

Vägar och järnvägar – barriärer i landskapet

J-O Helldin, Andreas Seiler och Mattias Olsson

EN SKRIFT FRÅN CBM OM TRANSPORTINFRASTRUKTUR OCH BIOLOGISK MÅNGFALD



CBM Centrum för
biologisk mångfald





TRIEKOL (TRansportInfrastrukturEKOLogi) är ett forskningsprogram om transportinfrastrukturens inverkan på biologisk mångfald och landskaps-ekologi. Programmet koordineras av Centrum för biologisk mångfald och finansieras av Trafikverket. Mer information: www.triekol.se

Vägar och järnvägar – barriärer i landskapet

CBM:s skriftserie 42

J-O Helldin, Andreas Seiler och Mattias Olsson

ISSN 1403-6568

ISBN 978-91-89232-52-5

Layout: Anna Maria Wremp, CBM

Omslagsbilder: J-O Helldin, Andreas Seiler, Mattias Olsson

Tryck: Lenanders Grafiska, 43829

© Centrum för biologisk mångfald 2010

www.cbm.slu.se

publikationer@cbm.slu.se

Vägar och järnvägar – barriärer i landskapet

J-O Helldin, Andreas Seiler och Mattias Olsson





Järnvägar med en hög trafikvolym har visat sig kunna fungera som tydliga vandringshinder för våra större hjortdjur.

Inledning

En mängd arter, och även människan, upplever moderna transportleder som hinder vid rörelser i skog och mark. För många djur begränsas därmed tillgången till viktiga resurser (till exempel föda, vatten, skydd, övervintningsområden eller partners) vilket påverkar djurens reproduktion och överlevnad, och i förlängningen det genetiska utbytet. Även spridningen av vissa växter kan påverkas negativt. Det allt tätare nätet av transportleder och det växande trafikflödet bidrar till att livsmiljöerna styckas upp i mindre områden, där enskilda landskapsfragment kan bli för små och för isolerade för att själva hysa livskraftiga populationer. Uppstyckningen av landskapet försämrar förutsättningarna för arter att sprida sig till nya livsmiljöer, något som kan vara nödvändigt i tider av storskaliga miljöförändringar. Transportledningarnas miljöpåverkan griper alltså långt ut i det omgivande landskapet.

Förlusten av livsmiljöer och landskapsfragmenteringen anses utgöra ett av de stora hoten mot biologisk mångfald i världen¹. Transportinfrastrukturen skär igenom alla landskapstyper, och barriärpåverkan adderas där till den övriga fragmentering som skett och sker av landskapet genom skogsavverkning, uppodling, urbanisering etc. Den totala fragmenteringen kan därför snabbt bli kritisk. Åtminstone för vissa artgrupper kan påverkan från transportinfrastrukturen vara väl i nivå med påverkan från andra samhällssektorer, såsom t.ex. från skogsbruket².

Transportlederna skapar samtidigt en annorlunda typ av fragmentering än kalhyggen eller åkrar. Denna fragmentering kan vara allvarligare ur vissa perspektiv eftersom transportlederna är permanenta, bildar sammanhängande nätverk (djur kan inte vandra runt dem), och miljön i dem

1 Millennium Ecosystem Assessment (2005) sid 51-53, se också Ebenhard (2008)

2 Eigenbrod m.fl. (2008)

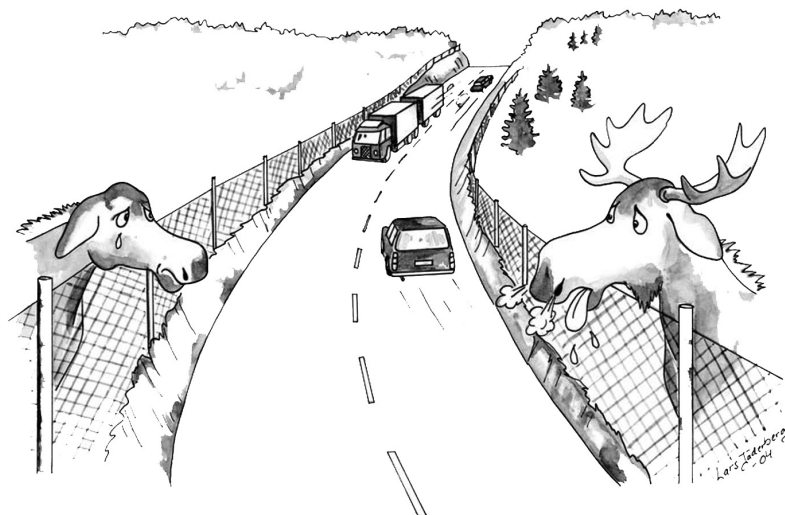


Illustration: Lars Jäderberg

En mängd arter upplever moderna transportleder som hinder vid rörelser i skog och mark. Barriärpåverkan från vägar och järnvägar är att betrakta som ett betydande miljöproblem, med effekt på flera av de nationella miljömålen.

på många sätt är mer ogästvänlig³. På detta vis påverkar transportsystemets utveckling möjligheterna att nå flera av de nationella miljömålen⁴: Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Myllrande våtmarker, Levande skogar, Ett rikt odlingslandskap, Storslagen fjällmiljö, God bebyggd miljö och inte minst Ett rikt växt- och djurliv.

