Eventuelle endringer i bekkeløpet må sjekkes spesielt ved regelmessige inspeksjoner.

Punkter man må være særlig oppmerksom på

I det følgende gjennomgås fire vanlige forhold ved fiskepassasjer som kan skape vandringshindringer.

1. Stor høydeforskjell

Stort fall ved kulvertutløpet er en vanlig årsak til at fisk ikke passerer kulverten. Stor fisk som kan hoppe høyt, kan få problemer selv ved små sprang dersom det ikke er god vanddybde nedenfor kulverten. Fallhøyden fra enden av kulverten til vannflaten bør være så liten som mulig, men uansett bør fallet ende i en dyp kulp. En slik kulp tjener to formål; fisken trenger dypt vann for å få nok fart til å hoppe over hindringen, og det dype vannet i kulpen vil forhindre erosjon nedenfor kulverten. Kulpen kan imidlertid være utsatt for gjenslamming og må etterses.



Figur 5-58: Kulvertutløpet er kritisk for fiskevandring gjennom kulverter. A) viser en godt tilpasset kulvert. B) har for liten vanngjennomstrømming i forhold til størrelsen på kulverten. C) har for stor høydeforskjell ved kulvertens utløp, noe som vanskeliggjør fiskens vandring oppstrøms.



Figur 5-59: Liten vannføring og fall fra røret til bekken vanskeliggjør oppgang av fisk. (Foto: B. Luell)

2. For liten vanndybde i kulverten

Det er viktig at det er tilstrekkelig vanndybde i kulverten til at fisken kan komme igjennom. Forskjellige arter har forskjellige krav, og kravene varierer gjennom livssyklusen og til forskjellige tider på året. F eks trenger voksen laks en vanndybde på minst 30 cm, mens ørret klarer seg med en dybde på 10–15 cm.

3. For stor hastighet inne i en passasje

Det er store forskjeller mellom arter og alder når det gjelder fiskenes evne til å ta seg opp mot strømmen. I en glatt og rett kulvert kan vannhastigheten ofte bli stor, og vanndybden tilsvarende liten, og dette kan føre til at fisk ikke er i stand til å ta seg opp mot strømmen. Hastigheten på vannet kan reduseres ved å ha mindre fall i kulverten, eller ved å bygge inn terskler i bunnen (se Figur 5-65).

5. Gjentetting av løpet

Avfall, kvist og bunnmateriale bør kunne flyte uhindret gjennom passasjen. Det vil ellers raskt kunne legge seg store mengder kvist og kvas ved kulvertinngangen eller inne i selve kulverten. Det monteres derfor ofte en inntaksrist foran innløpet. Avfall, kvist og lignende vil samle seg her, og kan umuliggjøre fiskevandring. Risten bør derfor ikke plasseres helt ned mot bunnen, men så høyt at fisken kan passere



Figur 5-60: Øverst: Disse to kulvertene under rv 45 i Mora i Sverige utgjorde et vandringshinder for ørret som skulle vandre oppstrøms. Vegen har mye trafikk og det var derfor vanskelig å få gjort noe med plasseringen av kulvertene. Nederst: Etter heving av vannspeilet nedstrøms ble situasjon bedret. (Begge foto: A. Bruks)

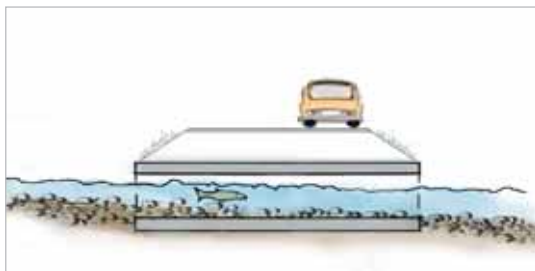


Figur 5-61: Inntaksristen er montert med ca 20 cm klaring til kummen. Dette gjør det mulig for fisk å passere selv om kvist fester seg i risten. (Foto: B. Luell)

under risten samtidig som kvister og annet som kommer med strømmen samles opp (se 5-61). Inntaksrister må inspiseres og ryddes regelmessig.

Utforming av kulverter tilpasset fiskevandring

Ulike kulverttyper kan benyttes; horisontale kulverter, kulverter med fall, kulverter med naturlig bunnsubstrat, eller kulverter med terskler. Hvilken type som benyttes vil avhenge av forhold på stedet, hvilke arter den er beregnet for og ikke minst vannføringen.



Figur 5-62: Horizontal kulvert. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)

Horisontal kulvert

I små bekker med lite fall kan det legges inn en horisontal kulvert. Dersom den dimensjoneres stor nok vil det med tiden etableres en naturlig bunn inne i kulverten. Vannhastigheten blir uendret og vanddybden tilstrekkelig til at fisken kan gå igjennom. Denne metoden er enkel, og krever ingen større beregninger.

Kulvert med fall

I større bekker med fall er det nødvendig med detaljerte beregninger for dimensjonering og plassering av kulverter. Det må også innhentes opplysninger om hvilke arter som finnes i vassdraget, og hvilke krav de har til vannhastighet og vanddybde. Videre må kulverten dimensjoneres for vanddybde ved minste vannføring og vannhastighet ved største vannføring. Ut fra disse beregningene velges kulverttype og materiale. Metodikk for slike beregninger er beskrevet i "Slipp fisken fram!" (DN-håndbok 22-2002).

Naturlig bunn

En kulvert der bunnen fylles med naturlig substrat er en god løsning for fisk. Den egner seg best der bekken har lite fall. Kulverten graves da ned med bunnen under det opprinnelige elveløpet slik at kulvertbunnen fylles med elvegrus eller stein. Vannhastigheten blir lav, og vanddybden blir stor nok til at fisk går gjennom. I områder med liten vannføring kan det anlegges en dypere kanal i bunnen, slik at man bevarer et minstenivå på vannstanden gjennom passasjen selv i tørre årstider (se Figur 5-56, s. 73).

Man må være oppmerksom på mulige problemer med å bruke for grov stein som bunnssubstrat. I tider



Figur 5-63: Kulverten bør graves dypt ned, og eventuelt fylles med naturlig bunnssubstrat. Større steiner bidrar til å stabilisere bunnen, og skaper skjul for mindre fisk. (Foto: A. Bruks)



Figur 5-64: Kulvert laget av en bue av korrugert stål. Elvebunnen er her beholdt urørt. (Foto: A. Bruks)

med liten vannføring, kan alt vannet forsvinne mellom steinene, og fiskevandring blir umulig.

Et alternativ til å fylle en kulvert med substrat, er å bevare den opprinnelige elvebunnen ved å sette en hvelvbue uten bunn over det naturlige elveleie. Da må en imidlertid være oppmerksom på faren for erosjon og graving i bunnen.

Kulvert med innebygde terskler

For stor gjennomstrømningshastighet skaper problemer for fisken som skal passere, og forårsaker større grad av erosjon ved inntak og utløp. Det bruktes forskjellige metoder for å gjøre det lettere for fisk å



Figur 5-65: Terskler i en fiskepassasje i Årungselsva under og etter bygging. (Begge foto: B. Iuell)

vandre i kulverter med stor vannhastighet, såkalt kunstig ujevnhet. Målet er å bremse vannstrømmen i kulverten, slik at vannhastigheten avtar og vann- dybden øker. Legges det inn terskler vil fiskene som vandrer oppstrøms få mulighet til hvile ved stor vannføring, og ved liten vannføring skal tersklene bidra til at det opprettholdes tilstrekkelig vanddybde. Terskelen må da utstyres med et lavt parti som konsentrerer strømmen ved lav vannføring. Kunstig ujevnhet kan også lages ved å støpe steiner i kulvertbunnen, bolte fast treklosser, sette inn stålplater på tvers av vannstrømmen eller lignende.

Det er imidlertid flere forhold som må vurderes:

- Drivgods kan sette seg fast i tersklene.
- Tersklene blir ofte skadet av drivgods.
- Tersklene er vanskelig tilgjengelige, noe som medfører problemer med vedlikehold.
- Det vil raskt samle seg stein og grus mellom elementene og glatte ut overflaten slik at effekten reduseres.
- Elementene kan redusere levetiden til kulverten.



Figur 5-66: Stort fall ned fra kulverten i et kunstig utsprengt bekkeløp gjør det vanskelig for fisken å komme opp til denne kulverten. (Foto: V. Meland)

Andre forhold

Ved utforming av passasjer for fisk tar man utgangspunkt i de artene som naturlig lever i bekken. Om området der det legges en kulvert har naturlige vandringshindre for noen arter, skal disse opprettholdes. Ellers kan det føre til at uønskete arter, som f eks ørekyt, spres oppover et vassdrag.

Mulighet for vandring for yngel av laksefisk (50 - 120 mm ørret og laks) er viktig mange steder. Disse fiskene har dårligere evne til å svømme motstrøms, og krever lavere vannhastighet og turbulens enn større eksemplarer av samme art.

Bruk av rister i kulvertinnløpet kan som tidligere beskrevet skape problemer for fiskevandring. En god metode er å montere risten høyt oppe på kulverten, slik at fisk kan passere under den. Åpningen mellom spaltene i ristene bør ikke være mindre enn 20 cm. Å anlegge en kulp ved kulvertinnløpet motvirker at drivgods pakker seg i innløpet, samtidig som det gir fisken en hvileplass etter svømmeturen gjennom kulverten.



Figur 5-67: Rist ved innløpet til en kultvert. (Foto: V. Meland).

5

Drift og vedlikehold

Stengsler i fiskepassasjer er ofte et resultat av dårlig utforming eller manglende ettersyn. Et forhold som er verdt å merke seg er at vedlikehold med henblikk på å sikre flomkapasitet ikke nødvendigvis er tilstrekkelig for å sikre at fisk kan passere. Tilstopping med avfall kan skape store problemer for fisk som skal passere, men har ikke nødvendigvis noen betydning for gjennomstrømningskapasiteten ved liten vannføring.

- Fallet ved utløpet bør etterses etter større flommer og minst to ganger i året (vår og høstflom).
- Hyppig ettersyn av kulverter med kunstig ujevnhet og terskler er nødvendig. For mange laksefisker skjer vandringene under kraftige regnskyll i høstmånedene, hvor det er størst risiko for oversvømmelse og dermed for tilstopping av avfall.
- En egen overvåkings-, drifts- og vedlikeholdsplan bør utarbeides for inntaksrister.

5.3.5 Amfibiekulverter

Generell beskrivelse og mål

Frosk, padde og salamandere kalles med en fellesbetegnelse for amfibier. Navnet sikter til at de lever både i vann og på land, og er avhengig av tilgang på begge leveområdene i løpet av kalenderåret. På verdensbasis har amfibieantallet gått ned. Stor trafikk og et tett vegnett er alvorlige trusler mot amfibiene, i tillegg til andre trusler som gjenfylling eller drenering av dammer, sur nedbør, utsetting av fisk og nedbygging av leveområder. Amfibiene lever hovedsaklig i eller i tilknytning til dammer og vann der det ikke er fisk fordi egg og yngel er et lett bytte for fisk.

Boks 5-7: Norske amfibier

Norge er på grunn av sitt kalde klima fattig på amfibier. Vi har kun seks arter:

- frosk *Rana temporaria*
- spissnutefrosk *Rana arvalis*
- damfrosk *Rana lessonae*
- padde *Bufo bufo*
- liten salamander *Triturus vulgaris*
- stor salamander *Triturus cristatus*

Til sammenligning finnes det i alt 62 ulike arter i Europa. Fire av de norske artene står på den norske rødlisten, hvor stor salamander og damfrosk er oppført som Direkte truet, mens liten salamander er Sårbar og spissnutefrosk er Sjelden. Damfrosk ble først oppdaget her til lands i 1996, og finnes bare i et begrenset område i Aust-Agder.

Alle de norske amfibieartene gyter i vann, mens de som voksne individer stort sett lever på land. Frosk overvintrer i dammer, mens padde og salamander overvintrer på land. Amfibiene har årstidsbestemte vandringer mellom forskjellige typer habitat. Om våren vandrer de voksne fra sine vinterområder til yngleplassene, som noen av dem igjen forlater etter yngling for å vende tilbake til sitt landbaserte tilholdssted. På sensommeren forlater ungene den dammen de ble født i, etter å ha gjennomgått en forvandling (metamorfose) fra rumpetrollstadiet. I løpet av høsten vil noen arter vandre tilbake til sine vinteroppholdssteder. Amfibier er stedsbundne, det er f.eks. rapportert at frosk og padde vender tilbake til sine yngleplasser selv flere år etter at de er blitt ødelagt.



Figur 5-68: På vegstrekninger i nærheten av amfibienes yngledammer kan det bli kjørt i hjel et stort antall dyr i parringstiden, eller i perioder hvor dyrene trekker mellom vann og land (høst, vår). Her vil det være viktig å anlegge amfibiekulverter. (Foto: A. Toman)



Figur 5-69: Paddetunneler under fv 41 i Volda. Tunnelene er lagt der det er registrert vandringer. (Foto: S. Lunde)

Det finnes flere eksempler på at veger krysser vandringsruter til frosk og padde, med det resultat at et stort antall blir drept. Vegen brukes også ved næringsøk, for eksempel for frosk som spiser insekter i vegbanen. I tillegg er asfalten varm og lun utover kvelden, noe som kan tiltrekke amfibier.

Konsentrerte vandringer mot yngleplasser gir et behov for trygge passeringsteder for amfibiene. Siden vandringerne i mange tilfeller er konsentrert, både i tid og rom, kan slike tiltak bli relativt rimelige.

Plassering

Amfibiekulverter må plasseres i vandringsrutene mellom yngledammene og vinteroppholdsområdet. Disse kan være vanskelig å lokalisere spesielt for

de sårbare salamanderartene. Om en veg legges i nærheten av en salamanderdam må dette undersøkes grundig for finne ut om vegen avskjærer dammen fra leveområde på land, eller om vegen avskjærer ruter mellom ulike salamanderdammer.

Utforming

Det er med amfibiene som det er med pattedyrene, det er nødvendig å sette opp stengsler for å forhindre at de blir overkjørt, og for å lede dem til trygge krysningspunkter. For amfibiene er dette som regel en eller annen form for kulvert under vegen. Kulvertene kan være rektangulære, sirkulære eller halvsirkelformede.

Amfibier har ikke nødvendigvis behov for spesialkonstruerte kulverter for å kunne krysse en veg. Kulverter for andre formål kan også være velegnet for amfibier. Det er imidlertid noen punkter som er spesielt viktige for amfibier:

- Vandringskapasiteten til amfibiene er mye mindre enn for de fleste pattedyr. De vil i større grad enn pattedyr være avhengige av at kulvertene er plassert akkurat der amfibiene trekker.
- Anordninger som leder, eller nærmest tvinger, amfibiene mot kulvertene er spesielt viktige, og må utformes slik at dyrene ikke tar seg ut på vegen eller ledes bort fra kulverten.

- Ledeanordningene må plasseres ved passasjen på begge sider av vegen.
- Amfibier er sårbare for uttørring, særlig de unge dyrene. Lange, tørre kulverter er derfor lite egnet. En amfibiekulvert kombinert med et vannløp vil derfor være positivt. Da kan passasjer utformes slik at man får fuktige partier langs sidene av vannløpet.
- Kulverten bør ha et naturlig bunnsstrat (grus, subbus el l).

Tabell 5-2: Minstekravene til størrelse ved forskjellige typer av amfibiekulverter avhengig av lengden på kulverten, dvs. bredden på vegen.

Minste størrelser for forskjellige kulverttyper				
Kulvertlengde (m)	< 20	20–30	30–40	40–50
Rektangulær kulvert				
fri bredde	1,0 m	1,5 m	1,75 m	2,0 m
fri høyde	0,75 m	1,0 m	1,25 m	1,5 m
Sirkulær kulvert ¹ (diameter)				
	1,0 m	1,4 m	1,6 m	2,0 m
Halvsirkelform				
fri bredde	1,0 m	1,4 m	1,6 m	–
fri høyde	0,7 m	0,7 m	1,1 m	–

¹ må fylles med masse i bunn



Figur 5-70: Langs rv 161 i Sverige ble det laget ledegjerder for amfibier laget av avkuttete plastrør. Prinsippet var bra, men dessverre viste det seg at platen ikke var sterk nok til å stå imot vekten av massene i bakkant. (Foto: M. Lindqvist)

Ledeanordninger

- Ståltrådgjerder og netting anbefales ikke fordi dyr kan klatre over dem. Netting har også begrenset verdi som føringslinje.
- Endene på ledeanordningen bør være U-formet for å hindre at dyr går bort fra kulverten (se Figur 5-72).
- Høyden må være minst 30 cm.
- Overkanten bør bøyes bort fra vegen for å hindre at dyr klatrer over (se Figur 5-71).
- Ledeanordningene bør føres så nær vegen som mulig for å redusere lengden på kulverten.
- Der ledeanordningene møter inngangen til kulverten må man unngå skarpe hjørner og kanter.
- Det må ikke brukes magnetiserende metall, fordi det kan føre til at padden mister orienterings- evnen.



Figur 5-71: Detalj fra amfibiekulvert under rv 161 i Sverige.

Plastrørene ble forbundet med kulverten gjennom denne modifiserte kummen. (Foto: M. Lindqvist)



Figur 5-72: Ende av ledeanordning, Tyskland. Den U-formete avslutningen tvinger amfibier som går feil veg til å snu. (Foto: S. Zumbach).

Punkter man må være ekstra oppmerksom på:

- Kulverter med rektangulære tverrsnitt anbefales på grunn av de gir større bunnflate sammenlignet med sirkulær kulvert med samme frie høyde.
- Om runde kulverter benyttes må bunnen fylles minst 1/3 fullt av jord slik at bunnen blir mest mulig naturlig.
- Betong er å foretrekke fremfor stål, plast eller andre materialer.
- Hvis amfibiekulverter også skal anvendes som drenering eller til å lede vann, er det nødvendig å ha en senket sone for vannstrømmen.
- For å hindre at kulverten fylles med vann, må det anlegges en god drenering rundt kulverten. Spesielt viktig der kulverten ligger lavt i forhold til grunnvannet.

Boks 5-8: Paddetunneler i Volda

I 2004 ble det åpnet et anlegg med 12 paddetunneler på fv 41 mellom Fyrde og Kalvatn i Volda kommune. På en strekning på ca. 300 meter ble det lagt ned 10 stk 800 mm og 2 stk 1000 mm betongrør. Flere av rørene er kombinert med behov for vanngjennomgang, men noe overdimensjonert for å gi paddene en mulighet til å passere vegen på en trygg måte. Kostnadene begrenset seg til drøyt kr 200 000,-.

Det er en paddebestand på over 10 000 padden som overvintrer i skogen rundt Litlevatnet i Austefjorden, og for å komme seg til og fra gyte- og lekeområdene i vannet, må de passere fylkesvegen. Paddene opptrer i store konsentrasjoner langs bekker og fuktdrag spesielt om våren, og det var viktig å få lagt rørene der dyrene vanligvis trekker. Det er lagt inn sand og naturlig elvegrus i bunnen på rørene, som har minimalt fall for å redusere farten på vannet og lette paddenes gjennomgang motstrøms.



Figur 5-73: Paddetunnel under fv 41 i Volda. Det er lagt naturlig elvegrus på bunnen. (Foto: S. Lunde)



Figur 5-74: Rektangulær kulvert for amfibier i Tyskland med innebygde ledeanordninger. (Foto: J. Niederstrasser)



Figur 5-75: Amfibiekulvert med en åpen rist i Spania. (Foto: C. Rosell)



Figur 5-76: Froskekulvert i Sverige. (Foto: O. Eriksson)

Drift og vedlikehold

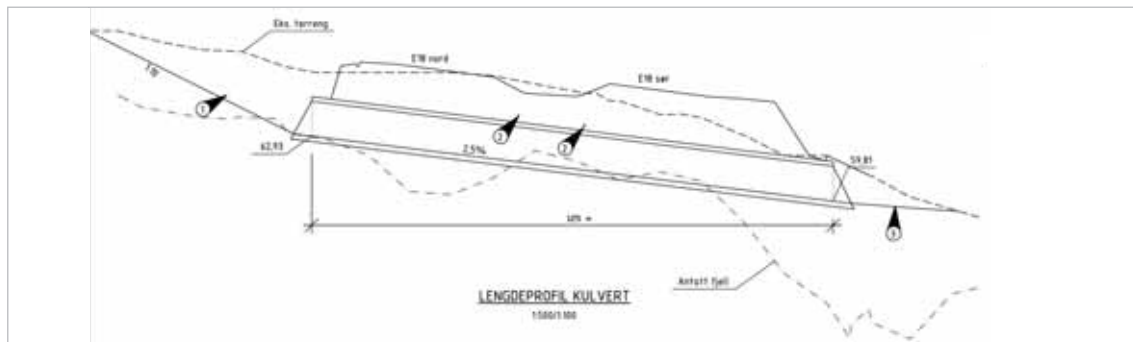
Mange passasjer fungerer dårlig på grunn av manglende vedlikehold. Regelmessig ettersyn på de kritiske punkter er derfor nødvendig. Eksempel på problemer er:

- defekte ledegjerder
- blokkering av kulverten på grunn av vannansamling
- jord eller søppel sperrer kulverten

Det er nødvendig å ha en inspeksjonsgrav for at man kan se og kan fjerne eventuelle ting som hindrer vandring. En spesiell utfordring i Norge er snø som om vinteren kan bryte ned ledegjerdene, slik at de må repareres om våren.

Krypdyr (reptiler)

I Norge har vi fem krypdyrarter (reptiler); hoggorm, buorm, slettsnok, stålorm og firfirsle. De tre første betegnes som slanger, mens de to siste er øgler. (Stålorm er en øgle uten ben.) Selv om disse har et annet levesett enn amfibiene (de er ikke knyttet til vann i samme grad), vil faunapassasjer for amfibier i mange tilfeller også fungere for krypdyr. Dersom kulverter konstrueres spesielt for å ta vare på kryssende reptiler må disse være tørre.



Figur 5-77: Snitt og lengdeprofil av amfibietunnel, E18 Vestfold. (Kilde: Statens vegvesen, Region sør)

5.4 Sambruk av faunapassasjer

Faunapassasjer kombineres ofte med annen bruk. Det mest vanlige er å legge stier for friluftsliv og rekreasjonsformål og veger (oftest landbruksveger) på faunapassasjer. Dette gjøres hovedsakelig for å spare penger, men også for å begrense antallet passeringer over en veg av landskapsmessige årsaker. Eksempler på slik sambruk er faunapassasjene på rv 174 ved Gardermoen, E18 Østerholtheia og på E6 ved Assurtjern i Ski kommune. På de to førstnevnte er det lagt veger på passasjene, mens faunapassasjen ved Assurtjern også skal fungere som trasé for en merket turløype.

5.4.1 Ulemper og fordeler med sambruk

I utgangspunktet frarådes slik sambruk av faunapassasjer siden menneskelig aktivitet kan føre til at dyr skremmes fra å bruke passasjen. Faunapassasjer er som regel reelt kostbare tiltak. Sambruk med andre formål kan i utgangspunktet virke gunstig fordi man kan løse flere behov med samme tiltak. Men i verste fall kan for stor menneskelig aktivitet i tilknytning til en faunapassasje føre til at store investeringer for å ta vare på dyrelivet blir mer eller mindre bortkastet. På den annen side kan f.eks. lite trafikkerte skogsbilveger eller turstier på vinterstid virke kanaliserende på dyrenes bevegelser, og på den måten lede dyrene til passasjene.

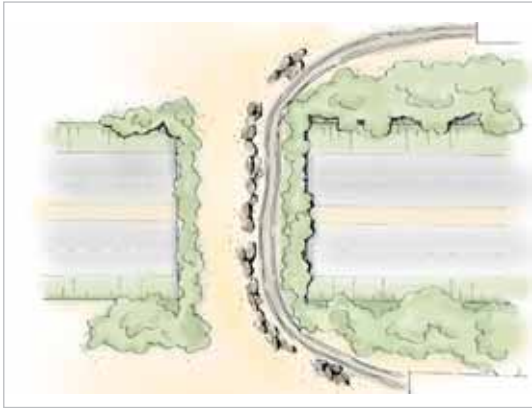
Den største ulempen med å tillate menneskelig bruk av faunapassasjer er at dyrene kan bli forstyrret av lukt, støy, kunstig lys eller menneskenes fysiske tilstedeværelse. Disse påvirkningene forsterkes selvfølgelig med økt bruk. Lokalveger vil som regel ha stor trafikk, og anbefales ikke å kombinere med passasjer. Landbruksveger med lite trafikk, dvs. bare i onnene eller ved skogsdrift, anses derimot å kunne kombineres med faunapassasjer.

Kombinasjon med friluftsliv er en spesiell utfordring. For de som bedriver friluftsliv vil en mulighet til å passere på en faunapassasje gi en langt bedre naturopplevelse enn å gå på en smal bru over en firefelts motorveg. Siden en kulvert for dyrelivet også vil være bredere enn en kulvert bare beregnet for friluftsliv, vil den på samme måte være mer attraktiv å bruke i friluftslivssøyemed.

Dyr skremmes lettere av menneskelig ferdsel til fots enn av mennesker i biler. I tillegg vil lufting av hunder på stien kunne medføre at ville dyr skremmes fra å bruke passasjen. En hyppig bruk av passasjen til friluftsliv vil derfor kunne begrense den ville faunaens bruk av den. Det frarådes å legge lysløyper til faunapassasjer fordi aktiviteten i vinterhalvåret kan bli for stor. Vanlige skiløyper kan imidlertid bidra til å lede dyrene mot faunapassasjen i områder eller sesonger med mye snø.



Figur 5-78: Faunapassasjen over E18 på Østerholtheia. På faunapassasjen er det anlagt en grusvei som fører til et mindre småbruk. (Foto: Statens vegvesen)



Figur 5-79: Prinsippskisse av en fauna-overgang med sti/landbruksveg på den ene siden.

5.4.2 Mulige løsninger for sambruk

Skal en faunapassasje også brukes som landbruksveg med liten bruk, kan vegen godt legges midt på overgangen. Dekket bør være av grus. Ved stort snøfall om vinteren vil vegen, om den brøytes, også fungere som en god forflytningsveg for store hjortedyr. Kantene av en slik veg gir gode muligheter for å etablere en sone med gress eller urter, som sikrer at små dyr som er tilpasset et slikt habitat også kan bruke overgangen.

Om den menneskelige bruken av overgangen er stor, er den beste løsningen å skille brukerne. Stier og veger på en faunapassasje bør derfor legges ved

en av ytterkantene på overgangen for å sikre maksimal bredde på det bevokste og uforstyrrede arealet. Vegen kan skilles fra resten av passasjen med tett vegetasjon. Det anbefales å ikke bruke gjerder langs vegen, da dette kan føre til problemer med å få ledet dyr på rett spor ved inngangen av passasjen.

Sambruk medfører ofte at bredden på passasjen må økes for å gi plass til både mennesker og dyr.

Om en faunapassasje er anlagt for sesongtrekk, er det en mulighet å stenge passasjen for mennesker i det tidsrommet trekket skjer. I slike tilfeller vil det være avgjørende å vite når dyrene trekker. Ved å begrense menneskelig ferdsel i denne perioden, ved for eksempel å ikke kjøre opp skiløyper eller å merke alternative turstitraser, vil forstyrrelsen kunne bli mindre. Dersom vegen er lagt i tunnel for å sikre trekkruiter for villrein må ferdselen i trekk-sesongene begrenses. Villreinen er spesielt sky i forhold til mennesker.

I kulverter er det langt vanskeligere å foreta en slik deling av passasjen som beskrevet for overganger siden det bare i begrenset grad kan anlegges vegetasjon der. En deling i form av et høyt gjerde/vegg vil føre til at kulverten blir mindre attraktiv å bruke for både dyr og mennesker. Det bør holde at man markerer stien tydelig, og eventuelt å legge ut mindre steiner langs med denne. Skilting kan også være aktuelt.



Figur 5-80: Overgang bygget over E6 utenfor Malmö, Syd-Sverige. Opprinnelig bygget som forbindelse mellom et lokalsamfunn og en kirke. Vegetasjonsstripe på begge sider brukes av kanin, piggsvin og grevling. (Foto: O. Eriksson)



Viltgjerd er det mest effektive tiltaket mot viltpåkjørslar, men må brukes med måte. Rv 35, Gardermoen. (Foto: B. Iuell)

6 Andre tiltak

6.1 Innledning

Kollisjoner med vilt på vegen har tradisjonelt fått en langt større oppmerksomhet enn fragmentering av viltets leveområder forårsaket av veger og vegtrafikk. Kollisjoner med hjortevilt hvor det er fare for personskader er et trafiksikkerhetstema som er blitt møtt med en rekke tiltak. Men også et stort antall mindre dyr, både pattedyr, fugl, amfibier, reptiler og insekter, blir drept på vegene. I tillegg til påkjørlene er det også andre forhold knyttet til veganlegg som har negativ effekt på dyr; mindre dyrearter blir fanget i kummer og avløp, insekter dør når de blir tiltrukket av lyset fra gatelykter osv. I dette kapittelet beskrives ulike tiltak som kan benyttes for å redusere antallet påkjørt dyr.

6.2 Fareskilt

Et av de mest brukte, og antagelig minst effektive tiltakene mot viltulykker, er bruk av fareskilt. Det finnes tre forskjellige skilt som varsler fare for vilt i vegbanen, skilt nr 146.1 (elg), 146.2 (rein) og 146.3 (hjort). Skiltene skal bare brukes foran strekninger hvor dyr ofte ferdes over eller langs vegen. Bruken av disse skiltene bør avklares med viltneimnda på stedet. Andre tiltak for å redusere faren skal vurderes før skilt tas i bruk, og skiltene skal tas ned i perioder der faren for å påtreffe dyr i vegbanen er moderat eller liten.



Figur 6-1: De tre fareskiltene for vilt i vegbanen

Figur 6-2: Fareskilt nr 146.1 skal brukes der elg krysser vegen regelmessig. (Foto: S. Persson, Østlandets Blad)



Hensikten med fareskilt er å påvirke de kjørendes oppmerksomhet og atferd. Et spesielt problem i Norge er at vi har store hjorteviltbestander, og at store deler av vegnettet går gjennom naturområder. Dette fører til at det er fare for vilt påkjørsler mange steder, og at det av den grunn er satt opp et stort antall varslingskilt. Undersøkelser har vist at skilting alene i liten grad påvirker de kjørendes atferd, og at farten ikke settes ned. Det er derfor behov for å utvikle systemer som kan gjøre varslingen mer effektiv.

Plassering

Fareskilt bør kun plasseres der det er stor fare for sammenstøt mellom bil og vilt. Det bør foretas regelmessige vurderinger av behovet for fareskilt, og skilt bør fjernes der det ikke lenger er stor fare for at vilt krysser vegen. I områder der det er avgrensede sesongmessige trekk av vilt over en veg, bør fareskilt bare brukes i de periodene og på de strekningene det er trekk over vegen. Kontakt med kommunal viltneimnd eller andre med god lokalkunnskap og innsikt i viltets bevegelser er nødvendig.

Kombinasjonen av et fareskilt og redusert fartsgrense er mer effektivt enn bare fareskilt. Automatiserte systemer med følere (varmesøkende, laser, lys, trykk) som utløser fareskilt eller blinkende varslyss når vilt er i nærheten av vegen er velegnet på steder hvor store dyr regelmessig krysser veger på bestemte punkter, f eks i viltsluser. Slike systemer har vist seg å være lite driftssikre og svært vedlikeholds-krevende, og har vært lite benyttet. Nye og forbedrede systemer er under utvikling.

6.3 Viltgjerder

Et av de mest effektive tiltak for å forhindre kollisjoner med større viltarter, spesielt hjortevilt, er oppsetting av viltgjerder. Viltgjerder utgjør imidlertid en konstant barriere for en lang rekke dyrearter, og bør i utgangspunktet unngås. Viltgjerder anbefales derfor kun brukt på veger med ÅDT > 10 000 som går gjennom viltrike områder, og kun dersom ikke andre tiltak er tilfredsstillende i forhold til trafikksikkerheten. Siktrydding er et tiltak som er brukt med gode erfaringer (se Kap. 6.7). Viltgjerder skal ikke utelukkende benyttes for å stenge viltet ute fra vegen, de skal også lede viltet til sikre krysningpunkter. På mindre trafikkerte veger kan viltgjerder brukes på spesielt ulykkesutsatte strekninger, for å lede dyrene til mer oversiktlige strekninger.

Dersom man av spesielle årsaker (vilttrekk, mange påkjørsler) er nødt til å sette opp viltgjerder langs veger med forholdsvis lite trafikk (ÅDT < 5 000), må det være åpninger i gjerdene på tilrettelagte strekninger for å gi dyr mulighet til å krysse vegen (mer informasjon om viltsluser i Kap. 6.4). På grunn av stor risiko for påkjørsler anbefales ikke viltsluser på veger med ÅDT større enn 5 000. Der bør det etableres planskilte faunapassasjer.

På veger med tette midtdelere (f eks New Jersey elementer) vil det være nødvendig å bruke viltgjerder for å forhindre at dyr som ikke er i stand til å hoppe over midtdelerne kommer inn på vegen og blir værende der. Midtdelere må av samme grunn aldri brukes i kombinasjon med viltsluser.



Figur 6-3: Eksempel på plassering av viltgjerd på E6 i Ullensaker kommune. Vegen er gjerdet inn på begge sider, men gjerdet er satt mellom vegen og jernbanen. Det fører til større sjanse for vilt-påkjørsler på jernbanen enn før gjerdene ble satt opp. (Foto: V. Meland)

Viltgjerdet må tilpasses de dyreartene som lever på stedet og som en ønsker å lede bort fra vegen. Dette betyr at både viltgjerdets høyde og åpning mellom terreng og underkant av gjerdet skal tilpasses den funksjonen gjerdet er tiltenkt.

Vegvesenets Håndbok 018, Vegbygging, har mer detaljert beskrivelse av utforming, materialvalg og plassering av viltgjerd. Bare de viktigste punktene gjentas her.

Plassering

En helthetsvurdering må legges til grunn ved plassering av viltgjerd. Andre gjerd eller hindringer som hindrer dyrenes vandringer må kartlegges før det settes opp gjerd langs vegene.

Viltgjerd må alltid settes opp på begge sider av en veg, også langs vann i områder der dyr kan ferdes over isen om vinteren.

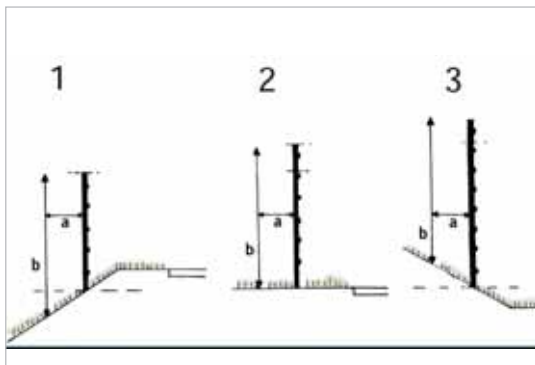
Åpninger i viltgjerdene må søkes unngått, fordi dyr på vegbanen mellom viltgjerdene kan skape store trafikale problemer som ofte ender med at dyret blir påkjørt eller må avlives. Dyr kan komme inn mellom viltgjerdene både via stikkveger og der gjerdene avsluttes. Viltgjerdene må trekkes lengst mulig ut langs armer i toplanskryss, minimum 200 meter også for å kunne jage vilt og husdyr ut av vegområdet før de kommer inn i trafikkmaskinen. Langs stikkveger må viltgjerdene trekkes minst 20 meter ut, og om det er praktisk mulig bør det plasseres en ferist og eventuelt en bom på stikkvegen ved inngangen til viltgjerdet, se Figur 6-13. Enden av viltgjerdet bør helst legges mot et byggverk eller terrengformer som kan

virke som en sperre, som f.eks. en bru, en kulvert, en tunnel, eller en høy skjæring. Dersom viltgjerdet avsluttes i flatt terreng uten disse mulighetene må føres frem til åpent, oversiktlig terreng. Åpningen i viltgjerdet ved avslutningen bør være så liten som det er mulig ut fra trafiksikkerhetshensyn. Eventuelt kan et felt med grov spengstein legges mellom gjerdet og vegbanen for å redusere den passerbare åpningen ytterligere (Figur 6-4). Hjortedyrene trives dårlig med slikt underlag, og må passere kloss opp til vegen eller i selve vegbanen for å komme inn mellom gjerdene. Avstanden mellom vegbanen og steinrøysa må tilfredsstille krav til trafiksikkerhet.

I områder med få gjenværende naturområder, bør gjerdene settes så nær vegen som mulig. Vegskråninger og områder ved vegen kan da benyttes som leveområder eller forflytningskorridor. Det må likevel tas hensyn til forhold som gjelder trafiksikkerhet og drift og vedlikehold av vegen. Det anbefales å bruke forsterket gjerde på grunn av påkjenninger fra brøyting av snø.



Figur 6-4: Avslutning av viltgjerd. Bilde fra Canada. (Foto: B. Luell)



Figur 6-5: Effektiv høyde for et viltgjerde vil variere med hvordan vegen ligger i forhold til sideterrenget. Ligger vegen høyere enn sideterrenget 1) kan gjerdet være noe lavere. Der sideterrenget skråner ned mot vegen 3), må høyden på gjerdet økes. (Etter Müller & Bertod)

Når gjerdet er lagt i en skjæring er det viktig at det plasseres på skjæringstoppen (Figur 6-5).

Utforming

Viltgjerder består av trådnetting festet til stolper, avstivet med topp- og bunntråd og om nødvendig med skråstag minimum i alle knekkpunkter. Høyde og maskevidde avhenger av hvilke arter en ønsker å holde unna vegen. For at det skal være et effektivt stengsel må gjerdet være så høyt at dyr ikke hopper over og det må stå så nære bakken at dyr ikke kommer under gjerdet. Gjerdet må tåle belastning fra snø, snøsprut fra brøyteploger, trær og greiner som faller ned og dyr som presser mot gjerdet.

Effektiv høyde på et viltgjerde er høyden fra der et dyr tar sats til toppen av gjerdet. Effektiv høyde skal måles på den siden av gjerdet som vender bort fra vegen. Effektiv høyde på viltgjerde må bestemmes ut fra hvilke arter som forekommer i området:

Elg: minimum 2,5 m
Hjort, rein, rådyr: minimum 2,2 m

Der det er mulig å utnytte terrenget til å øke effektiv gjerdehøyde, f.eks. der vegen ligger høyere enn sideterrenget, kan selve gjerdet bygges tilsvarende lavere. Men man må være klar over at dyrene også kan reise seg på bakbena for å legge ned gjerdet med forkroppen. I terreng som skråner ned mot vegen er det spesielt viktig at det tas tilstrekkelig hensyn til både effektiv høyde og plassering av gjer-



Figur 6-6: Viltgjerde langs rv 23 i Akershus. Legg merke til ulik maskevidde på øvre og nedre del av gjerdet. (Foto: B. Luell)

Tabell 6-1: Maskevidde i viltgjerde (tall i mm).

Høyde fra nederste tråd (mm)	Største avstand mellom	
	Langsgående tråder	Loddrette tråder
0-750	160	150
750-1500	210	150
Over 1500	300	150

det (se Figur 6-5). Ved vurdering av effektiv høyde må det også tas hensyn til snødybden på stedet.

Netting

Trådnettingen må være slik at dyr ikke kommer gjennom nettingen eller setter seg fast. For å hindre mindre dyr i å komme ut på vegen anbefales det å ha mindre maskevidde i nederste del av gjerdet (Figur 6-6). Maskevidde i konvensjonelle viltgjerder er gitt i Tabell 6-1.

Avstanden mellom terrenget og nettingen bør ikke være større enn 5 cm. Ståltråden i bunn må være så



Figur 6-7: Der viltgjerdet er satt opp på fjellgrunn, kan det lett bli åpninger under nettingen. Disse må tettes slik at dyr ikke kan krype under. (Foto: B. Luell)



Figur 6-8: Nettingen festes til stolpene med ståltråd. Festes netting på den siden som vender mot vegen, er det kun ståltråden som holder igjen når dyr legger seg mot nettingen. (Foto: B. Luell)

godt festet at den hindrer dyr i å krype under gjerdet. Hvis bakken er ujevn kan den planeres, ellers må gjerdet tilpasses terrenget slik at man unngår små åpninger f eks på grunn av hull i bakken.

Trådnettingen må festes til stolpene på terrengsiden (dvs. vekk fra vegen) for å unngå at nettingen løsner fra stolpene om store dyr braser inn i gjerdet.



Figur 6-9: Nettingen kan settes opp på utsiden av stolpene selv der det er trangt. (Foto: B. Luell)

Stålfarget netting er å foretrekke da den er noe mer synlig og lettere å oppdage for dyrene. Farget netting øker risikoen for at gjerdet løpes ned av f eks elg.

Stolper

Det er nødvendig at samtlige stolper er godt fundamentert i bakken. Fundamenteringen skal være så god at den tåler samme belastning som selve stolpen.

Både stolper av metall og av tre er egnet til viltgjerder. Trestolper kan benyttes dersom krav til levetid oppfylles. For metallstolper anbefales å bruke T-profil med dimensjoner 50 x 50 x 5 mm eller 2" rør.

Endestolper vil være utsatt for vesentlig større belastning enn andre stolper og skal derfor sikres ekstra.

I områder med hjortedyr bør avstanden mellom stolpene være maksimum 2,5 m.



Figur 6-10: Viltuthopp fra E6 Rabbalshede i Sverige. En brukbar løsning der sideterrenget ligger lavere enn veien. (Foto: M. Lindquist)



Figur 6-11: Prinsippskisse av fluktrammer (Ill.: P. Risbakken/B. Luell).