Inte sällan är de arter som drabbas av stor ekonomisk betydelse, såsom jaktbart vilt eller laxfiskar, eller av stor betydelse för naturvården, t.ex. arter i rödlistan eller EUs habitatdirektiv. Miljösatsningar inom detta område kan därför vara såväl samhällsekonomiskt lönsamma som tvingande i förhållande till nationella miljömål eller internationella naturvårdsåtaganden.

Barriärpåverkan från vägar och järnvägar är att betrakta som ett betydande miljöproblem⁵, vilket Trafikverket och andra berörda myndigheter måste ta på stort allvar. Generellt sett bör beläggen för barriäreffekter anses vara så starka att rutinmässiga åtgärder alltid ska vidtas i samband med byggnation och underhåll av vägar och järnvägar. I Trafikverkets nationella plan för transportsystemet 2010–2021⁶ anges också bevarande av biologisk mångfald som ett prioriterat mål i transportsektorns miljöarbete, och att

3 På grund av extrema mikroklimat, hårdgjorda ytor, trafikdöd m.m.

4 Vägverket (2006)

5 Problemets betydelse på global nivå har utvecklats mer i detalj av bl.a. Forman m.fl. (2003) och på europeisk nivå av Trocme m.fl. (2003)

6 Vägverket m.fl. (2009)

riktade insatser ska sättas in för att motverka ekosystemens fragmentering och bygga bort vandringshinder.

I denna rapport beskriver vi översiktligt barriärpåverkan från vägar och järnvägar, ger exempel på arter som påverkas och i vilken omfattning, och vad det kan innebära för bevarande av biologisk mångfald. Vi diskuterar även kort lämpliga åtgärder för att motverka eller reducera påverkan, och föreslår riktlinjer för att identifiera sträckor där åtgärdsbehovet är särskilt stort. Avslutningsvis pekas riktningen ut för fortsatt kunskapsuppbyggnad inom området.

Faktaruta 1



Påverkan – Effekt – Konsekvens

...är begrepp som ofta används i miljöbedömning, och som kan sägas beskriva en logisk händelsekedja från själva intrånget till betydelsen för naturvården. Vi väljer att definiera kedjan påverkan-effekt-konsekvens utifrån ett ekologiskt perspektiv på följande sätt:

Barriärpåverkan beskriver den minskade rörelsefrihet som individerna (av någon djurart) direkt kan uppleva av en väg eller järnväg. Påverkan kan mätas i form av ändrat beteende. Eftersom störning och trafikdöd är faktorer som bidrar till den samlade barriären utgör även t.ex. trafikbullret och själva olyckorna påverkansfaktorer.

Barriäreffekter är de avtryck som påverkan sätter på individers möjlighet att överleva och fortplanta sig. Det kan handla om att individerna inte kommer åt nödvändiga resurser (t.ex. föda och skydd), inte kan etablera sig i nya områden, inte hitta partners, får försämrade fertilitet eller ökad dödlighetsrisk. Beroende på artens livslängd och förökningstakt kan det dröja innan effekterna blir mätbara.

Konsekvenserna utgörs av effekternas samlade resultat på populationsnivå, och kan mätas som förändringar i populationstäthet. Konsekvenserna kan ställas i relation till naturvårdsmål, såsom t.ex. bevarande av arter eller förvaltning av jaktbara viltpopulationer. Det är dock viktigt att intrång i naturmiljön inte bara beskrivs på populationsnivå, eftersom det kan behövas lång tid innan sådana förändringar blir synliga och konsekvenserna dessutom kan döljas av andra faktorer som också påverkar populationstätheten.

Rent generellt bör åtgärder för att minska barriärproblemet i första hand rikta sig mot att minimera påverkan snarare än att försöka mildra effekterna eller konsekvenserna – med andra ord att angripa orsaken hellre än verkan. Samtidigt är det konsekvenserna som pekar ut åtgärdsbehoven – en påverkansfaktor utan betydande konsekvenser bör inte ha första prioritet för miljöåtgärder. För en god problembeskrivning och effektiva åtgärder behöver alltså hela kedjan överblickas.

Barriärpåverkan

Vägars och järnvägars barriärpåverkan beror på flera faktorer som avskräcker eller hindrar djuren (se figuren nedan). Det mest slående är kanske de fysiska hindren, såsom viltstängsel, räcken, höga bankar och djupa skärningar, samt trösklar i markytan och i vattendrag. Störningar i form av trafikbuller, strålkastarljus, markvibrationer etc. gör att vissa djur undviker en zon kring trafikleder, något som också bidrar till barriärpåverkan. Det ändrade mikroklimatet, avsaknaden av skyddande vegetation och en allmänt påverkad miljö längs vägrenen kan göra att djur skyr trafiklederna ytterligare. De individer som trots allt vågar eller kan ta sig upp på vägytan/spåret riskerar att dö i trafiken. Sammantaget kan detta leda till att endast en mindre andel av de individer som försöker korsa en väg eller järnväg i slutänden lyckas göra det med livet i behåll. Betydelsen av de olika faktorerna varierar givetvis mellan arter och även mellan olika trafikleder. Det är därför viktigt att identifiera nyckelfaktorerna innan man vidtar åtgärder för att minska barriärpåverkan.

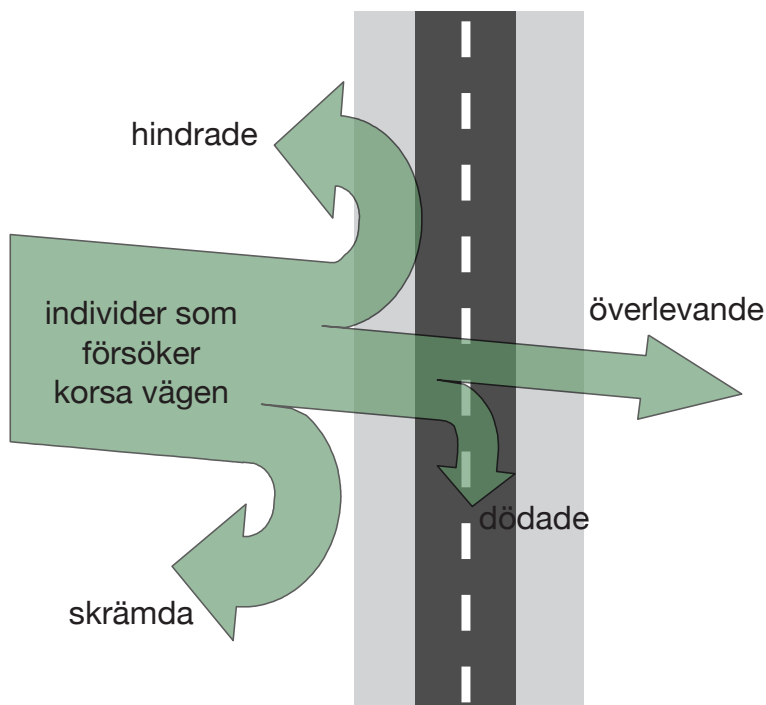


Illustration: Andreas Seiler

Infrastrukturen innebär ett hinder och trafiken utgör både en störning och en fara. Det kan vara viktigt att känna till de olika faktorernas relativa betydelse.



Pejlpositioner för en vuxen älgdjur som uppehöll sig nära den nybyggda motorvägen (E6) utanför Uddevalla under år 2003. Endast vid ett fåtal tillfällen passerade älgen den då ostängslade motorvägen. Även ett visst undvikande av vägens direkta närhet kunde noteras (se infällda bilden).

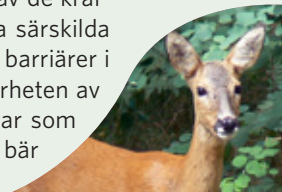
Barriärpåverkan av bilvägar har studerats för en lång rad arter, från insekter till stora däggdjur (se faktaruta 2). Effekterna varierar mellan olika arter, beroende på deras beteende, storlek, rörlighet m.m.

Det generella mönstret är att barriärpåverkan och antalet arter som berörs ökar med vägens storlek. Större och trafiktunga vägar är i regel bredare, har mer hårdgjord yta, fler fysiska hinder, tätare trafik och högre bullernivåer. De större transportlederna blir effektiva barriärer även för större djur, kanske också för fåglar och flygande insekter. Mindre trafikleder utgör i första hand ett problem för små arter med begränsad rörlighet. Stora mobila arter upplever inte samma omedelbara påverkan, men eftersom de rör sig över större områden adderas påverkan av de enskilda vägarna och den samlade påverkan på individen kan möjligen överstiga toleransgränsen.

Barriärpåverkan av väg – exempel från olika djurgrupper

Hjortdjur

Stora vägar, i synnerhet när de är stängslade, utgör tydliga fysiska barriärer för flera hjortdjursarter⁷. Barriärpåverkan av viltstängslet har för älg uppskattats till omkring 80 % och för rådjur 55 %⁸, vilket torde göra stängslade vägar till några av de kraftigaste barriärerna i landskapet för dessa arter. Vägbarriärer kan utgöra särskilda problem för årstidsvandrande arter, såsom ren och älg⁹. Förutom fysiska barriärer i form av stängsel, skärningar etc., så undviker många arter att vistas i närheten av vägar¹⁰, vilket skapar ytterligare barriärpåverkan. Stora växtätare fungerar som spridningsvektorer för växter, p.g.a. de stora mängder frön och sporer de bär i päls och spillning¹¹ – på detta sätt kan barriärpåverkan föras vidare till växtsamhället.



Stora rovdjur

För många rovdjur utgör vägar en mindre påtaglig fysisk barriär¹². Stängslet är oftast inte anpassat för dessa arter och djuren har lättare att hitta öppningar och tunnlar än t.ex. hjortdjur. Däremot kan såväl mindre som större vägar utgöra betydande störningsfaktorer. Flera arter (bl.a. björn, lodjur och varg) undviker ofta att uppehålla sig i närheten av större vägar¹³ eller i områden med tätt vägnät¹⁴. Detta gör att större transportkorridorer och vägrika områden kan fungera som effektiva – om än inte absoluta – barriärer för dessa arter¹⁵. På grund av arternas stora arealkrav och låga antal kan trafikdöd som också bidrar till barriärpåverkan vara betydande för arternas regionala överlevnad¹⁶.