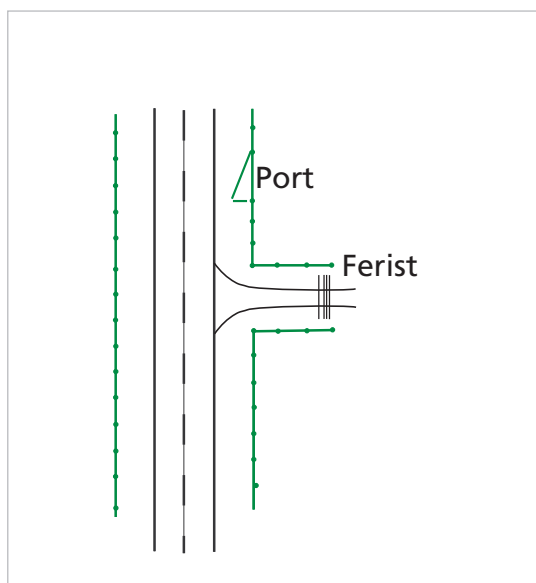


Figur 6-12: Eksempler på enkle fluktrammer fra viltgjerdet i Spania (de to øverste bildene) og Canada. (Foto: H. Bekker og B. Luell)

Fluktrammer og porter

Der det er fare for at dyr kommer inn mellom viltgjerdene, bør det finnes muligheter for dyrene å finne vegen ut igjen selv, eller slik at de på enkel måte kunne jages ut. En enkel og lite vedlikeholds-krevende løsning er å bygge spesielle fluktrammer som gir større dyr mulighet til å hoppe ut men ikke inn. Disse kan f.eks. være en kunstig forhøyning på innsiden av gjerdet, eller en haug med røtter eller annet som dyrene kan klatre opp på for å hoppe ut (Figur 6-11 og 6-12). Der sideterrenget ligger lavere enn vegen, kan det enkleste være å lage et "uthopp", en åpning i gjerdet som ender i en bratt kant som er så høy at dyr ikke kan hoppe inn. Figur 6-10 viser et eksempel fra E6 i Sverige.

Eventuelle vedlikeholdsporter i viltgjerdet må utformes slik at de stenger seg selv, ved hjelp av tyngdekraften eller påmontert lukkemekanisme. Portene bør også konstrueres og plasseres slik at de kan brukes når dyr må jages ut. Porter som svinger innover kan tjene som ledegjerd for dyr som beveger seg langs gjerdet, slik at de letter finner veien ut.



Figur 6-13: Prinsippskisse av veg med viltgjerder med port og sideveg med ferist. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)



Figur 6-15: Porter bør slå innover mot vegen og være selvlukkende. Det kan være nødvendig å ta hensyn til at portene også skal kunne brukes i perioder med mye snø. Her fra rv 35. (Foto: B. Luell)



Figur 6-14: Porter i viltgjerdet må holdes forsvarlig lukket. Fra E6 i Eidsvoll kommune. (Foto: V. Meland)



Figur 6-16: Ferister er oftest brukt for å holde husdyr innenfor et beite eller å hindre dem i å komme ut på en hovedveg. De kan også brukes på sideveger for å forhindre at ville dyr kommer ut på en hovedveg med viltgjerder. (Foto: V. Meland)

Spesiell utforming for mindre dyrearter

Gjerder for å stenge smådyr (amfibier, reptiler, små pattedyr) ute fra vegen bør kun settes opp tilrettelagt med faunapassasjer (se Kap. 5.3.5). Det er kun i tilfeller med svært høy dødelighet på vegen at det kan forsvares å holde arter som frosk og padde borte fra vegområder.

Sedimentasjonsdammer kan fungere som habitater for ulike dyrearter. Fordi sedimentene i slike dam-

mer kan inneholde skadelig stoffer fra vegarealet, anbefales det derfor ikke å tilrettelegge dem for dyrelivet. Likevel vil det kunne etablere seg dyr i slike dammer, eksempelvis amfibier og fugler. Amfibier er spesielt utsatt for forurensninger i vannet, og i enkelte tilfeller kan forurensningsnivåene være så høye at man bør forhindre at amfibier får tilgang til bassengene, f.eks ved å sette opp finmasket netting (se Figur 6-17).



Figur 6-17: Netting oppsatt for å hindre at amfibier får adgang til sedimentasjonsdam. Ved A1, Sveits. (Foto: B. Luell)

For at smådyr skal kunne holdes borte fra en veg kan det settes opp finmasket trådnetting på standardgjerdet. Alt etter artene bør maskevidden ikke være større enn fra 2 x 2 til 4 x 4 cm. Alternativt kan det brukes duk. Høyde: 40–60 cm.

For amfibier er ugjennomsiktige stengsler å anbefale fremfor gjerder av trådnetting. Dette er også beskrevet i Kap. 5.3.5.

Drift og vedlikehold

- Gjerder må ettersees regelmessig minst en gang i året (hyppigere i løpet av det første året). Dette bør helst skje om våren for å kunne utbedre eventuelle skader etter vinteren så fort som mulig.
- Etter stormer må viltgjørdene ettersees for å fjerne vindfelt trær og reparere eventuelle skader. Vindfelling av trær er ofte et problem like etter anleggsperioden når vegbyggingen har ført til avvirkning, slik at trær som tidligere stod inne i et bestand blir mer utsatt for vind enn de er vandt til.

- Ved inspeksjon bør man spesielt være oppmerksom på:
 - hull (som må utbedres omgående)
 - rustangrep
 - nettingens feste til stolpene
 - fundamenteringen
 - åpning mellom terreng og bunnråd
 - manglende krysningspunkter for friluftsliv som gjør at gjerder klatres over eller ødelegges

6.4 Viltsluser

Generell beskrivelse og mål

På lavtrafikkerte veier (ÅDT < 5000) med viltgjerder der det ikke er tilrettelagt for planskilte viltkryssinger, kan det anlegges viltsluser. De er som regel beregnet for hjortedyr, men kan også brukes av andre dyr som er for store til å komme gjennom maskene i viltgjerdet.

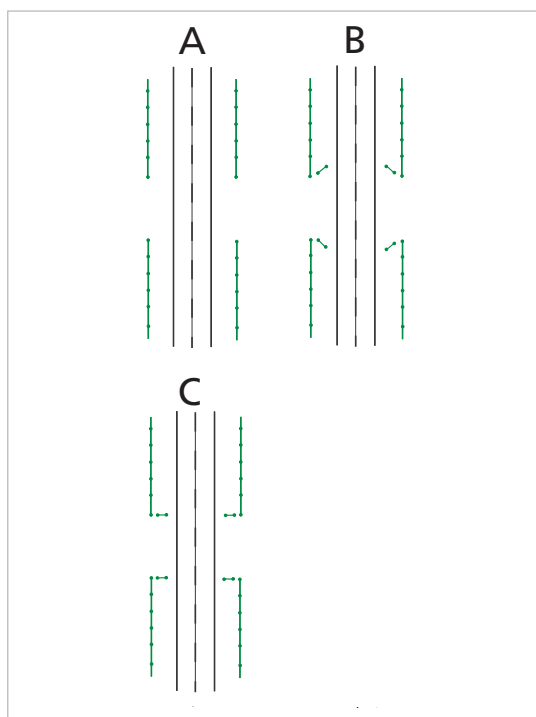
Plassering

Viltslusene bør plasseres på steder der dyr har sine naturlige trekkruer. Informasjon om dette finnes på viltkart og ved kontakt med lokal viltmyndighet. I tillegg må de plasseres på oversiktlige strekninger for å begrense faren for påkjørsler. Det gunstigste er å etablere viltsluser på rette vegstrekninger med god oversikt over sideterrenget, og hvor fartsgrensen er 60 km/t eller lavere.

Utforming

Viltslusene anlegges som åpninger i viltgjerdet på omtrent 20 til 50 meter alt etter terrenget. For å begrense problemet med at dyr skifter retning i slusa og havner innpå vegen, anlegges korte ledegjerder (se Figur 6-18). Disse ledegjørdene vil også kunne lede dyr som har kommet seg inn mellom gjerdene mot åpningen. Det er viktig at disse ledegjørdene ikke festes til resten av gjerdet slik at dyr som løper langs innsiden av gjerdet føres mot slusen.

For å gjøre bilister oppmerksom på faren for å møte elg i slusene må de skiltes. Viltvarslingssystemer kan også brukes (se Kap. 6.6). Vegetasjonen i slusa må holdes nede for å gjøre det enklere for dyr og mennesker å oppdage hverandre, men også for å forhindre beiting i sluseområdet. Men det er viktig at vegetasjonen inn mot slusa på begge sider blir opp-



Figur 6-18: Prinsippskisse viltsluse. A) Uten indre ledegjerder vil dyrene lettere kunne forville seg inn på vegbanen, og det vil også være vanskeligere for dyr som har kommet seg inn mellom gjerdene å finne veien ut. B) Skråstilte indre ledegjerder vil lede kryssende dyr mot åpningen på den andre siden, og vil lede dyr som beveger seg langs innsiden av gjerdet ut av slusen. C) Indre ledegjerder som står i rett vinkel på viltgjerdet er mest effektive for å lede kryssende dyr gjennom slusa, men er mindre effektive for å fange opp dyr som beveger seg på innsiden av gjerdet. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)

Boks 6-1: Erfaring med viltsluse i Rosfors, Nord-Sverige

På veg E4 mellom Piteå og Luleå i Nord-Sverige pågår et forsøk med en viltsluse. Blinkende skilt og gule lamper som snurrer og blinker i passasjen med 50-100 meters mellomrom når det registreres dyr i nærheten. Observasjoner viser at dyrene har lært seg hvor åpningen i viltgjerdene er. Ingen statistisk vurdering er gjort, men det virker som om antallet ulykker på strekningen har gått ned etter at slusen ble bygget. Enkelte elg har blitt påkjørt i viltslusen. Problemet med viltslusen er at trafikkantene ikke er oppmerksomme på at gul, blinkende lamper betyr at det er dyr i området, og hastigheten settes ikke ned. For å gjøre noe med dette vurderes det å innføre differensierte fartsgrenser, dvs at hastigheten senkes fra 100 km/t til 70 km/t med elektroniske skilt når det er vilt i slusene, kombinert med automatisk fartskontroll.



Figur 6-19: Det indre ledegjerdet i viltslusene skal ikke festes til viltgjerdet. (Foto: B. Luell)

rettholdt, da dyrene ofte følger vegetasjonen på veg mot krysningspunkter. I åpne områder kan dyr ledes mot viltsluser ved at det etableres et vegetasjonsbelte inn mot viltslusa.

Viltet forflytter seg ofte i demring eller skumring. Viltsluser kan belyses for å øke synligheten og dermed begrense faren for påkjørsler i slusa etter mørkets frambrudd. Dette ser ikke ut til å begrense dyrenes bruk av viltslusene. Alternativt kan de indre ledegjerdene merkes med refleks for å gjøre slusa mer synlig i mørket. Kryssende dyr i slusa vil også lettere kunne oppdages mot en bakgrunn med reflekterende materiale.

Vedlikehold

Det er viktig å rydde vegetasjonen i og omkring viltslusa ofte. De indre ledegjerdene må kontrolleres regelmessig. De brytes fort ned av snø, og skader bør utbedres raskt. Belysning må etterses, og reflekterende materiale rengjøres.



Figur 6-20: Elg i viltsluse ved Rosfors, E4 i Nord-Sverige. (Foto: K. Ståhl)



Figur 6-21: Belyst viltsluse, E6 Akershus. (Foto: V. Meland)

6.5 Lys, lyd og lukt

Mange forskjellige metoder er blitt forsøkt for å holde dyr borte fra veger uten at man fysisk sperrer dem ute. I første rekke er dette trafiksikkerhetsrettede tiltak som har til hensikt å forhindre påkjørsler av større dyr. Fordelen med slike metoder økologisk sett vil være at man slipper å bruke viltgjerder, og at barriereeffekten dermed blir mindre. Det er bl a gjort forsøk basert på bruk lys, lyd og lukt for å skremme dyrene. Erfaringene så langt har vist at slike tiltak som regel har svært begrenset effekt, og at dyrene ser ut til å venne seg til at slike tiltak ikke utgjør noen reell fare.

Reflektorer og speil

Viltreflektorer, eller viltspeil, har stor utbredelse i Europa, og er også i bruk i Norge. De består av reflekterende materiale som festes til stolper, trær eller lignende langs vegen. Lyset fra passerende kjøretøy blir reflektert ut i sideterrenget, og skal skremme dyrene fra å krysse vegen. En teori er at refleksene skal minne om rovdyrøyne, og en annen er at lysglimtene i seg selv virker skremmende på viltet. En analyse av over 100 undersøkelser foretatt i løpet av de siste 40 år over hele verden, viser imidlertid at viltreflektorer kan ha en effekt ett til to år etter at de er satt opp, men at effekten avtar over tid. Reflektorer er billige og enkle å sette opp, men krever regelmessig renhold.

Lyd

I forbindelse med større næringsmiddelplanlegg og flyplasser er det forsøkt å holde fugl borte ved hjelp av lyd. Det er brukt både opptak av rovfuglskrik og høyfrekvent lyd som skal virke ubehagelig på fuglene. Lyd er også forsøkt brukt for å skremme bort pattedyr, bl a for å hindre at de benytter tunneler eller bruer for å komme seg ut til sårbare øyer, se Kap. 6-10. Selv om disse tiltakene har hatt en viss effekt umiddelbart etter igangsetting, har de i de aller fleste tilfeller vist seg å miste effekten over tid. Også når det gjelder denne type tiltak kan det virke som om dyrene etter hvert lærer seg at det ikke er noen reell fare knyttet til lydsignalet. I Sverige har man forsøkt å unngå rask tilvenning ved at man lar dyrene utløse avspilling av en radiokanal når de passerer sensorer. I tillegg til at lyden dermed varierer hele tiden, vil også lyden av menneskestemmer kunne virke skremmende for dyr. Det er også gjort forsøk med å plassere høyfrekvente fløyter på kjøretøyer, for å skremme dyr bort fra vegen, uten at det viste seg å ha noen effekt. Høyfrekvent lyd vil ikke fungere i forhold til elg fordi den ikke hører høyfrekvente lyder.

Boks 6-2 Radio som skremsel

Det er gjort flere forsøk på å skremme dyr bort fra veger og bruer ved å bruke forskjellige typer lyd. I de fleste tilfeller fungerer dette dårlig fordi dyrene i løpet av relativt kort tid venner seg til at lyden ikke er forbundet med noen trussel. Forsøk med å bruke vanlig radio for å skremme bort dyr fra jernbanen pågår i regi av Norra banregionen/Banverket i Sverige. Dette er utstyr som består av kasser med en radio med høyttalere og en bevegelsesdetektor som er plassert ved en jernbaneovergang. Når noe rører seg i nærheten av overgangen kobles høyttalene på, og radioen begynner å sende det som akkurat da er på luften på Sveriges Radio P3. Ideen er at man i stedet for en enstødig høyfrekvent lyd skal høre lyder som varierer kontinuerlig og som er en blanding av menneskestemmer og annen lyd. Radioen sender så lenge det registreres bevegelse, og slår seg av 30 sekunder etter at bevegelse har opphørt. Antall passeringer registreres automatisk. Hittil har resultatet vært positivt, dvs. at dyrene er blitt skremt bort fra sporet. Men fordi det er mulig at dyrene også kan venne seg til denne lyden trenger man noe mer tid for å kunne si at dette fungerer på lengre sikt.

Kilde: Radioskråmma, Banverket/Norra banregionen. (2003)

Lukt

Forsøk med å bruke lukt for å holde dyr borte fra vegbanen har i hovedsak vært rettet mot hjortedyr. Naturlige eller kunstige stoffer, som regel en blanding av lukter fra mennesker, ulv og andre rovdyr, blir sprøytet inn i et bæremateriale (skum), og dette sprøytes på trær eller stolper i nærheten av vegen. Norske undersøkelser viser at antallet kryssninger ikke reduseres vesentlig på veger hvor det er utplassert rovdyrurin, men at dyrene blir stresset og muligens noe mer oppmerksomme, og at antallet påkjørsler derfor kan reduseres (se Boks 6-3). Andre observasjoner tyder imidlertid på at selv om dyrene krysser mindre på de strekninger av vegen som var behandlet med lukt, byttet de til nærliggende, ubehandlede områder, og faren for påkjørsler økte der i stedet.

For at ikke dyrene skal venne seg til skremmemidlene i form av lukt, bør disse kun brukes i kritiske perioder, f eks under hjortedyrenes vandringsperioder. Effekten av luktstoffene reduseres som regel ved lave temperaturer, og vindstyrke og -retning virker selvsagt inn. Erfaringer fra Norge og andre land med



Figur 6-22: Påføring av luktstoff på en gjerdestolpe. (Foto: C. Rosell)

lukstoffer, viser at rovdryrin har en viss effekt på å skremme bort hjortevilt fra vegger rett etter utplassering av lukstofferne, men at effekten ser ut til å avta raskt. Lukstofferne må derfor oppfriskes hyppig.

Ytterligere utprøvinger vil vise hvor effektive disse tiltakene er på langt sikt. Det er også behov for mer erfaring om vedlikeholdskravene. Det er ikke kjent om dette har negative konsekvenser for andre arter.

6.6 Detektorer

For å unngå bruk av viltgjerdar eller andre permanente tiltak for hindre av dyr beveger seg på vegbanen, er det gjort en rekke forsøk med varslingssystemer som utløses kun når det er behov for det, f eks ved at dyr er i ferd med å krysse. Disse systemene er spesielt interessante å bruke der det er begrensede og godt definerte krysningspunkter, og ikke minst i forbindelse med viltsluser (Kap. 6.4). De første forsøk i Norge var basert på fotoceller. Når passerende dyr brøt lystrålen aktiverte dette et signallys, og de

kjørende fikk rødt lys. Problemet med dette systemet var at det også var andre ting enn vilt som brøt lysstrålen, f eks fallende løv om høsten. Andre systemer har vært basert på laserdetektorer, som kunne skille mellom passerende legemer av forskjellig størrelse. Generelt har erfaringen fra bruken av slike systemer vist seg å være forbundet med store driftsproblemer, og kun varsling uten hastighetsbegrensende tiltak har vist seg å ha liten innvirkning på de kjørendes adferd, verken på hastighet eller årvåkenhet.

Viltvarslingssystemer kombinert med varmesensitive følere er også utprøvd, og har vist seg å føre til en reduksjon i antall påkjørsler når det er brukt sammen med nedsatt hastighet. Varmesensitive følere i nærheten av vegene kan oppdage pattedyr som nærmer seg i en avstand av 250 m. Følerne kan utløse et variabelt skilt som varsler om fare for vilt, og eventuelt angir nedsatt hastighet (se Fig 6-23). Normalt vil disse skiltene være mørke, og blir bare synlige når de blir aktivert. Systemet kan drives med solenergi.

Boks 6-3. Forsøk med lukstoffer for å forhindre elgpåkjørsler i Norge

I forbindelse med OL på Lillehammer i 1994 ble flere tiltak iverksatt for å forhindre påkjørsler av elg på E6 og jernbanen. På E6 mellom Jessheim og Minnesund ble det satt ut brøytestikker med lukstoffer. Lukstoffet var kjemisk framstilte komponenter av urin fra de store rovdryra. Stikkene ble plassert med 5 meters mellomrom på to rekker, men en avstand mellom rekkene på 10 meter slik at de dannet et siksakkmønster. Total ble det satt ut 4 500 brøytestikker.

Springsundersøkelser viste at elgen krysset E6 som tidligere, og at effekten av lukstoffet dermed var dårlig. Imidlertid kan resultatene av undersøkelsene tyde på at elgen blir mer oppmerksom på grunn av lukstoffet, og endrer atferd når den krysser veg, og at sjansen for å bli påkjørt på vegen reduseres. Tilsvarende forsøk ble gjort på jernbanen den samme perioden, og resultatene derifra styrker antagelsene om at middelet kan ha en atferdsmessig virkning på elg.

Kilde: Kastdalen, L. & Strømmen, S. (1995)



Figur 6-23: Viltvarslingssystem fra Sveits. Viltskiltet er koblet til en varmesensor som gjør at skiltet lyser når det er hjort i området. (Foto: H. Bekker)

Punkter man må være ekstra oppmerksom på

- Trafikantene må informeres om hvordan slike kombinerte systemer fungerer. Det er først når de blir klar over at et slikt opplyst skilt ikke bare varsler om en mulig fare, men også om at det faktisk er dyr til stede, at de endrer sin atferd.
- Varslingsskilt bør kombineres med hastighetsbegrensninger.
- Som ethvert annet teknisk utstyr krever slike kombinerte systemer regelmessig ettersyn.

6.7 Tilpassing av vegetasjonen langs vegen

Generell beskrivelse

Vegetasjonen langs veger kan i stor grad påvirke antallet påkjørte dyr. Ved å rydde vegetasjonen langs vegen kan man gjøre sideterrenget mer oversiktlig og øke muligheten til å oppdage vilt i nærheten av vegen. En annen mulighet er å lokke dyrene bort fra vegområdet eller fra uoversiktlige strekninger ved å gjøre andre områder mer attraktive.