Smådäggdjur

Små däggdjur som sorkar och möss undviker att ge sig ut på öppna vägytor¹⁷. Även om gräskladda vägkanter kan attrahera många smådäggdjur¹⁸, kan vägen som helhet ändå fungera som en barriär. Redan små och medelstora vägar kan utgöra betydande barriärer¹⁹, och barriärverkan ökar med vägens bredd och trafiktäthet²⁰. Effekterna kan vara kumulativa, på det viset att den totala barriärverkan ökar med ökad vägtäthet i landskapet²¹, vilket innebär att ett nät av relativt små vägar kan utgöra en effektiv barriär för rörelser på landskapsnivån för dessa arter.



- 7 Vildren (Dyer m.fl. 2002, Vistnes m.fl. 2004), kronhjort/wapiti (Dodd m.fl. 2007), rådjur (Almkvist m.fl. 1980), älg (Almkvist m.fl. 1980, Widén m.fl. 2007, Olsson & Widén 2008)
- 8 Almkvist m.fl. (1980), Widén m.fl. (2007)
- 9 Klein (1971), Bergerud m.fl. (1984), Helldin m.fl. (2007)
- 10 Kronhjort/wapiti (Rost & Bailey 1979, Gagnon m.fl. 2007), vildren (Curatolo & Murphy 1986, Vistnes m.fl. 2008), älg (Olsson 2007, Laurian m.fl. 2008, Lyngved 2010)
- 11 Heinken m.fl. (2001), Myers m.fl. (2004)
- 12 Oxley m.fl. (1974), Davies m.fl. (1987), Trehwella & Harris (1990)
- 13 Chruszcz m.fl. (2003), Waller & Servheen (2005), Riley m.fl. (2006)
- 14 McLellan & Shackleton (1988), Mace m.fl. (1996), Carroll m.fl. (2001), Niedziatkowska m.fl. (2006)
- 15 Chruszcz m.fl. (2003), Kaczensky m.fl. (2003), Niedziatkowska m.fl. (2006), Riley m.fl. (2006)
- 16 Kaczensky m.fl. (2003)
- 17 Kozel & Fleharty (1979), Bakowski & Kozakiewicz (1988), Rico m.fl. (2007), McGregor m.fl. (2008)
- 18 Adams & Geis (1983)
- 19 Kozel & Fleharty (1979), Wilkins (1982), Swihart & Slade (1984)
- 20 Oxley m.fl. (1974), Mader (1984)
- 21 McGregor m.fl. (2008)



Groddjur

Grodor och paddor kan attraheras av en varm vägyta och dödas då lätt av trafiken eller av rovdjur, även längs relativt lågtrafikerade vägar²². I dessa fall utgör alltså mortaliteten huvuddelen av barriärpåverkan. Vattenrännor, kabelrännor eller andra kanter med brant profil längs en väg (eller järnväg) kan fungera som mycket effektiva fysiska barriärer för groddjur²³, men även en brantare slänt kan utgöra ett partiellt hinder²⁴.



Skalbaggar och spindlar

Redan små grusvägar kan utgöra betydande hinder för jordlöpare²⁵ och vargspindlar²⁶, arter med begränsad flygförmåga som främst rör sig på marken. Barriärpåverkan ökar med vägens storlek och kan för större vägar bli närmast total²⁷. Här finns belägg för minskat genflöde och ökad genetisk separation av delpopulationer, även för relativt vanliga arter²⁸.



Humlor och fjärilar

Dessa insekter är goda flygare, men kan ändå undvika att passera bredare vägkorridorer eller vägytor²⁹. Bland dagfjärilarna drabbas fr.a. arter med naturligt begränsad spridningsförmåga (till exempel arter som sällan ger sig ut på långflygningar), vilket tyvärr är det stora flertalet³⁰. Humlor är viktiga pollinatörer, och humlornas begränsade flygningar över större trafikleder leder i teorin till att även det genetiska utbytet för pollinerade växter minskar³¹.



Fiskar

De flesta svenska sötvattenfiskarna finns i rinnande vattendrag. Åar och bäckar är deras möjlighet att nå nya sjöar, och här kan även mycket små vattendrag kan vara betydelsefulla. Felaktigt utformade broar eller kulvertar, med hängande mynning, hög vattenhastighet, otillräckligt vattendjup eller olämplig bottenstruktur, skapar ofta kraftiga eller fullständiga barriärer för fisk³². Enligt uppskattningar utgör i stort sett var tredje vägtrumma i norra Sverige ett vandringshinder³³.



22 Fahrigh m.fl. (1995), Ashley & Robinson (1996), Andrén (2002)

23 Marsh m.fl. (2005, 2008)

24 Marsh m.fl. (2005)

25 Mader (1984), Mader m.fl. (1990), Keller & Largiadèr (2003), Koivula & Vermeulen (2005), Noordijk m.fl. (2006)

26 Mader (1984), Mader m.fl. (1990)

27 Mader (1984)

28 Keller & Largiadèr (2003), Keller m.fl. (2004)

29 Dennis (1986), Munguira & Thomas (1992), Bhattacharya m.fl. (2003), Askling m.fl. (2006)

30 Askling m.fl. (2006)

31 Bhattacharya m.fl. (2003)

32 Enligt studier från Nordamerika (Warren & Pardew 1998, Gibson m.fl. 2005, Bouska & Paukert 2009). Motsvarande studier från Skandinavien saknas.

33 Molin (1998), Spansk (1999)



Foto: Mikael Damkier / iStockPhoto

Kunskaperna kring järnvägars barriärpåverkan är begränsad, men de genomförda studierna visar på barriäreffekter liknande de för bilvägar.

Järnvägar som barriärer

Järnvägar verkar möjligen något annorlunda än bilvägar, dock med samma grundprincip: att större trafikleder (fler tåg och fler spår i bredd) har större barriärpåverkan (se faktaruta 3). Flera studier visar på barriärpåverkan för olika typer av djur, bl.a. marklevande insekter³⁴, groddjur³⁵ och stora klövdjur³⁶. I de fall där vägar och järnvägar studerats under jämförbara omständigheter är de ekologiska effekterna oftast av samma karaktär och storleksordning³⁷.

Det är rimligt att anta att den öppna trädsäkringszonen, underlaget på banvallen, samt fysiska hinder i form av skärningar, höga banvallar, kabelrännor och olämpliga trummor innebär problem för många arter³⁸. Stängslade järnvägar (som t.ex. de flesta höghastighetsjärnvägar i Europa) är på samma sätt som stängslade bilvägar mycket effektiva barriärer för klövvilt³⁹.

Kunskaperna kring järnvägars barriärpåverkan är dock överlag mycket begränsade, och det krävs kompletterande fältstudier för att få starkare underlag för åtgärdsplanering. I väntan på resultat från sådana studier måste man dock utgå från att även järnvägar kan vara betydande barriärer.

34 Mader m.fl. (1990), Bhattacharya m.fl. (2003)

35 Reh & Seitz (1990), Wolf (1994)

36 Klein (1971), Ito m.fl. (1995), Georghii (1999), Righetti & Malli (2004), Olsson & Augustsson (2010)

37 Dennis (1986), Mader m.fl. (1990), Bhattacharya m.fl. (2003), Kaczensky m.fl. (2003)

38 van der Grift (1999), Andrén (2002), Righetti & Malli (2004)

39 Ockenfels m.fl. (1997)

Faktaruta 3



Foto: J-O Helledin

Barriärpåverkan av järnväg på klövvilt

En schweizisk studie av ostängslade järnvägar⁴⁰ har visat att dessa kan fungera som barriärer för klövvilt (rådjur, kronhjort och vildsvin), men fr.a. vid hög tåg-frekvens och flera spår i bredd. Enkelspåriga banor med få tåg (ca 50/dygn) och avsaknad av fysiska hinder hade ringa barriärpåverkan på de studerade arterna, och betecknades av forskarna som "oproblematiske" och "möjliga att korsa". För dubbel- och trippelspåriga järnvägar var barriärverkan måttlig till markant, beroende på främst trafiken, med en markant påverkan från ca 360 tåg/dygn. Vid fyra eller fler spår i bredd utgjorde banan en absolut barriär, åtminstone för hjortvilt. Tågens hastighet hade ingen betydelse för barriärpåverkan.

Dessa resultat kan jämföras med en nyligen genomförd svensk studie⁴¹ av barriärpåverkan av ostängslade järnvägar på klövvilt (i detta fall rådjur och älg). Preliminära resultat från denna studie antyder att redan banor med 150-200 tåg/dygn kan utgöra kraftiga barriärer för de studerade arterna. Ingen effekt av antalet spår i bredd kunde noteras, men i studien ingick endast enkel- och dubbelspåriga banor. Dessa resultat måste säkerställas, men om barriärpåverkan verkligen är större jämfört med den schweiziska studien kan det möjligen förklaras med hur störningsutsatt miljön är i övrigt – i det relativt lugna svenska landskapet kan kanske störningen från järnvägen göra sig mer gällande.

Resultaten från dessa studier använder vi för att föreslå gränsvärden i järnvägars barriärpåverkan och identifiera möjliga åtgärdsbehov (se tabell 1 sid 22).

40 Righetti & Malli (2004)

41 Olsson & Augustsson (2010)



Foto: J-O Heldin

Arter som rör sig över stora avstånd, såsom stora rovdjur, kommer i kontakt med många vägar och järnvägar, och kan därför förväntas vara känsliga för transportledningarnas kumulativa påverkan.