Siktrydding

Ved å fjerne kratt, busker og trær langs vegen vil det bli mindre attraktivt for større dyr å oppholde seg der. På strekninger hvor hjortevilt har benyttet veg eller jernbane som transportkorridor og har brukt kantvegetasjonen som beiteområde, har rydding gitt gode resultater. Ved å flytte kantsonen bort fra vegen eller jernbanen krysser dyrene sjeldnere, og antallet påkjørsler har blitt redusert med over 60 %. Samtidig blir dyrene mer synlige for trafikantene.



Figur 6-24: Siktrydding langs E18 i Akershus. (Foto: B. Iuell)

Siktrydding foregår ved at man rydder vegetasjonen 6-10 meter fra vegkanten (se Boks 6-4). Ryddingen må skje regelmessig, slik at det ikke vokser opp et belte av ung-/krattskog som er attraktivt beite. For å øke oversiktligheten i skog uten å måtte fjerne all vegetasjon, bør trærne "oppkvistes", dvs at alle grener opp til 1,5 – 2 meter fjernes. På denne måten kan dyrene slippe å måtte krysse store åpne områder, og til en viss grad kan oppstamming også virke ledende på dyrene. En annen fordel er at man får mindre oppslag av gress, urter og kratt under trekronene.

I snørike områder kan det være nødvendig å fjerne eller redusere brøytekantene for å opprettholde effekten av siktsonene.

Siktrydding er aktuelt på de fleste vegstrekninger med storvilt påkjørsler og trafikkmengder opp til ca. 5 000 i ÅDT.

Siden arealet som er ervervet til vegformål sjelden strekker seg langt ut i sideterrenget, er det nødvendig med samarbeid med grunneier for å rydde vegetasjon rundt vegen. Egne standardkontrakter er utformet for dette.

Valg av plantearter

Valg av riktige arter til planting langs veger kan medvirke til å redusere antall påkjørsler. Det tilrådes at man benytter naturlig revevegetering (se Boks 3-2, s. 40), eller bruker planter som naturlig hører hjemme på stedet. Men man må unngå planter som vil kunne trekke dyr mot vegen for å finne mat og dermed øke risikoen for påkjørsler.

Boks 6-4: Siktrydding

I temaheftet til HB 111 Standard for drift og vedlikehold er det gitt krav til siktrydding. Der angis det at bredden som ryddes vil variere med stedlige forhold (topografi, viltfrekvens, alder og sammensetning på vegetasjonen), men at vanlig bredde vil være 20-30 meter fra vegkant.

- En flate på 5 til 10 meter fra vegkanten ryddes. I skogen utenfor det åpne sidearealet oppkvistes trær for å gi sikt innover i skogen
- Kratt skal ikke være høyere enn 75 cm
- Alt hogstavfall fjernes for å unngå gjødslingseffekt, forenkle framtidig skjøtsel og å hindre beiting på hogstavfallet

Hjortedyr er generelt svært glade i treslag som rogn, osp og selje, og disse bør derfor ikke få etablere seg i vegkantene eller i midtrabatter. Det bør ikke benyttes busker med bær i midtrabatter. Disse trekker til seg fugler, som dermed lett kan bli påkjørt av biler.

Planting av foretrukne plantearter et godt stykke fra vegen kan få dyr til å oppholde seg unna vegen og ikke trekke over den, eller lede dyrene mot sikrere krysningspunkter. Saltstein kan også brukes på samme måte.

Etablering av såkalte "viltåkre" har vært prøvd i Norge, stort sett for å få en større jaktbar hjorteviltbestand, men det kan også benyttes for å holde dyr unna veger. En slik viltåker består oftest av gras eller korn, og er beregnet for hjortedyr. Om vintrene kan det legges ut fôr (rundballer, halmballer, gulrøtter, epler etc.) for at dyr ikke skal krysse veger. Dette må kun betraktes som midlertidige tiltak. I et langsiktig økologisk tidsperspektiv er det ikke heldig å opprettholde en viltbestand ved føring.

Tett vegetasjon langs gjerder vil kunne være med på å lede dyr til faunapassasjer. Busker langs gjerdene reduserer også faren for at store hjortedyr hopper over gjerdet. Vegetasjonen bør imidlertid ikke være så tett at gjerdet "vokser" ned.

6.8 Støyskjermer

Generelt

Effektive støyskjermer skal være helt tette, og dermed vil de også utgjøre absolutte barrierer for dyr.



Figur 6-25: Del av en gjennomsiktig skjerm i Sveits med hvite lodderette markeringer. Fugl vil oppfatte dette som et stengsel, mens trafikkanter i fart knapt vil registrere stripene. Lyse farger er å foretrekke fremfor mørke. (Foto: H. Schmid)

For små dyr, og især virvelløse dyr, gir de derfor en større barriereeffekt enn viltgjerder. Støyskjermer brukes stort sett i tettbygde strøk, men det har i de senere år også blitt satt opp støyskjermer i mer rurale strøk, bl a for å skjerme nærliggende boligfelt eller enkelthus. Disse har som regel kort utstrekning. Om det legges faunapassasjer i områder med støyskjermer, vil de kunne fungere som gode ledegjerder mot passeringspunktet.

Noen støyskjermer er ugjennomsiktige, mens andre har større eller mindre innslag av glass eller gjennomsiktig plastmateriale. De siste brukes for å øke de reisendes mulighet til utsyn, men også for å dempe den visuelle effekten av støyskjermene.

Gjennomsiktige støyskjermer

I utgangspunktet anbefales det ikke å sette opp gjennomsiktige skjermer siden det innebærer stor risiko for at fugl flyr på skjermen og dør. I noen tilfeller blir det imidlertid satt opp transparente støyskjermer der man ønsker at de kjørende og deres passasjerer skal kunne se landskapet rundt seg. Fuglene oppfatter ikke den gjennomsiktige delen av støyskjermen som en hindring. For å redusere problemet kan skjermene merkes med lodderette hvite striper. I et forsøk i Sveits ble andelen fugl som fløy på transparente skjermer redusert med 80 % etter at skjermene ble merket, se Figur 6-25. Silhuetter av rovfugl har blitt brukt på transparente støyskjermer, men de er lite effektive. Fugl oppfatter ikke en slik stillestående silhuett som en trussel, kun som en svart flekk.

I tillegg til fugledød er transparente skjermer dyrere enn tradisjonelle skjermer, og krever mer vedlikehold.



Figur 6-26: Silhuetter av rovfugl har vist seg å være lite effektivt for å forhindre fugler å fly på transparente støyskjermer. (Foto: C. Rosell)

Utforming av gjennomsiktede skjermer

- Vertikale markeringer er å foretrekke, selv om andre typer også kan være effektive.
- Markeringsstripene bør være 2 cm brede med en innbyrdes avstand max 10 cm (eller 1 cm brede, avstand 5 cm).
- Lyse farger er å foretrekke fremfor mørke, fordi de er lettere å se i tussmørke, og de oppfattes dårligere av de vegfarende.
- Markeringene bør påføres på yttersiden av veggen (dvs. vekk fra veggen) for å redusere reflekser i glasset/plasten.

Punkter man må være særlig oppmerksom på

Gjennomsiktede støyskjermer må ikke settes i nærheten av trær eller busker, fordi dette øker risikoen for at fugl flyr i skjermen. Dette er spesielt et problem når den naturlige vegetasjonen er synlig gjennom glasset eller når glasset gjenspeiler busker eller trær. Fuglene vil oppfatte dette som en åpning i vegetasjonen og sikter seg inn på dette.

6.9 Andre tiltak

Tilpassing av kantsteiner

Vertikale kantsteiner er ofte så høye (ca. 12 cm) at små amfibier, reptiler, pattedyr eller virvelløse dyr ikke



Figur 6-27: Piggsvin "fanget" av kantstein og tette midtdelere.
(Foto: B. Iuell)

klarer å komme seg over kanten. Hvis de ikke finner en utgang, vil dyrene ofte bli påkjørt. Ikke-avvisende kantstein bør derfor brukes. Med en liten høyde nederst vil de fortsatt kunne oppfattes av f.eks. synshemmede som bruker blindestokk. En åpning mellom vertikale kantsteiner kan også gi rømningsmuligheter, særlig hvis planter får lov å vokse mellom steinene.

Permeable midtdelere

Tette midtdelere av f.eks. New Jersey-stein danner en svært farlig barriere for dyr som ikke er i stand til å hoppe over. Dyrene blir gående langs midtdelerne og blir i de fleste tilfeller overkjørt. Wirenettverk eller rails gir dyrene mulighet til å passere under. Dette er spesielt et problem på vegger uten viltgjerd.

Dreneringssystemer

Det vil alltid være en fare for at små dyr havner i dreneringssystemet og drukner. I åpne dreneringssystemer vil enkle fluktramper gi dem en mulighet for å komme seg ut igjen.

Der dreneringssystemer kan være en fare for amfibier kan ulike tiltak iverksettes. Trådnetting festet under dreneringsavløpets deksel hindre at amfibier faller ned. En slik netting medfører imidlertid fare for at avløpet tettes, og det krever hyppig rengjøring. Amfibier overlever imidlertid i vann, og om de faller ned i dreneringssystemet vil de kunne klare seg, såfremt det er mulighet å komme seg opp eller ut i den andre enden. Innebygde ramper kan være nødvendig.

Trafikkreduksjon

Flere dyrearter har tidsbegrensete, sesongmessige trekk. I tilfeller der spesielle arter krysser veggen kun i korte perioder kan det være aktuelt å stenge veggen for trafikk, redusere fartsgrensen eller innføre fysiske hindringer for trafikken for å få ned hastigheten. Om sårbare dyrearter i perioder er spesielt nattaktive kan det være aktuelt å stenge veggen om natta.

For vinterstengte fjelloverganger bør det vurderes å vente med å åpne veggen om våren til ev. villreintrekk er overstått (se også Kap. 4).

Parkeringsrestriksjoner kan bidra til å redusere den menneskelige ferdselen i områder og i perioder hvor enkelte dyr er spesielt utsatt.

6.10 Viltsperrer

Veger skaper ikke bare barrierer for dyr, de kan også fungere som spredningskorridorer. Som beskrevet i Kap 2.6 kan dette ha både positive og negative effekter.

Spredning av fremmede dyrearter kan være en stor trussel for det biologisk mangfoldet. Når fremmede arter har blitt innført, har dette i flere tilfeller ført til utryddelse av de naturlig tilstedeværende artene. Den samme effekten kan en få om en tunnel eller bru til en øy fører til at rovdyrarter, som ikke finnes naturlig på øya, beveger seg over fra fastlandet.

Gjerding

For å begrense uønsket spredning av dyr via vegen, er det viktig at vegkanter, områder mot tunnelmunninger, bruhoder og lignende gjerdes inn. Om vegen er lagt på fylling i sjø eller innsjø, må gjerdet forlenges ut i vannet slik at det blir vanskelig for dyr å svømme rundt gjerdet, også ved lavvann. Settes gjerdene opp som en motsatt trakt, vil dyrene lettere avvises, se Figur 6-28.

Lukt

På samme måte som omtalt i Kap. 6.5 har luktstoffer vært brukt til å skremme dyr fra å bevege seg langs veger. Som beskrevet tidligere har de luktstoffene som så langt er brukt en forholdsvis dårlig effekt.

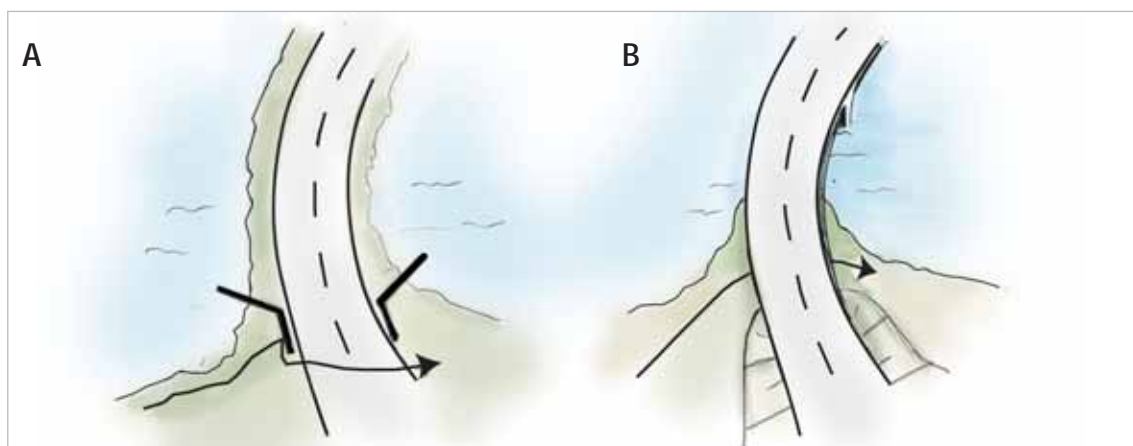
Lyd

Bruk av lyd for å holde fugler vekk fra flyplasser, søppelplasser eller anlegg for næringsmiddelpro-

duksjon er kjent. Da brukes gjerne lyd fra disse fuglenes naturlige fiender (f. eks. rovfugl). På veganlegg brukes lydanlegg med sterke lydsignaler i varierende frekvens for å holde rovdyr borte fra vegen.

- Frekvens på lyden vil variere etter hvilke arter en ønsker å holde borte fra vegen. I Norge har lyd i frekvensområdet 5 000 til 30 000 Hz vært brukt.
- For å øke effekten av lydsperrer kan det være en fordel å montere flere. De settes opp med 5 til 10 meters mellomrom.
- Som med bruk av luktstoff viser det seg at dyr kan venne seg til lyden. En måte å unngå dette på er å endre frekvens på lyden, eksempelvis to ganger i året. I Sverige har man fått gode resultater ved å koble seg til en radiokanal, se Boks 6-2 s. 97.
- Som alle andre tekniske installasjoner er det en fare for driftsstans på lydsperrene. Det er derfor viktig å ha gode vedlikeholds- og kontrollrutiner.
- Erfaringer så langt viser at lydsperrer har bedre effekt i tunneler enn på bruer eller fyllinger.

I tunnelene ut til øyene Hitra og Frøya er det montert høyttalere som produserer lyd i frekvensområdet 5 000 – 7 000 Hz for å hindre at rovdyr (grevling, mår, rødrev, forvillet tamrev) tar seg ut til øyene. Erfaringene har så langt vært positive. Ved brua ut til øya Tautra har det vært gjort lignende forsøk. I starten fungerte dette godt, men effekten avtok, og etter 3-4 år med drift av anlegget hadde både mår, grevling og rev tatt seg ut til øya. Se Boks 6-5 for nærmere beskrivelse.



Figur 6-28: A) For å forhindre at dyr kommer seg ut på øyer ved å følge vegfyllinger eller selve vegen, kan det settes opp avvissende gjerdet som leder dyrene bort fra strandlinjen. B) Tilsvarende kan det legges til rette for at dyr kan følge strandlinjen under bruhodet slik at de ikke kommer seg ut på selve brua. (Ill.: P. Risbakken/B. Luell)



Figur 6-29: Lydsperre på veggen ut til Tautra før bygging av bru.
(Foto: B. Iuell)

Rister i vegbanen

Gjerder kombinert med rister i vegbanen kan forhindre at dyr tar seg fram på en veg. Klovdyr stanses effektivt av tradisjonelle ferister kombinert med gjerder. Når det gjelder rovdyr har det vist seg å være vanskeligere å etablere effektive sperrer. Forsøk med rødrev i fangenskap viser at dyr passerer vanlige ferister uten store problemer. Forsøk med gitterrister har vist at rister med åpninger på 70-90 mm har en viss avvisende effekt på rødrev (Figur 6-30).

Generelt om rister:

- Om det er mulig bør det være god dybde under rista. Det antas at dyr har større frykt for å bevege seg på rista om det er stor høyde under rista.
- Dess lenger en rist er (i vegens lengderetning), dess mer skeptiske vil dyr være i forhold til kryssing.
- Dess større åpninger i rista, dess større problemer vil dyr ha med å passere. En gitterrist med

Boks 6-5: Tautra

Veger som gir fastlandsforbindelser til øyer kan føre til at uønskete arter tar seg over. Det mest kjente eksemplet fra Norge er øya Tautra utenfor Frosta i Nord-Trøndelag. Store deler av øya er vernet som naturreservat grunnet våtmarksområder med et rikt fugleliv. I 1976 ble det bygget en veg på steinfylling ut til øya. Foruten at dette endret strømningsforholdene på stedet slik at våtmarka ble tilslammet og næringstilgangen til fuglene ble redusert, innvandret det rovdyr (rev, grevling og mår) til øya. I sum førte dette til at enkelte fuglearter opplevde en bestandsreduksjon på opptil 90 %. I den forbindelse ble det sett på flere mulige løsninger for å forhindre at rovdyr tok seg over brua.

Bruk av lyd har vært prøvd. Høytalere ble plassert på begge sider av veggen ca. 50 m fra land. Lyd i frekvensområdet 5 000–30 000 Hz ble brukt. De første årene så tiltaket ut til å fungere godt, med effekten avtok etter 3-4 år. Dette kan komme av at dyrene vender seg til lyden over tid.

Fyllinga ble erstattet med bru i 2001. Det er nå anlagt en viltsperre på brua for å hindre at rovdyr tar seg over. Den består av en lukket port som åpnes ved en detektor i vegbanen. Viltsperra har ikke vært i bruk lenge nok til å se om den fungerer etter intensjonene, men erfaringene så langt har vært positive. Problemet med denne løsningen er at slike tekniske installasjoner er sårbare i et klima med sterk vind, ising og saltvann.

6



Figur 6-30: Forsøk med rødrev i fangenskap har vist at gitterrister med åpninger på 70x90 mm har en avvisningseffekt. (Foto: B. Iuell)



Figur 6-31: Automatisk lukkende port foran bruen ut til Tautra.
(Foto: B. Iuell)

åpninger 70x90 mm fungerer bra mot arter som rev, grevling og mår.

- Elektriske rister er effektive for å hindre at dyr bruker vegen. Disse er imidlertid mer utsatt for driftsproblemer, og kan ikke benyttes i områder med mange fotgjengere og ikke på bruer/fylling er som er utsatt for sjøvann.

Port

Bruk av automatisk port over vegbanen er en mulighet til å forhindre dyr i å benytte vegen i områder med lite trafikk.

- Høyden på porten må tilpasses de dyrearter en ønsker å stanse. Grevlingen er dårlig til å klatre og hoppe, reven hopper lett over hindre på 1-1,5 m, og måren er en god klatrer. Porten må derfor også være utformet slik at den gir lite feste til rovdynenes klør.
- Det vil alltid være en fare for problemer med lukkemekanismen, og porten kan derfor bli stående åpen. Det er derfor viktig å ha gode vedlikeholds- og kontrollrutiner.
- Porten må også være utformet slik at den er kan brukes av fotgjengere og syklende.

6.11 Økologisk kompensasjon

Selv om man ved god planlegging og bruk av avbøtende tiltak søker å unngå eller redusere de uheldige konsekvenser for naturmiljøet ved vegbygging, er det ofte umulig fullstendig å unngå negative virkninger. Økologisk kompensasjon innebærer at

bestemte habitater som ødelegges eller forringes kraftig av en vegutbygging, forsøkes utvikles på et annet sted. Eksempler på slik kompensasjon kan være å anlegge et nytt bekkeløp om alternativet er å legge store deler av bekken i rør/kulvert og oppdemning av en bekk for å skape en kunstig våtmark til erstatning for en som er ødelagt av vegbygging.

Økologisk kompensasjon har til hensikt å oppnå en løsning med "intet netto tap" når utbyggingen først er godkjent. Dette målet innebærer at økologisk kompensasjon er en "siste utveis løsning" – den kommer først i betraktning etter at det ved planlegging og med avbøtende tiltak ikke har vært mulig å hindre skadevirkninger. Økologisk kompensasjon skal ikke betraktes som en mulighet for utbyggerne til å få byggetillatelse ved å "kjøpe seg fri" fra miljøbetingete innvendinger.

I en viss utstrekning kan man vedta ekspropriasjon også til økologisk kompensasjon. Vegvesenets adgang til ekspropriasjon gjelder grunn og rettigheter som "trengs til bygging, drift og vedlikehold av offentlig veg". Hvis kompensasjonstiltaket er en del av det Statens vegvesen mener "trengs" kan Vegvesenet vedta ekspropriasjon til gjennomføring av det.

Forutsetningen er at kompensasjonstiltaket framgår av reguleringsplan og at kravet til interesseavveining i forhold til berørte grunn- og rettighetshavere er oppfylt. Dvs at tiltaket er mer til gagn enn skade, eller at nytten av tiltaket er større enn fordelene. Dette bør normalt inngå i vurderingene ved utarbeidelsen av planen.

Hvis det skal settes vilkår om gjennomføring av et slikt kompensasjonstiltak i forbindelse med en reguleringsplan må det også vurderes om dette er et vilkår som er rimelig å sette, dvs at vilkåret har direkte sammenheng med virkninger av planen og at vilkåret ikke er urimelig tyngende for tiltakshaver (Statens vegvesen).

6.11.1 Omfanget av kompenseringstiltak

Kompensasjon har bare i begrenset grad vært brukt i Norge i forbindelse med vegbygging. Det eneste eksempelet er opparbeidelse av nye bekke-/elveløp



Figur 6-32: Ny dam etablert som kompensierende tiltak ved bygging av E6 i Melhus. (Foto: P.I. Bergan)

der ny veg legges over eller i nærheten av vassdrag og nye dammer. Sistnevnte ble prøvd i Melhus da ny E6 kom i konflikt med en delvis gjengrodd dam. Det ble da etablert en ny dam/våtmarksområde som kompensasjon for dammen som gikk tapt under ny veg, se Figur 6-32. Hensikten er å sikre egnede levesteder for planter og virvelløse dyr som er avhengig av dammer i kulturlandskapet. I et annet våtmarksområde som ble berørt av anlegget ble det gjennomført graving for å øke andelen vanndekt areal, og for å øke levetiden til våtmarksområdet.

I andre land varierer bruken av kompenseringstiltak. Økologisk kompensasjon kan innbefatte omdanning av områder for å få nye naturkvaliteter (plantning av spesiell skogtype, nye elveleier, anlegging av våtmarker, dammer osv.). Forbedring av et habitat kan omfatte at jordbruksvirksomhet tilpasses imot en utvikling av naturkvaliteter (f eks natureng).

I de tilfeller der det er aktuelt med økologisk kompensasjon er utbygger ansvarlig for gjennomføringen. Som følge av dette må utbygger stille midler til rådighet til kompenseringstiltak. Det må også settes av midler til overvåkning, og ev. forbedring om det skulle vise seg at de kompensierende tiltakene ikke fungerer tilfredsstillende.

6.11.2 Opprettelse av habitater

Helt nye habitater kan opprettes. Dette kan innebære at dyrket jord tilplantes og gjøres attraktiv for de



Figur 6-33: Eksempel på kompensierende tiltak fra Årungselsva. Det øverste bildet viser anlegging av nytt bekkeløp, mens det nederste viser det ferdige nye bekkeløpet. (Begge foto: B. Luell)

arter man ønsker å lage et kompensierende habitat for. Dette inkluderer:

- Anskaffelse av egnede områder (eller avtaler om forvaltning).
- Utforming (f eks jordbearbeiding).
- Styrt beplantning med utvalgte gressarter, gjødselsplan, tidspunkt for beskjæring osv.
- Overvåking og oppfølging.

6.11.3 Omplassering

I noen tilfeller vil det være gunstig å flytte jord og/eller arter fra det habitatet som ødelegges til det nye området. Dette gjøres for å få det nye habitatet til å bli så likt det gamle som mulig. Dette stiller imidlertid store krav til mottakerstedet. Det må være godt egnet og bør ha de samme jordegenskapene som giverstedet. Metoden er også kostbar.



Figur 6-34: For å kompensere tapet av våtmarker ved bygging av motorvegen A50 i Nederland, ble et område med dyrket mark omgjort til våtmark. Det øverst bildet viser det dyrkede området etter at topplaget med jord var fjernet, mens det nederste viser jordet som våtmark. (Begge foto: H. Bekker)

Habitatforbedring

Det vil være tilfeller der et mulig erstatningshabitat finnes, men der det ikke har de ønskede egenskaper. Økologisk kompensasjon vil da kunne innbefatte tiltak for å høyne kvaliteten, eksempelvis ved heving av grunnvannsnivået, innplantning av ny vegetasjon.

Oppfølging

For at man skal kunne være sikker på at kompensasjonstiltakene er vellykkete må området følges opp

slik at de ønskede kvaliteter oppnås. Et problem kan for eksempel være gjengroing av en nyetablert salamanderdam. De nyetablerte habitatene må også gis et vern mot utbygging. Dette kan gjøres ved klausulering, regulering etter plan- og bygningsloven (spesialområde bevaring, natur), eller innløsning/ekspropriasjon.



På denne faunaovergangen er det etablert en sandgrop for registrering av spor, en fotocelle som registrerer antall kryssende dyr og et fotografiapparat tar bilde av dyret. (Foto: B. Iuell)

7 Etterundersøkelser og overvåking

7

7.1 Generelle prinsipper for undersøkelser

7.1.1 Behovet for før- og etterundersøkelser

Når man skal gjennomføre kostbare tiltak på vegnettet vil man ha en sikkerhet for at tiltakene har den forventete effekt. Når det gjelder tradisjonelle veg- og trafikrelaterte tiltak, enten det gjelder konstruksjoner eller trafiksikkerhetstiltak, har dette blitt fulgt opp kontinuerlig. På naturmiljøsidan har det vært investert relativt minimale ressurser, noe som delvis skyldes at det ikke har vært like klare ansvarsforhold og at disse tiltakene ikke har vært prioritert i forhold til hardt pressete vegbudsjetter. Tidligere var f eks vilttiltak noe som andre instanser ba vegmyndighetene om å gjennomføre, og utbyggeres eierforhold til tiltaket ble deretter. Dette er endret i de senere år, og vegmyndighetene definerer

seg i stadig større grad selv som problemeier og tar initiativ til tiltakene. Behovet for å gå gjennom tiltakene i etterhånd er dermed mer presserende, slik at man kan høste erfaring og etter hvert finne frem til de mest kostnadseffektive tiltakene.

Gode forundersøkelser er en forutsetning for gode etterundersøkelser. Har man et dårlig fundert grunnlag for valg av tiltak vil det være vanskelig å gjøre en god vurdering av tiltakene etterpå. Det bør derfor være klart definerte mål for de tiltak som gjennomføres, aller helst med målbare kriterier for suksess.

En god etterundersøkelse vil avdekke om de avbøtende tiltakene oppfyller sine formål ved å:

- Vurdere om det var et riktig valg av tiltak på kort sikt.
- Vurdere om tiltakene innebærer en langsiktig god løsning for berørte arter og habitater.
- Vurdere om plassering og utforming av tiltaket er optimal.

- Avklare om ytterligere tiltak må iverksettes, eller om tiltaket bør justeres.

Erfaringene man høster fra de undersøkelsene man gjennomfører er ikke bare viktige for det aktuelle vegprosjektet, men også for å kunne gi kunnskap til utvikling av mer effektive og mer kostnadseffektive tiltak for andre vegprosjekter. På denne måten kan man unngå at feil blir gjentatt, skaffe ny kunnskap til planlegging av nye avbøtende tiltak, og klarlegge hvilke tiltak som har best nytte/kostnadstill.

Når det gjelder naturmiljørelaterte tiltak vil undersøkelsene som regel gå over noe tid, i mange tilfeller flere år. Og for å kunne registrere hvordan levende dyre reagerer på tiltakene vil det være behov for en eller annen form for overvåking.

7.1.2 Forskjellige former for overvåking

Overvåking innebærer regelmessig gjentatte målinger av utvalgte variabler.

Man kan skille mellom to hovedformer for overvåking; rutinemessig overvåking og økologisk overvåking. Ved rutinemessig overvåking rettes undersøkelsene direkte mot de tiltak som er gjennomført, f eks om en faunapassasje blir benyttet eller ikke. Økologisk overvåking omfatter undersøkelser av de økologiske effektene av tiltakene, f eks hvordan bestandene av de aktuelle artene utvikler seg på hver side av vegen. Uansett er det nødvendig med bred økologisk kunnskap om det området som berøres. Det er derfor nødvendig at både økologisk fagkompetanse og lokale kjentfolk trekkes inn i planleggingen av undersøkelsene.

Rutinemessig overvåking

Målet med rutinemessig overvåking er å ha tilsyn med avbøtende tiltak og finne ut hvor effektive de er. Noe av dette kan måles ganske enkelt, f eks ved å registrere antall dyr som bruker en faunapassasje eller antall dyr som blir påkjørt pr. kilometer veg. Overvåkingen skal avdekke hvordan tiltakene fungerer, og om det er spesielle behov for vedlikehold og justeringer. Rutinemessig overvåking kan rettes mot ett enkelt tiltak, men ofte kan det være nødvendig å undersøke hvilken virkning vegen har i et

større område. Det er derfor en fordel å undersøke avbøtende tiltak over en lengre strekning.

Denne formen for overvåking kan innarbeides i rutine for drift og vedlikehold av vegen, og er i noen land utviklet som en prosedyre ved alle nye infrastrukturtiltak. Denne overvåkingstypen bør planlegges av, men trenger ikke nødvendigvis utføres av, spesialister, og kan realiseres med forholdsvis lave kostnader.

Som eksempler på aktiviteter som kan brukes i denne form for overvåking nevnes:

- Kartlegging av bruken av faunapassasjer; hvilke arter som bruker den og hvor ofte den blir brukt.
- Hvis faunapassasjer ikke brukes forsøker man å finne årsakene til svikten og å utforme tiltak som kan rette problemene.
- Registrering av antall drepte dyr på veger med angivelse av antatt art og ulykkespunkter.
- Enkle observasjoner for å avdekke andre problemer, eksempelvis gjerder som ikke er korrekt montert.
- Nye habitater anlagt som kompensierende tiltak må undersøkes for å finne ut om de blir brukt, og om de har opprettholdt eller utviklet de riktige økologiske kvaliteter.

Noen enkle metoder for overvåking er beskrevet i Kap. 7.2.

Økologisk overvåking

Ved økologisk overvåking setter man søkelyset på de økologiske virkningene av tiltakene, dvs at man søker å klarlegge endringer i artenes utbredelse, bestandstetthet, kjønns- og alderssammensetning, trekkmonster og bruken av habitater. Registrering av spor i en faunapassasje er ikke ensbetydende med at tiltaket er en suksess. Det kan være ett enkelt dyr som har sitt revir på begge sider av vegen som bruker passasjen, det kan være kun enkelte deler av bestanden som passerer (unge dyr, eldre hanner), det kan være kun i spesielle perioder passasjen blir benyttet, eller at antallet dyr som passerer ikke er tilstrekkelig til å opprettholde de bestandstettheter eller den genetiske variasjon man hadde i området før vegen delte det i to. Kun ved å undersøke ulike arters bruk av områder på hver side av vegen og å sammenligne dette med resultater

fra forundersøkelser, vil man kunne få en indikasjon på hvordan vegen påvirker dyrelivet og om de avbøtende tiltakene har hatt noen effekt.

Økologiske endringer skjer ikke over natten. Denne typen overvåking krever derfor et langt tidsperspektiv og en stor skala der man tar hensyn til alle tiltak og de synergivirkninger som oppstår av en ny veg. Man bør også ha relativt god kontroll på andre forhold som påvirker økologien i området. Registreres endringer i bestandstetthet eller kjønnssammensetning kan dette skyldes naturlige svingninger, eller andre påvirkninger enn det aktuelle veganlegget. Av den grunn er denne form for overvåking kun aktuell i spesielle tilfeller, for eksempel når det er anlagt veg i sårbare habitater med truede arter.



Figur 7-1: Registrering av ekskrementer, i dette tilfellet elgmøkk, og beitespor, kan gi gode indikasjoner på tetthet av dyr i et område før og etter en vegutbygging. (Foto: B. Luell)

Eksempler på forhold som kan omfattes av økologisk overvåking:

- Endringer i populasjonens størrelse og tetthet på begge sider av vegen (telling av dyr, ekskrementer, beiting).
- Undersøkelser av bestandssammensetningen (kjønn, alder) hos utvalgte dyrearter for å finne ut om barrieren eller dødelighet forårsaket av påkjørsler påvirker dynamikken i bestandene.
- Vurdering av vegnettets eksakte barrierewirkning. Dette kan ikke gjøres bare ved å ta hensyn til andelen dyr som forsøker å krysse og blir overkjørt, men også andelen av dyr som forsøker å krysse, men som ombestemmer seg (sporing).
- Endringer i atferden hos ulike arter på grunn av forstyrrelse fra vegen.
- Virkningene av nye habitater i tilknytning til vegen som f.eks. vegkanter, skjæringer og skrånninger. Eventuelle nyetableringer av arter og hvilke følger det har for de øvrige artene.
- Endringer i landskapet som oppstår på grunn av ny veg, bl.a. omfanget av habitatfragmentering, avstanden mellom tilsvarende habitater og annet.
- Endringer i nærliggende habitater som følge av forurensning fra vegen.

Slike undersøkelser gir svært verdifull informasjon til bruk ved anlegging av nye veger eller annen infrastruktur. Videre vil det gi en bedre forståelse av problemene. Utformingen av slike prosjekter er tidkrevende, ikke standardiserte, vitenskapelig innrettete og vil ofte kunne betraktes som forskning. Arbeidet må derfor både planlegges og foretas av personell med økologisk fagkompetanse. Behovet for forundersøkelser er også mer omfattende enn for rutinemessig overvåking. Som følge av dette er det i dette kapittel ingen beskrivelse av denne form for overvåking. Her er det rettet fokus på de enklere overvåkingstiltak som kan brukes som et ledd i rutinemessig vedlikehold av veger. Flere av tiltakene som beskrives vil imidlertid også være aktuelle som deler av større overvåkningsprosjekter.

7.2 Metoder for overvåking

En lang rekke metoder kan benyttes ved overvåking. I dette kapitlet gis det beskrivelse av de mest brukte metodene. Flere av tiltakene kan også brukes for å lokalisere steder på eksisterende veger der det er behov for å anlegge faunapassasjer.

7.2.1 Registrering av døde dyr langs veger

Formål: Å finne vegstrekninger der mange dyr blir overkjørt. Dette er steder der det kan være behov for faunapassasjer eller andre tiltak som kan begrense risikoen for påkjørsler.

Beskrivelse: Undersøkelsene består i at man registrerer hvor mange døde dyr av ulike arter som forekommer på vegen pr. lengdeenhet.

Metode: Kjør sakte, sykle eller gå den vegstrekningen som skal undersøkes. Er det små dyr man skal undersøke må man gå den aktuelle traseen, se Boks 7-1. Hver gang et dødt dyr observeres, identifiseres art (eller dyregruppe) og de nedenfor nevnte variabler registreres. Hvor hyppig dette skal gjøres avhenger av hvilke arter man ønsker å undersøke, men generelt sett, og ved overvåkingsprosedyrer som innbefatter flere arter, vil undersøkelsene måtte gjentas i minst 10 etterfølgende dager i den perioden det foregår mest forflytning blant dyrene (tidsrom når unge dyr sprer seg, trekkperioder, jaktseong osv.). Fordi mange av de dyr som blir overkjørt

raskt blir spist av åtseletere, bør registreringen skje minst en gang pr døgn, og da i hvert fall en gang tidlig om morgenen.

I Norge finnes det relativt gode data om påkjørt hjortevilt. Ved påkjørsler av hjortevilt rykker viltansvarlig i kommunen ut og registrerer art, kjønn, alder, dato, tidspunkt, sted m.m. Om disse dataene samles for flere år vil en får en god indikator på hvor trekkru-tene for hjortevilt går og hvor tiltak bør settes inn.

Variabler som må registreres: Dato, tidspunkt for undersøkelsen må registreres. For hvert dødt dyr som oppdages, må man identifisere art, kilometerpunktet der dyret ble funnet, dets nøyaktige plassering på kjørebane, nedbrytningsgrad og eventuelt andre observasjoner (kjønn, alder, osv.). Registrering av andre variabler som bl a vegstrekning, landskapskarakteristika, eller tilstedeværelse av og tilstanden på gjerder, kan bidra for å finne frem til hvilke faktorer som er medvirkende til å øke faren for påkjørsler på vegen. I noen tilfeller kan det være vanskelig å artsbestemme dyr om de har blitt overkjørt flere ganger. En mulighet er da å sende inn restene av dyret til en spesialist for artsbestemming. Alternativt registreres det pr. dyregruppe, f eks smågnagere, småfugl, mårdyr, osv.

Observasjoner og mulige variasjoner:

Undersøkelsene kan også konsentrere seg om å finne ulykkespunkter hvor bare én enkelt art blir overkjørt. Denne metoden kan anvendes for å finne spesielle ulykkespunkter der dødeligheten for visse arter er stor. I slike tilfeller er det nødvendig å foreta utstrakt overvåking av en lang strekning av vegen, og det

7



Figur 7-2: Registrering av døde dyr på og langs vegen er en god metode til finne steder der det er behov for å sette i verk avbøtende tiltak. (Foto: V. Hlavác)

Boks 7-1: Påkjørte dyr i vegbanen

En dansk undersøkelse viste at bare et lite antall påkjørte salamandere og frosker ble oppdaget fra bil med hastighet 30 km/t. Antallet økte ved observasjoner til fots en gang i døgnet, men bare omtrent halvparten av trafikkdrepte amfibiene ble oppdaget. Undersøkelsen konkluderte med at ved undersøkelser av så små dyr var er det nødvendig med undersøkelser gjentatte ganger i løpet av døgnet.

Kilde: Hels, T. & Buchwald, E. (1999)

anbefales at drifts- og vedlikeholdsansvarlige får i oppgave å skaffe data om steder der det forekommer påkjørsler av dyr eller man har observert kryssinger. Alle opplysningene må samordnes og kartfestes i en database. Når man har fått en stor mengde data vil spesielle ulykkespunkter eller strekninger vises. Da kan man undersøke disse stedene, og finne hvilke tiltak som det er nødvendig å iverksette.

7.2.2 Sporregistreringer

Formål: Å finne ut i hvor stor grad dyr som lever rundt en veg som krysser den er nyttig informasjon. Dette kan videre brukes til å bestemme andelen som krysser vegen vha faunapassasjer, kulverter, andre tversgående byggverk eller som krysser direkte over vegbanen.

Beskrivelse: Metoden består i at man teller antall dyrespor på faunapassasjer og i nærheten av vegen. Ved hjelp av det bestemmes kryssingsandelen og hvordan dyr krysser vegen.

Metoder:

1. Sporregistreringer i snø

Om vinteren går man langs vegen i en avstand av omtrent 20 meter og registrerer spor. Er det mye snø kan man benytte ski eller snøscooter. En vil da kunne finne ut hvor mange dyr som har krysset vegen, hvor mange som bare har vandret langs den, og eventuelt hvor mange forsøk som har vært mislykket. Registrering av spor på eller ved en faunapassasje kan også gi tall på hvor mange dyr som har krysset i hver retning.



Figur 7-3: Registrering av spor i snø (Foto: V. Hlavác)

Metoden har mange feilkilder. Aktiviteten til dyr varierer gjennom året. Mange arter har et lite aktivitetsnivå om vinteren, og det kan føre til en underestimert betydning av den undersøkte strekningen. Aktiviteten ved veger varierer også mellom individer av samme art. Et aktivt dyr som krysser vegen ofte gir da mange spor, og en kan få et inntrykk av at mange dyr krysser vegen uproblematisk, selv om det bare er få dyr som gjør det. I tillegg kan værforhold (stort snøfall, skare, lite snø m.m.) gjøre det vanskelig å foreta gode sporregistreringer i hele det tidsrommet som er ønsket.

2. Sporregistreringer i sand

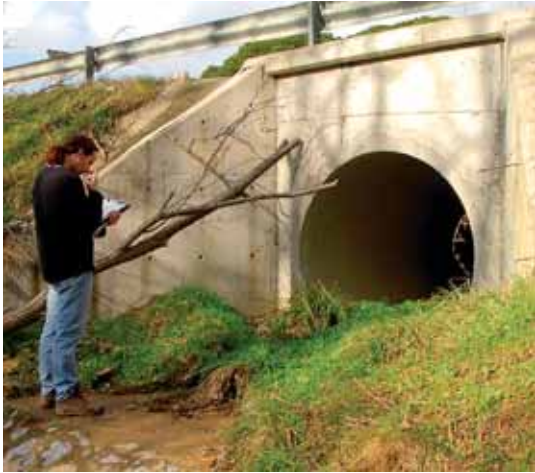
Denne metoden innebærer at man undersøker hvilke dyr som bruker en faunapassasje ved å registrere spor på egnede naturlige overflater (f eks sand eller bløt leire) som er plassert på stedet som skal undersøkes. Metoden kan brukes på både overganger og i underganger.

Man dekker den midterste delen av faunapassasjen i hele sin bredde med et tynt lag sand eller et annet egnet materiale. Denne stripen må være så bred at dyrene ikke hopper over den. Sandstripen undersøkes for spor på faste tidspunkter minst en gang daglig. Etter registreringen slettes sporene med en rive, og ny sand legges ut om nødvendig.

Sandgroper som er anlagt for å registrere dyrespor fører til et avbrudd i den sammenhengende vegetasjonen og kan utgjøre et hinder for små dyr. De bør derfor kun ligge åpne i begrenset tid mens man foretar registreringene. Kornstørrelsen på sanden kan varieres etter hvilke arter som skal undersøkes.



Figur 7-4: Sandgrop. Vanlig sandkassesand er utmerket for å registrere både små og store dyr. (Foto: B. Iuell)



Figur 7-5: Sporregistrering ved undergang. Fuktig jord eller en stripe sand ved utgangen kan fange opp spor etter passerende dyr. Tsjekkia. (Foto: C. Rosell)



Figur 7-6: Felt med fargestoff omgitt av papirark på en faunapassasje ved en bekk, Nederland. (Foto: H. Bekker)

Sandkassesand kan brukes for å registrere spor etter mindre dyr, mens grovere materiale eller fuktig leire er bedre dersom man skal skille mellom arter, kjønn og alder hos hjortevilt.