Barriäreffekter

Att djur upplever en barriär i landskapet innebär i sig inte nödvändigtvis att det har någon avgörande betydelse för individernas överlevnad eller fortplantning. Effekten kan bero på vilka individer som påverkas (kön, ålder), vilken typ av rörelser som begränsas (födosök, utvandring, migration), om djuret kan kompensera en förlust av lokala resurser genom förskjutning av hemområdet eller ökad användning av andra resurser, eller om det finns andra barriärer i landskapet som tillsammans leder till en ackumulerad påverkan eller isolering av områden. Det kan dröja länge innan en påverkan kan bli mätbar i form av att djur försvinner från ett område, särskilt när arten i fråga är långlivad och individer kan överleva lokalt utan att fortplanta sig. Generellt antas att känsligheten för barriärpåverkan är störst för arter som:

- rör sig över stora områden, och som därmed kommer i kontakt med många transportleder. Här kan även liten barriärpåverkan från varje enskild väg addera ihop till stora effekter sammantaget,
- migrerar, t.ex. säsongsvist eller under en livscykel, och därför har mycket tydligt riktade och fastlagda rörelser,
- är knutna till fläckvisa biotoper, och som åtminstone ibland behöver kunna förflytta sig mellan olika biotopfläckar,
- lätt faller offer för trafiken (är långsamma i sina rörelser, söker upp vägytan eller spåret, inte undviker fordonen eller uppfattar faran), eller
- är sällsynta och därför kan vara känsliga för vägarnas additiva påverkan, även om denna i sig är liten.

Konsekvenser för populationer

Finns det barriäreffekter på individnivån kan dessa leda till allvarliga konsekvenser för populationens demografi och genetiska status (mätt som födselar och dödsfall, individantal, täthetsfördelning i landskapet, inavelsgrad, utdöenderisk etc.). Betydelsen av ökad dödlighet, försämrad reproduktion, minskad invandring med mera, är dock beroende av vilka individer som är utsatta (ålder, kön, social status), och hur stor och livskraftig populationen är. Förändringarna kan behöva flera generationer för att bli mätbara. Att en art förekommer i ett nyligen fragmenterat område är därför inget tecken på frånvaron av barriäreffekter utan kan lika väl betyda att djuren ännu inte har hunnit dö bort. Bedömningen av konsekvenserna för populationer måste därför göras utifrån ett demografiskt och i viss mån även genetiskt perspektiv.

Demografiskt perspektiv

De omedelbara konsekvenserna av barriärer är demografiska, d.v.s. de påverkar individernas fördelning i landskapet. På det viset kan en ny transportled ha stora omedelbara konsekvenser för den lokala populationstätheten, genom t.ex. minskad ut- och invandring, eller ökad trafikdödlighet. För jaktbara arter eller arter som förekommer i metapopulationer (se faktaruta 4) kan dessa lokala effekter vara av stor betydelse.



Foto: Johan Wenngren

Vägar och järnvägar kan utgöra särskilda problem för årstidsvandrande djur, såsom t.ex. älgar i stora delar av Norrland. Under vandringarna kan barriärerna skapa stora ansamlingar av djur, och djuren hindras från att nå de lämpligaste sommarbetena och övervintringsområdena.

Exempelvis för älg kan populationen komma att bli mer klumpad efter att en väg har försetts med viltstängsel⁴². Detta gör att man i vissa områden får för få älgar för att kunna bedriva meningsfull jakt, medan man i andra områden inte klarar av att balansera tätheten. I områden som får en anhopning av djur kan trycket på födoresurserna bli stort, med effekter på kondition och reproduktion, vilket på sikt kan leda till försämrad jakt även i dessa områden.

För arter där de lokala populationerna utgör delar av en metapopulation leder minskad spridning mellan delpopulationer till ökad utdöenderisk även på regional nivå. Många sällsyntare arter knutna till fläckvisa biotoper har just sådana metapopulationer. Exempel skulle kunna vara slåttergräsfjäril eller luktgräsfjäril, som bägge förekommer på blomrika ängsmarker, och för vilka större vägar kan utgöra barriärer⁴³.

Det ofta täta nätet av väg-/järnvägsbarriärer kan för en del arter leda till att små isolerade delpopulationer skapas av en population som annars skulle varit sammanhängande. Sådana små populationer är överhuvudtaget känsligare för naturliga (ofta oförutsägbara) variationer i t.ex. väder, födotillgång, eller förekomst av rovdjur och sjukdomar. Oförutsägbara händelser kan också uppstå inom populationerna själva, eftersom födslar och dödsfall aldrig är jämnt fördelade över tiden, och ålder- och könsfördelning varierar i landskapet. Slumpen kan då spela spratt, t.ex. genom att alla ungar som föds ett år blir av samma kön, eller att alla reproducerande individer råkar dö inom en kort tidsperiod. Små populationer uppvisar därmed generellt en större variation i täthet, och en större utdöenderisk.

Vid jakt på eller bevarande av sådana små och isolerade populationer ökar kravet på kännedom om populationen, t.ex. om populationstäthet, ålders- och könsfördelning, och individernas kondition, samt kravet på att kunna rikta ett jaktuttag mot utvalda djur. Detta kan naturligtvis fördyra eller försvåra förvaltningen avsevärt.



Foto: Jens Morin

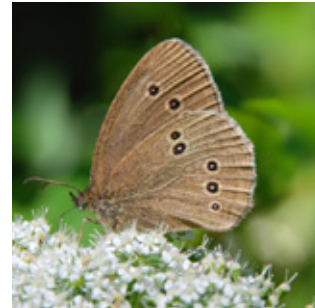


Foto: Tero Laakso

Slåttergräsfjäril (överst) och luktgräsfjäril (nederst) hör till de arter för vilka barriärpåverkan från vägar har påvisats.