3. Sporregistrering med fargestoff

Denne metoden består i å undersøke bruken av underganger og kulverter ved å registrere avtrykk som etterlates på et ark papir etter at dyr har passert gjennom et fargestoff. En blanding av f.eks. flytende parafin og kullstøv smøres ut midt i undergangen. På hver side av dette område med fargestoff festes det papirark, slik at dyr som passerer fargestoffet avsetter spor på papiret, se Figur 7-6.

Anbefalt lengde på området med fargestoff er 50 cm og lengden på hvert av arkene 100 cm. Området med fargestoff og papirarkene må dekke i hele passasjens bredde.

Fargede fotavtrykk blir registrert på arkene etter at dyrene har passert gjennom området med fargestoff. Arkene kan skiftes ut med jevne mellomrom (for eksempel hver uke) og sporene kan deretter bestemmes et annet sted.

Variabler som må registreres:

For alle de ulike metodene bør følgende variabler registreres:

- Dato og tidspunktet for når undersøkelsen begynner og slutter.
- Identifiserte arter, om mulig kjønn og alder.

- Sted for kryssing.
- Sporenes retning.
- Spesielle forhold knyttet til kryssningspunktene. Landskapskarakteristika og tilstedeværelse av og tilstanden på gjerder kan bidra for å finne frem til hvilke faktorer som er medvirkende for at dyr krysser vegen eller ikke.
- Værforhold.
- Spesielle forhold på stedet.

Observasjoner og mulige variasjoner: Ved hjelp av fotavtrykkets lengde kan man skaffe opplysninger om forskjeller i atferden hos ulike aldersgrupper.

7.2.3 Fotografering og videoovervåking

Formål: Å avdekke bruken av faunapassasjer og andre tversgående byggverk, samtidig som atferden til kryssende dyr kartlegges.

Beskrivelse: Denne metoden innebærer filming, videooptak eller fotografering av dyr som bruker en faunapassasje. Dette skjer ved hjelp av fotosystemer som settes i gang av varme- eller bevegelsesdetektorer, eller andre anordninger (f.eks. ved at dyret trækker på en utløsermekanisme el l). For optak om natten brukes kunstig belysning, infrarødt lys eller infrarød film. Fotoutstyret settes opp ved inngangen til faunapassasjen. Det bør ha langtidsvirkende batterier, tilføres energi gjennom solceller



Figur 7-7: Faunapassasje med fotoapparat. Når dyr bruker passasjen, bryter de en infrarød stråle som aktiverer et digitalt kamera. Dette gjør det lett å undersøke bruk av passasjen.



Figur 7-8: Registrering av passeringer på en faunaovergang i Banff, Canada. Her brukes sandgrop, fotocellestyrt telling og infrarød fotografering i kombinasjon. (Foto: B.Luell)

eller kobles til strømmettet slik at det kan bli stående i lange perioder uten vedlikehold. For å unngå forstyrrelser bør det være liten menneskelig aktivitet omkring passasjen i tiden undersøkelsen foregår. (Dette er utstyr som lett kan bli ødelagt eller stjålet om det oppdages.)

Teknologien på dette området har kommet langt, og det finnes et stort utvalg i rimelige og gode kameraer på markedet. Det finnes bl a digitale videokameraer som når de utløses også kan ta vare på opptak i et bestemt tidsrom forut for hendelsen som utløste opptaket. Slik kan man eventuelt også fange opp adferden til dyrene før de entrer faunapassasjen. Annet opptaksutstyr tillater også "direkte overføring", dvs at bildene overføres til en PC som også lagrer dataene. Man må også påse at man overholder lovverk om personvern med hensyn på innhenting av eventuelle nødvendige tillatelser til opptak og informasjon på stedet om at overvåking finner sted.

Metode: Kameraer må plasseres slik at de ikke forstyrrer bruk av faunapassasjen, gjerne skjult av planter eller trær. På overganger kan kameraet gjerne plasseres høyt, både for å få oversiktsbilder, og for å beskytte utstyret mot tyveri eller hæverk.

Sensoren må være i riktig høyde slik at alle dyr som krysser passasjen registreres. En må være oppmerksom på at trær og planter vokser og beveger seg i vinden. Dette kan både utløse bevegelsesdetektorer



Figur 7-9: Bruk av en faunapassasje. Fotografier gjør det lett å identifisere hvilke arter som bruker passasjen, her en genet (sniekatt). (Foto: Minuartia, Spain)

og skape forstyrrelser for opptakene.

Variabler som må registreres:

- Dato og tidspunktet for når kameraet ble satt opp og tatt ned. De fleste kameraer har også mulighet til å registrere nøyaktig tidspunkt for hvert opptak.
- Værforhold.
- Sted for kryssing.
- Identifiserte arter.

Observasjoner og mulige variasjoner: En av de største fordelene ved å bruke film- eller videokameraer er at dyrenes atferd kan analyseres.

7.2.4 Andre metoder

Infrarøde detektorer, fotoceller

Standard infrarøde detektorer eller enkle systemer med fotoceller kan brukes for å finne antall dyr som bruker en passasje. Når dyrene forflytter seg over eller gjennom en faunapassasje vil telleren bli aktivert, og gjøre det mulig å registrere det samlede antall dyr som har brukt passasjen i løpet av kontrollperioden.

Slike detektorer bør monteres på en slik måte at de er i stand til å registrere de dyrene man er ute etter. Ulempen ved denne metoden er at det ikke er mulig å bestemme hvilke arter som telles. Dermed er det svært begrenset hvilke opplysninger man får. En annen ulempe, spesielt med fotocellesystemer, er at det skal lite til før de enten registrer feil eller slutter å fungere. Følsomme systemer kan reagere også på fallende løv om høsten, og ved små bevegelser i konstruksjonen, f eks på grunn av telehiv, vil de kunne slutte å fungere.

Hårregistrering

I små kulverter kan anordninger (planker eller tilsvarende) settes inn med lim og monteres på hver side av kulverten. Disse plankene fanger opp hår fra de dyrene som bruker passasjen. Eksperter kan artsbestemme dyrene vha. hårene.

Bruk av denne metoden er begrenset til små kulverter, og den gir kun opplysninger om pattedyr. Likevel kan den være nyttig når en ønsker å undersøke bruken av grevling- og oterkulverter.

En annen måte å samle inn hårprøver på er å sette opp piggtråd i passende høyde slik at passerende dyr subber bort tråden med ryggen og hår blir sittende fast. Anbefales ikke brukt der andre dyr kan løpe på piggtråden og bli påført skade.

Hår kan også brukes dersom man ønsker å analysere slektskap mellom dyrene gjennom DNA-testing.

Selvlysende fargestoff

Et selvlysende fargestoff kan plasseres i en liten beholder ved inngangen til eller rundt en faunapassasje. Dyrene som bruker passasjen vil etterlate selvlysende fotspor som er synlige om natten ved hjelp av spesielle lykter.

Denne metoden kan anvendes spesielt ved oppfølging av forflytningene blant små pattedyr, og fordelene er at den er rimelig og enkel. Metoden er imidlertid lite utprøvd, og har aldri vært benyttet til store pattedyr. Man har for dårlig kunnskap om hvor effektiv den er.

Selvlysende pulver brukes også for å undersøke hvordan mindre dyr (smågnagere ol) beveger seg fra den ene siden av veggen til den andre, hvilke krysningsmuligheter de foretrekker og om de eventuelt har sine leveområder på begge sider av veggen. Innfangete dyr slippes i en pose med selvlysende fargepulver (selvsagt testet og funnet ufarlig) som fester seg til pelsen. Når dyrene settes ut vil fargestoffet avsettes på omgivelsene når de beveger seg. Ved hjelp av ultrafiolette lamper kan sporene etter dyrene registreres. Der det er flere dyr i samme område kan forskjellige farger brukes.

Figur 7-10: Smådyr som f eks chipmunk blir fanget, merket og påført et ufarlig pulver som kan ses i ultrafiolett lys. Når dyrene slippes ut på den andre siden av veggen kan forskerne følge pulver som dyrene avsetter på vegetasjonen, ved hjelp av lamper med UV-lys. På den måten kan de finne ut hvilke typer underganger dyrene bruker. Banff, Canada. (Foto: B. Luell)



Data fra fangst-gjenfangst

Denne metoden er grei å anvende på dyr som forekommer med stor tetthet og som er lette å fange, for eksempel små pattedyr.

Såkalte levendefeller (feller hvor dyrene kun fanges, ikke drepes) plasseres på hver side av en veg. Enkle feller som nedgravde glass kan også benyttes. Dyrene som fanges blir merket og sluppet ut igjen. Hvis de senere fanges igjen kan man bestemme hvorvidt deres forflytning er begrenset til den ene side av vegen, eller om deres leveområder omfatter begge sider av vegen.

Man trenger lange fangstperioder for å kunne få gode data, noe som gjør metoden kostbar. Metoden gjør det heller ikke mulig å identifisere krysningspunktet av vegen.

Telemetriske data

En variasjon over data fra fangst-gjenfangst som vil kunne gi flere opplysninger om dyrenes naturlige bevegelser, er å merke dyrene med radiosendere. Disse senderne kan plasseres på halsbånd, festes i pelsen, eller under huden på dyret. Utstyret gir fra seg et lite VHF-signal som kan registres i felt, og som kan gi opplysninger om dyrenes forflytninger, deres leveområder og eksakt hvor de eventuelt krysser veger. Mottak av signal for å finne dyrets posisjon er avhengig av at man er i felt, noe som gjør metoden uegnet for lengre studier.

Mer avansert utstyr som kan brukes på dyr med lengre forflytninger, f.eks. elg og villrein, er bygget på



Figur 7-11: Telemetriske data gir verdifulle opplysninger om dyrenes atferd i forhold til veger, men metoden er svært kostnads-krevende. (Foto: B. Iuell)

GPS-teknologi (GPS: Global Positioning System).

Dette utstyret står i kontakt med satellitter og kan gi svært gode posisjoner over lengre tidsrom. Avhengig av batterikapasitet og hvordan man programmerer utstyret kan det ta posisjoner med hyppige intervaller, registrere dyrets aktivitet, de kan lagre data over flere år, eller data kan overføres direkte til PC.

Telemetri er svært tids- og arbeidskrevende og krever store investeringer i form av tid og penger for å fange dyrene, merke dem og følge opp på deres forflytninger. Denne metoden anbefales derfor kun i tilfeller der det dreier seg om truede arter eller arter med spesielle behov.

7.3 Eksempler fra Norge

I Norge er det foretatt noen få undersøkelser omkring bruk av faunapassasjer. Kunnskapen er imidlertid begrenset. I dette avsnittet presenteres resultater fra noen av disse undersøkelsene.

7.3.1 Østerholtheia

I arbeidet med å planlegge ny E18 gjennom Østerholtheia i Aust-Agder viste det seg at det var en stor elgbestand i området, med mange elgtråkk som krysset traseen. Som et avbøtende tiltak ble det derfor bygget en faunapassasje.

På begge sider av faunapassasjen er det grøntarealer, og faunapassasjen binder disse grøntområdene



Figur 7-12: Faunapassasjen på Østerholtheia, Aust-Agder. (Foto: L. Hjernstad)

sammen. Overgangen er forholdsvis smal, men en minste bredde på 17 meter mellom gjerdene. Etter bygging etablerte det seg raskt vegetasjon på overgangen.

I tillegg til faunapassasjen er det to kulverter under vegen som dyr kan benytte, selv om de ikke ble anlagt primært for vilt. Det er videre bygget viltgjerder over det meste av Østerholtheia.

For å undersøke bruken av overgangen ble det iverksatt sporingsundersøkelser. Det ble anlagt en stripe med subus i hele passasjens bredde, og spor ble registrert ukentlig i to år. Samtidig ble det foretatt beiteundersøkelser på overgangen, og resultatene ble sammenlignet med beiteintensiteten i



Figur 7-13: Felt bruk til sporingsundersøkelser på faunapassasjen på Østerholtheia. (Foto: L. Hjermestad)

området omkring. Konklusjonen av undersøkelsen var at overgangen ble brukt regelmessig av både elg, rådyr og hjort gjennom hele året, og at hjorteviltet på begge sider av E18 utgjør en og samme stamme med god utveksling av individer. Beiting på selve overgangen var begrenset, men en viss grad av beiting fant sted, noe som viste at hjorteviltet passerte overgangen forholdsvis rolig.

7.3.2 Gardermoen

I forbindelse med bygging av ny hovedflyplass med tilhørende jernbane og motorveg (den gang rv 174, nå rv 35) ble det foretatt grundige undersøkelser av elgbestanden ved Gardermoen. Rett sør for flyplassen ble det bygget en faunapassasje over firefelts motorveg og Gardermobanen. Overgangen er traktformet med maksimal bredde 74 meter og minste bredde 45 m.

Undersøkelser har vist at overgangen ble brukt langt mindre enn forventet av trekkende elg. Det har trolig sin forklaring i at grøntstrukturen er brutt på begge sider av overgangen, til dels stor avskoging i områdene nord for passasjen og en del industrietablering i området. Samtidig er det boligområder og åpne åkerlandskap sør for overgangen. De få dyra som oppholder seg fast i området, det gjelder både elg, rådyr, hare og rev, benytter imidlertid overgangen flittig.



Figur 7-14: Faunapassasje over Gardermobanen nord for flyplassen. Overgangen som er 40 m bred er lagt i et viktig trekkområde for elg. (Foto: L. Kastdalen)

Gardermobanen nord for flyplassen er gjerdet inn hele veien. På grunn av de store elgtrekkene i området ble det etablert tre underganger og fire overganger på strekningen mellom flyplassgrensa og Råholt. I tillegg er deler av banen lagt i tunnel, noe som også gir gode passasjemulighet for dyrelivet. Vinteren 1999 ble det gjennomført sporregistreringer for å finne ut om passasjene ble benyttet. På tre av passasjene var det plassert ut spesialprodusert fôr for at elg skulle lære seg bruk av over- og undergangene. Over 90 % av sporene som ble registrert var på passasjene hvor det var lagt ut fôr. Senere undersøkelser har vist at utlegging av fôr i dette området ikke har greid å reetablere trekkruiter for elg på trekk østover. Elgen har kun beitet på fôrballene for så å gå tilbake til områdene vest for Gardermobanen.

7.3.3 Viltsluser

Viltgjerder kombinert med viltsluser er et langt enklere og rimeligere tiltak enn å bygge over- eller underganger. Det er anlagt mange slike sluser over tofeltsveger i Norge. Bruken av disse er imidlertid ikke veldig godt kjent.

På E6-strekningen Jessheim–Minnesund er det sammenhengende viltgjerder. For å gi dyr en passasjemulighet er det anlagt i alt ti viltsluser på strekningen. Flere av slusene er belyst. Som en del av et større forskningsarbeid om elg på Romerike ble bruken av noen av disse slusene undersøkt i 1994/95. Sporinger viste tydelige tegn på stress med flere forsøk før elgen krysset vegbanen. 5,2 %

av elgene som forsøkte å krysse vegen gjennom slusene ble påkjørt.

Undersøkelsene ble videreført vinteren 1999. Selv om trafikken hadde økt siden den første undersøkelsen, ble slusene fortsatt brukt, men i forholdsvis liten grad. Det ble konkludert med at E6 nå var en betydelig barriere, som medførte at trekket til beiteområder øst for E6 på det nærmeste var stoppet helt opp.

7.3.4 Kambobekken

I forbindelse med etablering av dobbeltspor for jernbanen på strekningen Vestby-Moss og anleggning av ny E6 ville den sjørrettførende Kambobekken sør for Sonsveien bli berørt. Bekken ble flyttet framfor å bli lagt under jernbanetraseen i en lang kulvert. Nytt bekkeleie ble utformet med følgende hensyn:

- Der bekken gikk i løsmasser ble løpet erosjons-sikkert med sprengstein.
- Tetningsterskler ble bygget for å hindre at vannet rant ned i steinlaget ved lav vannføring.
- Der bekken ble lagt i fjellskjæring ble det laget kunstige kulper med 50 meters mellomrom.
- Det ble vektlagt å få et variert substrat ved at stein med ulik størrelse ble lagt ut i bekken.

Undersøkelser med elektrisk fiskeapparat viste at både fiskeunger og gytefisk gikk opp i bekken allerede kort tid etter at den nye løpet ble anlagt. Sammenligninger med undersøkelser gjort før den nye bekken ble etablert, tydet på at det nye løpet fungerte like godt som det gamle.



Figur 7-15: Viltsluse på E6 i Ullensaker. (Foto: V. Meland)

7



Elg. (Foto: B. Iuell)

8 Vedlegg 1: Noen utvalgte norske dyrearter

I Norge er det registrert i alt ca. 33 000 arter, men det riktige antallet er kanskje så mange som 40 000 arter totalt. Insektene utgjør den største gruppen med ca. 22 000 arter, men sopp, moser og karplanter er også store grupper med hhv 5000, 1032 og 1400 registrerte arter. Blant virveldyrene er det fugl som utgjør største gruppen med 450 registrerte arter. I tillegg har vi 190 arter av fisk, 82 pattedyr-, 5 krypdyr- og 6 amfibiearter.

8.1 Hjortedyr

Vi har fire hjortedyr i Norge; elg, hjort, villrein og rådyr. Nord for Trondheimsfjorden finnes ikke villrein, kun tamrein, som forholder seg til mennesker og infrastruktur på en helt annen måte enn villreinen. I trafikkulykkesstatistikken er det elg og rådyr som dominerer. Dette skyldes at villreinen er svært sky og holder seg langt unna mennesker og veger, mens hjorten foreløpig forekommer i et relativt

begrenset antall og i deler av landet hvor vegtrafikken er moderat til liten. Av og til kan det forekomme at hele flokker med tamrein blir påkjørt på veg eller jernbane, og det skjer ofte i forbindelse med forflytninger.

Hjort

Levested: Hovedutbredelse i hovedsak på Nord-Vestlandet, men sprer seg stadig både sør- og østover. Trives i både løv- og barskog, gjerne i ulendt terreng.

Næring: Om vinteren særlig lyng, om sommeren gress, løv, lyng og rotvekster. Om våren finner hjorten ofte føde på innmark.

Trekk, vandringer: Om vinteren samles hjorten ofte i store flokker i lavlandet og langs kysten, mens om sommeren sprer de seg innover i landet og oppover mot høyereliggende fjellstrøk. Under vandringerne benyttes tradisjonelle trekkruer.

Aktiv: Mest aktiv i den mørke delen av døgnet. De lengste beiteperiodene har den i skumringstimene

og fram mot grålysning. Om sommeren benyttes en større del av døgnet til beiting.

Annet: Hjorten er svært sky med godt utviklet luktesans og hørsel.

Elg

Levested: Helst barskog med rikt innslag av løvtrær.

Næring: Om vinteren kvist, særlig av furu, bjørk, vier, rogn og osp. Om sommeren løv, blåbærlyng og store, saftige urter. Men føden varierer med hva som er tilgjengelig.

Trekk, vandringer: Om høsten trekker mange elgstammer til områder med gunstigere beitemuligheter. Været og spesielt snødybden har mye å si for når høst-/vintertrekket starter. Når snømengdene etter hvert gjør det for energikrevende for elgen å bevege seg, trekker den mot mindre snørike områder. I noen områder kan dette bety oppover mot fjellområdene, men i hovedsak trekker elgen ned mot dalbunnene og gjerne ut på veger og jernbane. Dersom det kommer mye snø i løpet av kort tid kombinert med kaldt vær, kan trekket utløses relativt momentant, og svært mange dyr settes i bevegelse. Mot slutten av april begynner størstedelen av elgen på returen til sommerområdet. Elgen benytter faste trekkruiter. Ikke alle elgbestander gjennomfører sesongtrekk, og det er store geografiske forskjeller mhp. trekkretning og -lengde.

Aktiv: Elgen er mest aktiv morgen og kveld.

Annet: Elgpåkjørsler kan være et stort problem lokalt. Elg har derfor vært et satsningsområde mht faunapassasjer og andre vilttiltak.

Rådyr

Leveområde: Løv- og barskog, ofte i tilknytning til kulturmark.



Rådyr. (Foto: B. Luell)

Næring: Vår og sommer er gras, siv, urter, sopp samt blad og skudd på busker og trær hovedføde. Høst og vinter er særlig blåbær viktig, men også røsslyng, kvister og knopper på trær og busker.

Trekk, vandringer: Rådyret generelt er mer stasjonært enn hjort og elg. Likevel vil man finne sesongmessige trekk utløst av beiteforhold (snømengde og kvalitet på beite).

Aktiv: Mest aktiv morgen og kveld, men rådyret veksler gjennom hele døgnet mellom hvile og beite. Om våren og sommeren bruker det mindre tid på hvile.

Villrein

Leveområde: På snaufjellet og i bjørkebeltet.

Finnes kun sør for Trondheimsfjorden.

Næring: Om vinteren består føden i hovedsak av lav, men også tørt gress og buskvekster. Om sommeren er urter, gress og dvergbusker, i tillegg til noe lav, næringskilde.

Trekk, vandringer: Villreinen trekker fra frodige sommerbeiter i vest med snørike vintre, til mer nedbørfattig områder mindre utsatt for nedising i øst om vinteren. Her finnes de rikeste lavforekomstene. Når et område med lav er nedbeitet kan det ta 20-30 år før det igjen er gode vinterbeiter der. Dette fører til at villreinen er avhengig av å kunne bevege seg over store fjellområder for å finne nye vinterbeiter. Selv i store villreinområder som på Hardangervidda er dette et problem fordi menneskelig ferdsel, bebyggelse, infrastruktur og andre inngrep skaper barrierer mellom sentralvidda og randområdene.

Aktiv: Mest aktiv på dagtid.

Annet: Villreinen i Norge besto i utgangspunktet av 1-3 bestander, men er i dag splittet opp i 23-26 delbestander bl a som følge av utbygging veg og jern-



Villrein. (Foto: B. Luell)

bane. Brøytekanter er et stort problem om vinteren. Norsk ansvarsart, dvs. art med mer enn 23 % av Europeisk bestand.

8.2 De store rovdyrene

For de fire store rovdyrene; bjørn, jerv, ulv og gaupe, er det største problemet når det gjelder veg og vegtrafikk knyttet til fragmentering. Selv ikke ganske tett trafikkerte veger utgjør noen fysisk barriere for disse dyrene, men i og med at de krever både store og tildels ganske urørte leveområder, bidrar vegnettet sammen med annen arealbruk til å redusere størrelsen på leveområdene. Svenske undersøkelser viser at både ulv og gaupe er direkte berørt av tetheten av veger. Pågående studier av svensk ulv tyder på at områder med en vegtetthet større enn 0,25 km/km² er uegnet som leveområde. Nå er det ikke vegene i seg selv som er problemet, men den menneskelige aktiviteten som følger av dem.

Rovdyrene oppholder seg bare unntaksvis i nærheten av trafikkerte veger. Jerven er et høyfjellsdyr på linje med villreinen, og kommer sjelden i kontakt med andre kjøretøy enn terrenggående kjøretøy. De andre tre befinner seg som regel i nærheten av veg i forbindelse med vandringer. De har svært store leveområder og kan bevege seg flere mil i løpet av noen få dager. Dette innebærer selvsagt at de må

krysse veger ofte. Antallet registrerte rovdyr som drepes i vegtrafikken er ikke så høyt, men fordi bestandene er så små kan selv et lite antall drepte dyr ha stor betydning for lokale bestander eller familiegrupper. Ulv har blitt ihjelkjørt på skogsveger vinterstid bl a som en følge av at de ikke har klart å komme seg ut av vegbanen på grunn av brøytekanterne.

Leveområde: De store rovedyrene holder til i store, sammenhengende naturområder. I dag finner vi jerven stort sett over tregrensen, og bjørn og ulv i skogsområder i grensetraktene mot Sverige. Gaupa finner man i løv- og barskog over det meste av landet.

Aktive: Bjørnen og ulven er vesentlig nattdyr. Jerven er både dag- og nattdyr, mens gaupa er et morgen- og aftendyr. Alle har et stort vandringspotensial.

Annet: Alle "de fire store" er fredet. Norge har et internasjonalt ansvar for å ta vare på disse artene (jf. villrein). Hensyn til de store rovdyra må tas allerede på planstadiet i en utbygging, ved at man i størst mulig grad unngår fragmentering av villmarkspregede naturområder.

Rødlistestatus:

- Bjørn: Sårbar
- Ulv: Direkte truet
- Jerv: Sjelden
- Gaupe: Bør overvåkes



Bjørn (dyrehage). (Foto: B. Iuell)

8.3 Små og mellomstore dyr

Mårdyrene er en stor dyregruppe med i alt 8 arter. De varierer i størrelse fra snømus, den aller minste, som ikke er mer enn 8-10 cm lang og veier noen få gram, via ilder, mink, røyskatt, mår, oter, grevling til jerv, som kan bli opp til ca 100 cm lang og 15-20 kg tung.

Ilder, mink, røyskatt, snømus og mår.

Leveområde: I krattskog i nærheten av vassdrag kan man finne ilder, men bestandssituasjonen er usikker. Minken trives ved kysten og langs vann og vassdrag i innlandet og helt opp i høyfjellet. Røyskatten og snømus finner man i alle vegetasjonstyper over hele landet, stort sett på bakken. Mens måren er en svært god klatrer som holder til i bar- og løvskog.

Næring: Mårdyrene er allsidige i kosten. Alt fra småpattedyr, fugl (voksne, egg og unger), frosk, fisk til virvelløse dyr står på menyen. Enkelte av artene har spesialisert seg som f eks røyskatten (smågnagere) ellers vil som oftest næringen gjenspeile tilgangen på mat.

Aktiv: De fleste mårdyrene er mer eller mindre nattaktive. Røyskatten er derimot aktiv både om dagen og natta.

Oter

Oteren er på stadig vandring langs med og mellom vassdrag for finne mat og forsvare sitt revir. Dette innebærer at den regelmessig passerer trafikkerte vegger. Oteren følger gjerne strandlinjen når den forflytter seg, men den hindres av vegfyllinger som går ut i vann og vassdrag, og vil da tvinges til å bevege seg opp på veggen. Den vil også foretrekke å krysse en veg fremfor å passere under en bru eller i en kulvert der vannet strømmer gjennom med høy hastighet. For oteren kan en bru også være en egnet plass å markere reviret. Finnes det ingen tørr strand eller passende steiner vil oteren ofte markere på selve vegbanen. På enkelte strekninger langs kysten fra Midt-Norge og nordover eksisterer et betydelig påkjørselsproblem fordi veggen skjærer gjennom de naturlige trekkene fra sjøen. Vegger påvirker oteren også indirekte ved at stikkrenner og kulverter danner vandringshinder for fisk og andre dyr oteren lever av.

Leveområde: Nær fiskeførende ferskvann og saltvann, sjelden i Sør-Norge, men mer vanlig nordpå. Avhengig av åpent vann vinterstid.

Næring: Oteren spiser i hovedsak fisk, men også kreps, krabber og småpattedyr. Hva den spiser avhenger i stor grad av hva som er tilgjengelig.

Aktiv: Hovedsakelig aktiv i skumring og om natten. Den kan tilbakelegge atskillige kilometer i døgnet.

Annet: Oteren er fredet.

Rødlistestatus: Bør overvåkes.



Oter (dyrehage).
(Foto: B. Luell)

Grevling

I Norge ser man ikke sjeldent døde grevlinger langs vegene, men vi har ingen god oversikt over hvor mange som blir drept. I Sverige regner man med at ca. 30 000 grevling drepes på vegene hvert år. I Storbritannia er tallet ca. 50 000. I Nederland holdt grevlingen på å bli totalt utryddet, men takket være en rekke tiltak bl a langs vegene, har den kommet tilbake i store deler av landet.

Leveområde: Tørt, kupert terreng med skog, kratt og dyrka mark.

Næring: Grevlingen er en alteter.

Aktiv: Grevlingen er nattaktiv. De skandinaviske grevlingene er mer eller mindre avhengige av å sove vintersøvn. Tidspunktet for når den går i hi om høsten, og når hiperioden avbrytes om våren, varierer med breddegrad og lokale, klimatiske forhold. Stoppes av viltgjerder med liten maskevidde nederst, men graver seg gjerne under gjerdet.

Rødrev

Reven er både smart og rask på foten, og voksne individer klarer seg relativt bra i forhold til vegtrafikk. Likevel drepes det et stort antall rødrev på vegene hvert år. Mest utsatt er nok svært unge rever. Vegfyllinger har flere steder vist seg å være ypperlige lokaliteter for revehi, og mange rødrev-unger vokser opp i farlig nærhet til biltrafikk. De er svært nysgjerrige og uredde av natur, og mange rekker ikke å lære seg frykt for kjøretøyer.



Rødreven har trukket stadig lenger opp i høyfjellet og kan konkurrere ut fjellreven. Verken bilveger eller brøytekanter er uoverkommelige barrierer. (Foto: B. Iuell)

Leveområde: Reven trives i alle vegetasjonstyper over hele landet. Er i stadig ekspansjon på høyfjellet, hvor den utkonkurrerer fjellreven.

Næring: Reven spiser det meste; smågnagere, hare, fugl, egg, lam av sau, kalv av rådyr og rein, frosk, padde, bær, frukt og avfall.

Aktiv: For det meste et nattaktivt dyr. Smyger seg lett gjennom de fleste viltgjerder.

Hare

I Norge lever ikke kanin vilt, og vi har kun én art av hare. I Østfold kan det komme inn enkelte eksemplarer av sør-hare fra Sverige.

Leveområde: Finnes stort sett over hele landet, også høyt til fjells. Trives best i ungskog, frodig løvkratt, åpne gressvoller.

Næring: Ren vegetarianer, mye knopper og skudd fra løvtrær, gress og urter, om vinteren også bark av løvtrær.

Aktiv: Nattdyr, mest aktiv kveld og morgen.



Hare. (Foto: B. Iuell)

8.4 Små dyr

Insektetere

Piggsvin

Det europeiske piggsvinet er et skogsdyr, og har egentlig sin nordlige utbredelsesgrense i Syd-Sverige. Hadde det ikke vært for det relativt milde vinterklimaet vi har langs norskekysten på grunn av Golfstrømmen, ville nok ikke mange av de dyrene som i årenes løp er blitt satt ut av mennesker ha overlevd. Det er registrert piggsvin langs hele norskekysten så langt nord som til Bodø. Piggsvinet takler kulde dårlig, og det er også liten mattilgang for en insekteter vinterstid, og den praktiserer derfor vintersøvn (hiberner). Om høsten lager den seg et godt isolert bol, gjerne i en komposthaug, en haug med løv eller under en bygning. Den reduserer frekvensen på både pust og puls for å minimalisere energiforbruket, og lar også kroppstemperaturen synke. Men faller temperaturen der piggsvinet ligger ned under 6 varmegrader våkner den av søvnen og må enten finne seg et annet overvintringssted eller mat for å øke kroppstemperaturen. Og begge deler kan være vanskelig midtvinters. Grunnen til at piggsvinet trives dårlig i det noe barskere norske innland og opp i høyden, er at sommersesongen er for kort til at den klarer å bygge seg opp etter vinteren, finne en make og pare seg, få frem et kull med unger, og å legge seg opp næring for neste vinter. Svenske undersøkelser viser at av de piggsvin som dør allerede første leveår, dør nærmere 60 % av klimatiske årsaker. Vegtrafikken har skyld i mye av de øvrige dødsfallene; ca. 30 %. Spesielt i skumringen på høstparten, når de unge dyrene skiller fra sine



Piggsvin. (Foto: B. Iuell)

mødre og piggsvin flest er på leting etter et vinteroppholdssted, blir mange piggsvin drept på vegene. Det urgamle instinktet med å rulle seg sammen som en ball med strittende pigger, fungerer dårlig som beskyttelse mot harde bildekk.

Leveområde: Villahager, parker og andre grøntområder i kystnære områder. Piggsvinet trives også godt i kulturlandskap med menneskelig aktivitet.

Næring: Alteter, men spiser vesentlig insekter, noe mark, snegler, skolopendere og nedfallsfrukt.

Aktiv: Aktiv om kvelden og natta, sover i bol om dagen. Vinteren tilbringes i vintersøvn.

Rødlistestatus: Bør overvåkes.

Flaggermus

Flaggermusen er vårt eneste flygende pattedyr, og tilhører en meget gammel dyregruppe. De er til en stor grad knyttet til mennesker og kulturlandskapet. Alle de 9 norske flaggermusartene er insektetere. En voksen flaggermus kan sette til livs 6 000 mygg i løpet av en natt. Insektene lokaliseres gjennom at flaggermusen sender ut en rekke korte lydsignaler som reflekteres fra omgivelsene, og av dette danner flaggermusen seg et "lydbilde" hvor byttedyret lett kjennes igjen. Dette gjør at flaggermus kan jakte på tider av døgnet hvor det er mye byttedyr på vingene i ly av mørket.

Flaggermus hviler på dagtid i fjellhuler, i hule trær eller i bygninger, og mange trekker også mellom vinter- og sommeroppholdsområder. Flaggermus følger i større grad enn fugl vegetasjon og topografi, og de unngår større åpne flater. Kantsoner og trekker er derfor viktige for flaggermusens forflytning. Som piggsvinet praktiserer flaggermusen vintersøvn.

Leveområde: Villahager, parker og andre grøntområder. Trives også godt i kulturlandskap med menneskelig aktivitet.

Næring: Spiser vesentlig flygende insekter.

Aktiv: Aktiv om kvelden og natta, sover i skjul om dagen. Vinteren tilbringes i vintersøvn.

Rødlistestatus:

- Storflaggermus: Sjelden
- De øvrige: Bør overvåkes

8.5 Amfibier (padde, frosk, salamander)

Amfibiene har i stor utstrekning lyktes i å ta landjorda i besittelse men ikke helt klart å frigjøre seg fra vannet. Hos alle de nordiske artene skjer både parringslek, egglegging og larveutvikling i vann. Avhengigheten av vann preger amfibiens levested og deres krav til livsmiljø. Om sjøer og dammer forsvinner i landskapet så påvirker det direkte amfibiopopulasjonene som minsker eller blir borte. Selv som voksne individer er amfibiene avhengige av et fuktig landmiljø ettersom den tynne og kjertelrike huden er følsom for uttørring. Dette innebærer også at amfibiene er aktive i fuktig og overskyet vær og som oftest om natten.

Den fortløpende utbyggingen av vegnettet har på samme måte som for andre dyregrupper fragmentert amfibiens livsmiljø. Avrenningen fra asfaltflater i bebygde områder og fra vegene ledes ut i grøfter og havner før eller senere i vann og vassdrag. Dette vannet inneholder mange kjemiske forurensninger som amfibiene ikke tåler, f.eks. petroleumsprodukter fra vegdekket, bildekk, drivstoff og olje, eller kobber- og sinkforbindelser fra hustak og rør. Også avrenning fra jordbruket inneholder et overskudd av næringsstoffer og rester av plantevernmidler som kan medføre direkte eller indirekte skader på amfibiene.

Vegen er ikke bare en barriere som kan hindre vandrende dyr å bevege seg i landskapet og derfor bidra til å fragmentere miljøet for amfibiopopulasjoner, men vegen kan også utgjøre en dødsfelle. Ofte magasineres det varme i vegbanen i løpet av dagen, og om kvelden, når amfibiene er på det mest aktive, kan vegbanen være varmere enn omgivelsene. Padde, frosk og salamander som passerer vegen blir derfor sittende igjen på asfalten for å utnytte varmen fra underlaget. Vegen trekker også til seg mange småkryp som inngår i amfibiens føde og spesielt etter regn finnes det bra med byttedyr som meitemark og insekter. Dette fører til at amfibiene ofte oppholder seg i ganske lang tid på vegbanen, noe som øker muligheten for et hastig avsluttende møte med et bildekk.

De fleste voksne amfibiene forlater yngledammen etter forplantningen på våren og vandrer av sted på leting etter et brukbart oppholdssted på land. De ulike artene kan ha ganske ulike miljøkrav, men ofte må bakken være fuktig med beskyttende vegetasjon eller det må finnes andre gjemmesteder. Ofte påtreffes de voksne individene i en sone på noen få hundre meter til en kilometer fra yngledammen. Her oppholder de seg om sommeren frem mot høsten, når temperaturen synker og daglengden minker. Da begynner amfibiene å forberede seg på overvintringen, som vanligvis skjer ved at de graver seg ned under tælen eller finner et annet frostfritt og



Et paddepar på veg mot yngledammen. (Foto: B. Iuell)

trygt oppholdssted. Ofte overvintrer mange individer samme sted. De fleste frosk, padde og salamandere tåler noen få kuldegrader fordi de har evnen til å produsere sukker (glykol) i blodet og på den måten senke frysepunktet.

Stor og liten salamander

Stor salamander er som voksen 12-13 cm lang.

Liten salamander blir sjelden større enn 9 cm lang.

Levested: I og ved dammer og små fisketomme tjern, kan påtreffes i våtmark, i kulturlandskapet og på skogsmyrer.

Næring: Forskjellige smådyr på vann og på land (småkreps, insekter, mark).

Vandringer: Voksne dyr trekker på land i juni/juli, hvor de senere overvintrer. Vandringer skjer vår og høst.

Aktiv: Liten salamander er mest aktiv i tussmørket, i vannet også dagaktiv. Stor salamander er mest nattaktiv, noe dagaktiv i vannet.

Rødlisestatus:

- Stor salamander: Direkte truet
- Liten salamander: Sårbar

Padde, frosk og spissnutefrosk

Levested: Padda trives i mangt slags terreng. Frosk og spissnutefrosk trives i et noe fuktigere miljø enn padda.

Næring: Forskjellige virvelløse dyr.

Vandringer: Padder vandrer mellom gytedam og sommer-/overvintringssted (opptil flere km), og er meget stedstro. Frosk vandrer ikke særlig langt vekk fra gytedammen, toppen 100 - 200 meter, spissnutefrosken enda kortere.

Aktiv: Padder er mest aktive i skumringen. Froskene er mer aktive etter mørkets frembrudd.

Rødlisestatus: Spissnutefrosk: Sjelden.

Krypdyr

Krypdyrene; ormer, øgler, skilpadder og krokodiller, var den første dyregruppen som i sin tid tok landjorda i besittelse. I Norge er gruppen representert ved kun 5 arter; huggorm, buorm, slettsnok, stålorm og firfirsle. De tre førstnevnte er slanger mens de to siste er øgler. Stålormen er faktisk en benløs øgle og ingen orm slik navnet feilaktig kan antyde.

Krypdyrene er godt tilpasset til å leve i varme og tørre strøk. De regulerer sin kroppstemperatur ved å oppta varme fra omgivelsene, og ikke minst fra solvarmen. Om vinteren går derfor krypdyrene i dvale. Spesielt i de nordlige utbredelsesområdene kan det

være få gunstige overvintringsplasser, og det er ikke uvanlig at et stort antall individer, og gjerne fra flere arter, overvintrer sammen. Sørvendte røyser hvor snøen går tidlig på våren er foretrukket. Om veger planlegges i eller i nærheten av slike lokaliteter bør det undersøkes om det overvintrer krypdyr der. I England ble det et nasjonalt engasjement rundt et vegprosjekt da det viste seg at en overvintringsplass for en fredet slangeart ble berørt. Vegen ble lagt om. Sørvendte vegskråninger kan på den annen side også danne utmerkete leveområder for krypdyr. Problemet er imidlertid at de på samme måte som amfibiene kan bli trukket til den varme vegbanene på kvelds- og nattestid, noe som øker risikoen for å bli overkjørt.

Leveområder: I vekslende åpent landskap med flekker av markdekkende vegetasjon. Mosaikken i gammelt kulturlandskap gir mulighet både for temperaturregulering, skjul og jakt. Spesielt viktig er kantsoner, gjerne med steingjerder eller røyser som magasinerer varme.

Aktive: I sommermånedene, avhengig av temperaturforhold.

Næring: Insekter, edderkopper, snegler, meitemark, småfisk, amfibier, smågnagere (huggorm).

Rødlisestatus: Slettsnok: Sårbar

8.6 Sommerfugler og andre småkryp

Sommerfugler kan sies å representere alle virvelløse dyr som kan fly, og kan derfor benyttes som en såkalt indikator. Sommerfugler kan deles inn i to hovedgrupper avhengig av hvordan de søker næring:

1. Arter som lever av spredte ressurser, dvs av nitrogenelskende arter som finnes overalt som f eks brennesle og geitrams. Disse sommerfuglene forflytter seg over store avstander og søker hele tiden opp nye planter.
2. Arter som lever av stasjonære ressurser dvs av spesifikke vekster som finnes i begrenset utstrekning, f eks noen få hektar. Det er ofte vekster som begynner å bli relativt sjeldne, f eks gammel hage-mark. Disse sommerfuglene er i generell tilbakegang.

Den sistnevnte kategorien sommerfugler er mest sårbar for nye barrierer som f eks veger. Disse sommerfuglene og en stor andel andre insekter forflyt-

ter seg over korte avstander mellom små leveområder, "biotopøyer", i landskapet. De lever på og beveger seg imellom åkerholmer og slåtteenger med trær og busker i jordbrukslandskapet.

Avstanden mellom biotopøyene må ikke være for stor, og de må være tilstrekkelig mange til å opprettholde en bærekraftig populasjon. Dette gjør vegens plassering viktig; ti meter hit eller dit kan være direkte avgjørende. Om en veg skjærer igjennom et område med 30 biotopøyer, ødelegger tre av dem og deler opp de resterende i to grupper på

hver side av vegen, kan de gjenværende områdene bli isolert fra hverandre og hver for seg bli for små til å opprettholde populasjonene på lengre sikt.

For å sikre at sommerfuglene og andre insekter overlever på sikt i et område er det viktig å sikre at livsmiljøene fortsatt blir skjøttet på samme måte som tidligere også etter at vegen er bygget. Strukturer som fremmer insektenes forflytning er skogsbryn, busker, blomsterenger og trerekker. På faunaovergangen bør det derfor også plantes busker og trær.