42 Seiler m.fl. (2003)

43 Munguira & Thomas (1992), Askling m.fl. (2006)



Foto: Mattias Olsson

Genetiskt perspektiv

Barriäreffekterna kan ha till följd att även genflödet minskar mellan lokala populationer, eftersom individernas förutsättningar att fritt välja uppehållsort och partners begränsas. Minskat genflöde och ökad genetisk skillnad mellan populationer som en effekt av större vägar har påvisats för flera arter av olika slag, såsom rovdjur⁴⁴, klövdjur⁴⁵, smågnagare⁴⁶, grodor⁴⁷, salamandrar⁴⁸, ormar⁴⁹ och skalbaggar⁵⁰.

I teorin kan ett sådant minskat genflöde i det längre tidsperspektivet leda till negativa konsekvenser för populationerna, i form av ökad genetisk drift⁵¹, inavelsdepression⁵² eller minskad evolutionär potential⁵³. Såvitt vi känner till finns dock ännu inga direkta bevis på sådana negativa konsekvenser av väg- eller järnvägsbarriärer.

En tumregel inom genetiken säger att det räcker med ett ganska litet utbyte mellan populationer, 1-10 individer per generation, för att undvika inavelsdepression och andra negativa populationseffekter⁵⁴. För de flesta arter är vägbarriärerna inte hundra-procentiga, och det nödvändiga genetiska utbytet torde oftast vara säkrat. För exempelvis älg är en stängslad motorväg en kraftig barriär, men antalet älgar som trots allt passerar en sådan väg är åtminstone 5 ggr större än vad



Foto: J-O Heildin

Minskat genflöde över större vägar har konstaterats för bl.a. större skogsmus.

44 Amerikansk rödlo och prärievarg (Riley m.fl. 2006)

45 Rådjur (Coulon m.fl. 2006, Kuehn m.fl. 2007), kronhjort (Hartl 1998, Pérez-Espona m.fl. 2008), sikahjort (Yuasa m.fl. 2007), tjockhornsfår (Epps m.fl. 2005)

46 Skogssork (Sikorski & Bernshtein 1984, Bakowski & Kozakiewicz 1988, Gerlach & Musolf 2000), större skogsmus (Bakowski & Kozakiewicz 1988)

47 Till exempel vanlig groda (Reh & Seitz 1990), åkergroda (Arens m.fl. 2007)

48 Den amerikanska rödryggade salamandern *Plethodon cinereus* (Marsh m.fl. 2008)

49 Skogsskallerorm *Crotalus horridus* (Clark m.fl. 2010)

50 Lövsckogslöpare *Abax parallelepipedus* (Keller & Largiader 2003, Keller m.fl. 2004)

51 Slumpmässiga (icke-adaptiva) förändringar i populationens genuppsättning

52 Funktionsbrister till följd av inavel, t.ex. missbildningar och försämrad reproduktion, som uppstår på grund av en större förekomst av skadliga recessiva anlag

53 Den genetiska variation som behövs inom varje population för att kunna möta framtida miljöförändringar

54 Mills & Allendorf (1996)

Funktionella landskapsavsnitt

I ett naturvårds- eller viltförvaltningsperspektiv kan det vara intressant att identifiera funktionen hos avskurna områden. Är den lokala populationen en del av en mer omfattande metapopulation, utgör den en källa från vilka individer sprider sig till andra mindre livskraftiga områden, eller är områdets population helt beroende av invandring? Är området tillräckligt stort för att hysa en egen population eller utgör det snarare en "stepping stone", en språngbräda till andra, bättre områden? Vilken är den minsta möjliga ytan för till exempel en enskild individ, en livskraftig population eller en effektiv förvaltningsenhet?

Metapopulationer

En metapopulation är en population som består av ett antal separata delpopulationer i ett fragmenterat landskap. I metapopulationen är ingen delpopulation livskraftig i sig, utan istället beroende av en viss invandring av individer från andra delpopulationer. Om utbytet mellan delpopulationer minskar, t.ex. genom nya spridningsbarriärer, äventyras delpopulationerna, och för sällsynta arter, i förlängningen hela metapopulationen.

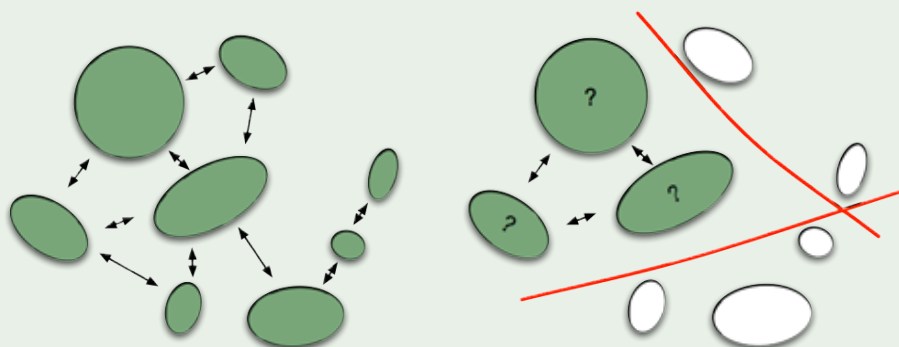


Illustration: Andreas Seiler

tumregeln kräver⁵⁵, vilket torde skapa goda marginaler, även om inte alla individer som passerar reproducerar sig på den andra sidan.