Admiralssommerfugl.
(Foto: B. Iuell)

Litteratur

Norske håndbøker, forskrifter, veiledere og rapporter

Direktoratet for naturforvaltning (1996, revidert 2000).
Viltkartlegging. DN-håndbok 11

Direktoratet for naturforvaltning (1999).
Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13-1999.

Direktoratet for naturforvaltning (1999).
Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998.
Norwegian Red List 1998. DN-rapport 3:1-161.

Direktoratet for naturforvaltning (2000).
Kartlegging av ferskvannskvaliteter. DN-håndbok 15.

Direktoratet for naturforvaltning (2001).
Kartlegging av marint biologisk mangfold.
DN-håndbok 19.

Direktoratet for naturforvaltning (2002).
Fisketrappet i Norge. DN-notat 2002-3.

Direktoratet for naturforvaltning (2002).
Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. DN-håndbok 22.

Miljøverndepartementet (1997) Rundskriv T 1/97.
Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven

Miljøverndepartementet. Forskrift T-1281.
Forskrift om konsekvensutredninger av 21. mai 1999.

Miljøverndepartementet. Rundskriv T-2/2000.
Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven

Miljøverndepartementet. Veileder T-1177.
Veileder om arbeidet med de enkelte tema i konsekvensutredninger

Miljøverndepartementet. Veileder T-1380. § 4-veileder.
Avklaring om konsekvensutredning av tiltak på vedlegg II i forskrift om konsekvensutredning av 21. mai 1999.

Statens vegvesen (1994).
Veg og natur. Håndbok nr. 177.

Statens vegvesen (2000).
Oversiktsplanlegging. Veg- og transportplanlegging etter plan- og bygningsloven. Veiledning. Håndbok 054.

Statens vegvesen Vegdirektoratet (1995).
Konsekvensanalyser. Del I: Prinsipper og metodegrunnlag og del IIa Metodikk for vurdering av ikke-prissatte konsekvenser. Håndbok 140.

Statens vegvesen, Jordforsk.
Er vegstøv giftig for organismer i jord? Udatert folder med sammendrag av prosjektet "Terrestriske økotoxikologiske tester anvendt på komplekse blandinger – grenseverdier for innhold av miljøgifter i vegstøv", 1998-1999..

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (1997).
Vegavrenning. Aktuell miljøforskning. Miljø- og samfunnsavdelingen, rapport 97/08

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (1998).
Faunapassasjer. Hva er gjort i Europa - hva gjør vi i Norge? Miljø- og samfunnsavdelingen, MISA-rapport 98/05.

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (1999).
Nordisk konferanse om veg, vegtrafikk og habitatfragmentering. Miljø- og samfunnsavdelingen, MISA-rapport 99/07

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (2004).
Håndbok 018. *Vegbygging*.

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (2002).
Veg og vilt. Oppsummering av prosjekt Faunapassasjer. Etatsprosjekt Miljø på eksisterende vegnett. Miljø- og samfunnsavdelingen, MISA-rapport 02/30.

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (2003).
COST 341 Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. National State of the Art Report – Norway. UTB-rapport 2003/15.

Statens vegvesen, Vegdirektoratet (2003).
Temahefte til Håndbok 111. Standard for drift og vedlikehold. Intern rapport nr 2337. Veg- og trafikkavdelingen, Teknologiavdelingen.

Annen relevant norsk litteratur

Andreassen, H. P., Gundersen, H. og Storaas, T. (1997). *Vilttrafikk i Østerdalen. Del 1: Tiltak for å begrense elg nær jernbanelinjen*. Høgskolen i Hedmark, rapport nr. 5.

Asker kommune (2000). *Tiltak for å redde Svinesjøen*. Folder.

Borgstrøm, R., Heggenes, J. & Dokk, J.G. (1996). *Ny E6 Østfold grense-Vestby, og ny jernbane Smørbekk-Rustad: Sjøaurebestanden i Kambobekken før og etter flytting av bekkeleie*. IBN-Fiskerapport 6. Inst. for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole.

Færøvig, P.J. Kaasa, B. & Kjensmo, J. (2002). *Svinesjøen 2001. Virkningen på innsjøens vannmasser av 1 års stans i vegsalting*. Avdeling for limnologi, Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.

Gundersen, H. (2003). *Vehicle collisions and wolf predation: Challenges in the management of a migrating moose population in southeast Norway*. Dr.thesis, Universitet i Oslo.

Gundersen, H., Andreassen, H. P., Haave, H. M. og Storaas, T. (1997). *Vilt-trafikk i Østerdalen Del 2: Tiltak ved påkjørsler og nestenpåkørsler av elg*. Høgskolen i Hedmark, rapport nr. 8. 56 s.

Hjeljord, O. (1994). *Gardermobanen nord. Utbyggingens konsekvens for dyrelivet*. Inst. for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Ås, 22 s.

Jordhøy, P., Strand, O. & Landa, A. (1997). *Villreinen i Dovre-Rondane. (The wild reindeer in Dovre-Rondane)*. - NINA Oppdragsmelding 493: 1-26.

Kastdalen, L & Strømmen, S. (1995). *Tiltak for å redusere elgpåkørsler på E6 under OL'94*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen og Statens vegvesen, Akershus.

Kastdalen, L. (1999). *Gardermoutbyggingen – evaluering av avbøtende tiltak for elg*. Rapport nr. 26 1999. Høgskolen i Hedmark, 45 s.

Kastdalen, L., Gundersen, H. (2004). *Romerikselgen – arealbruk etter Gardermoutbyggingen*. Rapport nr. 7-2004. Høgskolen i Hedmark, 50s.

Kastdalen, L. (red.) (1996). *Romerikselgen og Gardermoutbyggingen*. Hovedrapport fra Elgprosjektet på Øvre Romerike. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen, 115 s.

Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. (2003). *Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer*. Biological Conservation, 113(2): 307-317.

Statens vegvesen (2003). *Naturlig revevegetering. Vegetasjonsetablering langs rv 23 Oslofjordforbindelsen*, UTB-raport 2003/09.

Åstebøl, S.O & Hvitved-Jacobsen, T. (1996). *Veivrenning og vannforurensning. Internasjonale krav til utslipp av overvann fra vei*. Geofuturum AS på oppdrag fra Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

Utenlandsk litteratur

Andersen, P.N., Madsen, A.B. (2004). *Trafikdræbte dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold*. Dansk Vejtidskrift, november 2004.

Andrén, C. (2002). *Grod- och krådjurslokaler längs Botniabanan. Fältundersökning i samband med planerad ny järnväg*. Nature – artbevarande och foto

Assessment of the ecological effects of roads and railways. Recommendations for methodology (1996). Swedish National Road Administration Publication 1996:33E. Swedish National Rail Administration Publication 1996:3E. Borlänge.

ATB Väg (2003). *Kapitel D. Awattning och dränering*. VVPubl 2003:111.

Bedömning av ekologiska effekter av vägar och järnvägar. Rekommendationer om arbetssätt. (1996). Banverket BV P 1996:3. Vägverket VV Publ 1996:33.

- Botniabanan AB (2004).
Botniabanan och miljön, miljöhandbok. 2004-02-22, utgåva 4.
URL: <http://bbom.botniabanan.se/>
- Bright, P.W., Morris, P.A. & Mitchell-Jones, A.J. (1996).
Dormouse Conservation Handbook. English Nature, Peterborough.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1998),
Innovative Wege für Natur und Landschaft : 7.02 Gewässerdurchlässe; 6.07 Schräge Randsteine; 6. 12 Viadukte und Fauna; 6.03 Naturisierung von Brückenstrukturen, 6.14 Wildzäune; 6.09 Strassenentwässerung, Schriftenreihe Umwelt Nr. 281, CD-ROM, Bestellnummer 310.133
- Byron, H (2000).
Biodiversity and Environmental Impact Assessment: A Good Practice Guide for Road Schemes, The RSPB, WWF-UK, English Nature and the Wildlife trusts, Sandy.
- Carsignol, J. (1999).
The wildlife problem in motorway project development, construction and operation; CETE de l'Est, Metz.
- Clevenger, A.P, Waltho, N. (2005).
Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals.
Biological Conservation 121 (2005) 453-464
- Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen (1994):
Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg - en vejledning (pjece).
- Dansk Naturfredningsforening, Danmarks Miljøundersøgelser (1998):
Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlæg - en vejledning.
- Djurens väg över vägen*. Broschyr. Vägverket. Borlänge.
- Dumont, A.G., Berthoud, G., Tripet, M., Schneider, S., Dändliker, Durand, P., Ducommun, A. Müller, S. & Tille, M. (2000).
Interactions entre les réseaux de la faune et des voies de circulation. Manuel. Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication /Office fédéral des routes. 194 pp. Lausanne.
- DVWK (1984).
Ökologische Aspekte bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern; Merkblätter 204.
- Ecoscope Applied Ecologists (2001).
Highways and Birds: A best practice guide, Highways Agency & Ecoscope Applied Ecologists, St Ives, Cambridgeshire.
- Ekologisk bedömning vid planering av vägar och järnvägar. Bakgrundsrapport*. (1996). Banverket BV P 1996:2. Vägverket VV Publ 1996:32.
- English Nature (1996).
The significance of secondary effects from roads and road transport on nature conservation, English Nature Research Report No 178, Peterborough, UK.
- English Nature (1999)
Water Vole –Guidance for planners and developers, Peterborough, UK.
- English Nature (1999).
Badgers – Guidelines for developers. Peterborough, UK.
- Environmental Resources Management (1996).
The significance of secondary effects from roads and road transport on nature conservation, English Nature Research Report No 178, Peterborough, UK.
- Folkesson, L. (1996).
Ecological adaptation of roads. Discussion of possible ecological impacts and their mitigation as applied to a road project in Sweden. VTI meddelande 792A. Linköping.
- Folkesson, L. (1996).
Ekologisk anpassning av vägar. Diskussion av bedömningsunderlag och åtgärder utifrån exemplet Rv 31 Bogla-Öggestorp. VTI meddelande 792. Linköping.
- Foreningen til dyrenes beskyttelse i Danmark. (1998):
Kan vildtspejle og støjstriber sikre hjortedyr i trafikken? (pjece).
- Forman et al (1997).
Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. In: Canters, K., Piepers, A. and Hendriks-Heersma, A. (Eds.)

Groddjur och vägar. Broschyr. Beställningsnummer 99042. Vägverket. Borlänge.

Grogan, A., Philcox, C. & Macdonald, D. (2001). *Nature Conservation and Roads: Advice in relation to otters*, Highways Agency & Wildcru, Oxford, UK.

Halldén, A., Liliegren, Y. & Lagerkvist, G. (1997). *Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. II upplagan*. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 97:25. Jönköping.

Hammershøj, M. & Madsen, A.B. (1998): *Fragmentering og korridorer i landskabet*. - en litteraturudredning. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 232.

Handbok Miljökonsekvensbeskrivning inom vägsektorn. Del 2. Metodik (2002). Vägverket Publikation 2002:42. Borlänge.

Handbok Miljökonsekvensbeskrivning inom vägsektorn. Del 3. Analys och bedömning (2004-06). Vägverket Publikation 2002:43. Borlänge.

Handbok Miljökonsekvensbeskrivning inom vägsektorn. Sammanfattande del (2002). Vägverket Publikation 2002:40. Borlänge.

Hels, T. & Buchwald, E. (1999). *The effect of road kills on amphibian populations*. Del av Ph.D. Thesis, Danmarks Miljøundersøgelser.

Highways Agency (1992). *Design Manual for Roads and Bridges Volume 10: Environmental Design and Management, The Stationary Office, Norwich, UK*.

Hlavác, V. & Andel, P. (2002). *On the permeability of roads for wildlife: a handbook*. Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic and EVERNIA s.r.o. Liberec.

Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N., B. le Maire, (Eds.) (2003). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*.

Jeppesen, J.L., Madsen, A.B., Mathiasen, R. & Gaardmand, B. (1998): *Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg III*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 250.

Konnerup, J., Madsen, A.B., Jørgensen, J.M. (2004). *Større pattedyrs brug af en ny fauna-overføring ved Jyske Ås i Nordjyllands Amt*. Flora og Fauna 111 (2): 49-55. Århus 2004.

Kramer-Rowold E.M. & A.R. Wolfgang (2001). *Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Strassen und Bahnlinien; Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*.

Langton, T.E.S., Beckett, C.L., and Foster, J.P. (2001). *Great Crested Newt Conservation Handbook, Froglife, Halesworth*.

Larsson, M.-O., Gunnarsson, B. & Stenström, J. (1995). *Vägars och järnvägars påverkan på värdefull natur. Att bedöma effekter av väg- och järnvägsdragningar i områden med höga naturvärden*. Naturcentrum. Vägverket Region Väst. Banverket Västra regionen. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. Publ 1995:2. Göteborg.

Madsen, A.B. (1993): *Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg II*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 82.

Madsen, A.B., Fyhn, H.W. & Prang, A. (1998): *Trafikdræbte dyr i landskabsøkologisk planlægning og forskning*. Danmarks Miljøundersøgelser. 42 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 228.

Madsen, A.B., Sominsen, V., Pertoldi, C., Loeschcke (2002). *Barrierer i landskabet – betyder de noget for vilde dyr?* Danske Miljøundersøgelser. DMU Temarapport 40/2002.

Ministère de l'Équipement, des Transports et du Tourisme – Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA), Ministère de l'Environnement – Direction de la Nature et des Paysages (DNP) (1994). *La gestion extensive des dépendances vertes routières, intérêts écologiques, paysagers et économiques*. 120 p.

- Müller, S. & Berthoud, G. (1994/96).
Sécurité faune/trafics ; Manuel pratique à l'usage des ingénieurs civils. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Département de génie civil, LAVOC, Lausanne.
- Müller, S. & Berthoud, G. (1997).
Fauna/Traffic Safety. Manual for Civil Engineers. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Département de génie civil, LAVOC, Lausanne. (English translation of Müller & Berthoud 1994/96)
- National Roads Authority (2003).
Guidelines for the treatment of ecology in national road schemes
- Nature (2002).
Grod- och kråldjurslokaler längs Botniabanan. Fältundersökning i samband med planerad ny väg. 20020-03-10.
- Naturvårdsverket (2004).
Effekter av störningar på fåglar – en kunskapsnaställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. Rapport 5351.
- Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, S.P.D., Valone, T.J. (2004).
Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. Biological Conservation 115 (2004) 499-507
- Oggier, P., Righetti, A., Bonnard, L. (Eds., 2001)
Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Schriftenreihe Umwelt 332, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bundesamt für Raumentwicklung; Bundesamt für Verkehr; Bundesamt für Strassen. Bern, 102 S.
- Olsson, M., Widén (2003).
Utformning av viltpassager. Forskningsstudier av vilt och viltpassager utefter väg E6 i mellersta Bohuslän. Årsrapport 2003. Karlstads universitet.
- Oxford, M. (2000).
Developing Naturally - A Handbook for Incorporating the Natural Environment into Planning and Development, Association of Local Government Ecologists (ALGE) & English Nature, Peterborough.
- Penny Anderson Associates (1994).
Roads and Nature Conservation: Guidance on impacts, mitigation and enhancement. Produced for English Nature, Peterborough, UK. 81pages. (ISBN 1 85716 134 3).
- Pertoldi C., Loeschcke V., Madsen A. B., Randi E. and Mucci N. (2001)
Effects of habitat fragmentation on the Eurasian badger (Meles meles) subpopulations in Denmark. Hystrix 8: 9-15.
- Pertoldi, C., Loeschcke, V., Madsen, A.B. and Randi, E. (2000).
Allozyme variation in the Eurasian badger (Meles meles) in Denmark. J. Zool. 252: 14-17.
- Pertoldi, C., Loeschcke, V., Madsen, A.B., Randi, E. & Mucci, N. (2003).
Minisatellite DNA and allozyme variation in the Eurasian badger (Meles meles) in Denmark.
- Road culverts. Nature's path under the road.* Brochure. Vägverket. Borlänge.
- RSPB (2000).
Biodiversity Impact - Biodiversity and Environmental Impact Assessment: A Good Practice Guide for Road Schemes RSPB, Sandy, Bedfordshire.
- Ryser, J. (1989).
Amphibien und Verkehr, Teil 3. Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (KARCH). Bern.
- Salvig, J.C. (1991)
Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg. Danmarks Miljøundersøgelser. 67 s. Faglig rapport fra DMU nr. 28.
- Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie (Hrsg.) (1995).
Wildtiere, Strassenbau und Verkehr. Wildtierbiologische Information für die Praxis. Chur - Zürich.
- Seiler, A. (2003).
The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Doctor's dissertation. ISSN 1401-6230, ISBN 91-576-6529-X
- Seiler, A., Cederlund, G., Jernelid, H., Grängstedt, P. (2003).
The barrier impact of highway E4 on migratory moose in the High Coast area, Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences/Svensk viltförvaltning AB.

Seiler, A., Folkesson, L. (2003). COST 341. *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure*. The Swedish National Review. Juni 2003.

Seiler, A., Skage, O.R., Nilsson, S., Wallentinus, H.-G., & Folkesson, L. (1996). *Ekologisk bedömning vid planering av vägar och järnvägar*. Bakgrundsrapport. Banverket BV P 1996:2. Vägverket VV Publ 1996:32. Borlänge.

Sérvie d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA) (1993). *Passages pour la grande faune*, Guide Technique. Bagneux.

Sjölund, A., Eriksson, O., Persson, T. & Hammarqvist, J. (1999). *Väggkantsfloran*. Vägverket Publ 1999:40. Borlänge.

Spellerberg, I.F. and Gaywood, M.J. (1993). *Linear features: linear habitats and wildlife corridors*, English Nature Research Report No 60, Peterborough, UK

Strachan R (1998). *Water Vole Conservation Handbook*. EA, WildCRU, EN Oxford.

Trocme, M., Cahill, S., de Vries, J. G., Farall, H., Folkesson, L. G., Hicks, C. and Peymen, J. (eds.) (2003) *COST 341 Habitat fragmentation due to transportation infrastructure - The European Review*

Uttrar och vägar. Broschyr. Vägverket. Borlänge.

Vackra och artrika väggkanter. En miljörapport från Vägverket Region Väst. Älvsborgs län.

Vart leder vägen. Fakta om vägtrafikens miljöpåverkan. Publ 1995:31.

Vejdirektoratet (2000).

Fauna- og menneskepassager, En vejledning. Copenhagen.

Verkehrsministerium, B. (1991).

Amphibienschutz: Leitfaden für Schutzmassnahmen an Strassen. Schriftenreihe der Strassenbauverwaltung. Baden-Württemberg.

Vägars och gators utformning, VGU. VVPubl 2004:80.

Vägars och järnvägars påverkan på värdefull natur. Att bedöma effekter av väg- och järnvägsdragningar i områden med höga naturvärden. (1995). Naturcentrum. Vägverket Region Väst. Banverket Västra regionen. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. Publ 1995:2.

Vägtrummor. Naturens väg under vägen. Broschyr. Vägverket. Borlänge.

Vägverket (1996)

Artrikare väggkanter – en idéskrift. Vägverket Publ 1996:074. Borlänge.

Väre, S., Huhta, M. (2003).

Anordningar för djurpassage över eller under vägområden. Vägvervaltningen, Helsingfors. Vägvervaltningens utredningar 36/2003 (finsk). 98s. ISSN 1457-9871, ISBN 951-803-102-9, TIEH 3200824

Wallentinus, H.G. (2000).

Vägars effekter på fågelliv och klövwilt. Institutionen för landskapsplanering, Ultuna, Uppsala, Rapport 8.

Åhrén, T., Larsson, P.O. (1999).

Renpåkörningar. Rapport från Vägverket och Banverket Norra Regionen, Luleå.

Noen aktuelle internettsider

Norske

Artsdatabanken:
www.artsdatabanken.no

Direktoratet for naturforvaltning (DN):
www.dirnat.no

Miljøstatus i Norge:
www.miljostatus.no/

Miljøverndepartementet:
odin.dep.no/md

Naturdatabasen til DN:
dnweb5.dirnat.no/hbinnsyn

Samferdselsdepartementet:
odin.dep.no/sd

Statens forurensningstilsyn (SFT):
www.sft.no

Statens vegvesen:
www.vegvesen.no

Samarbeidsrådet for naturvernsaker (SABIMA):
www.sabima.no

AREALIS:
www.statkart.no/arealis/

Internasjonale

Center for Transportation and the Environment, North Carolina:
<http://itre.ncsu.edu/cte/ctepubs.htm>

COST 341:
<http://www.cordis.lu/cost-transport/home.html>

ECNC - European Centre for Nature Conservation:
<http://www.ecnc.nl>

EEA - European Environment Agency:
<http://www.eea.eu.int>

EIONET – the European Environment Information and Observation NETWORK:
<http://www.eionet.eu.int>

Engelsk internettside om viltpåkjørslar:
<http://www.deercollisions.co.uk/pages/links.html>

ICOET, International Conference on Ecology and Transportation:
www.icoet.net/

IENE – Infra Eco Network Europe:
www.iene.info

Wildlife Crossings Toolkit, USDA Forest Service:
www.wildlifecrossings.info/beta2.htm