Poängen med detta resonemang är inte att förringa de risker som ett minskat genetiskt utbyte innebär. Med ett tätande infrastrukturnät minskar successivt genflödet på en större geografisk skala. På samma sätt som individer i södra och norra Sverige redan idag är i praktiken isolerade från varandra genom det stora avståndet kan man säga att väg- och järnvägsnätet riskerar att göra Sverige "längre" eftersom djur i olika delar av landet får än svårare att komma i kontakt med varandra.

⁵⁵ Helldin m.fl. (2006), Olsson m.fl. (2008)

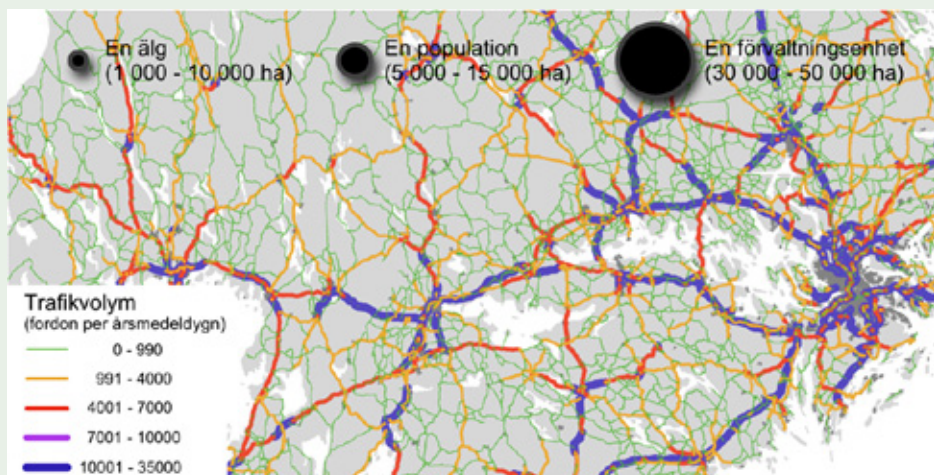


Illustration: Andreas Seiler

Hemområden och förvaltningsenheter för älg

Kartan ovan visar vägnätet i ett avsnitt av Mellansverige. Den minsta cirkeln anger ett ungefärligt hemområde för en älg. Den mellersta cirkeln anger storlekskravet för vad som skulle betecknas som minsta beskattningsbara population (ungefär 50 individer). Största cirkeln visar storleken på en rekommenderad förvaltningsenhet för södra Sverige. I norra Sverige är storlekskraven större på grund av älgarnas årstidsvandringar. En snabb jämförelse mellan cirklarna och kartan visar att många landskapsfragment blir för små för en effektiv älgförvaltning, och att viltets passage över transportlederna måste säkras.

Detta kan på sikt ge både betydande och svårreversibla effekter på populationernas överlevnadspotential, i synnerhet när miljön är i snabb förändring, t.ex. genom ändrat klimat eller ökande urbanisering.

Poängen med resonemanget är istället att komma ifrån den ofta ensidiga fokuseringen på barriärernas genetiska effekter som huvudargumentet i åtgärdsförhandlingar. Vi vill här understryka att de direkta, och stora, effekterna är de demografiska, och det är dessa man i första hand ska rikta åtgärder mot. Klarar man av att lösa de demografiska effekterna så löser man också de genetiska problemen som infrastrukturen kan medföra, men inte tvärtom.

Faunapassager kan minska påverkan

Den kanske mest betydelsefulla åtgärden för att mildra infrastrukturens barriärpåverkan är plan-skilda faunapassager. Olika typer av passager tjänar olika arter och artgrupper: trummor och kulvertar kan vara tillräckliga för vissa mindre eller vattenlevande djur, tunnlar och broar behövs för större landlevande arter, ekodukter och landskapsbroar fungerar för hela artsamhällen.



Foto: J-O Heildin

Även konventionella vägbroar och tunnlar utan särskild faunaanpassning kan i viss mån bidra till att motverka barriärerna, om dessa håller tillräckliga mått och i övrigt är lämpligt utformade och placerade⁵⁶. Genom att begränsa den lokala trafiken som passerar, skärma av ljud och synintryck från trafiken, bygga bort trösklar och anlägga strandremsa i vattendrag, bygga ledarmar för att styra djuren, samt anlägga vegetation i och kring passagen, kan djuren lättare hitta till och våga använda dessa passagemöjligheter⁵⁷. I nya projekt bör man redan från början planera för öppnare och bredare passager. Lösningarna måste givetvis utgå från de lokala förutsättningarna och vilka arter som står i fokus.

Hundratala ekodukter och tusentals mindre faunaanpassningar har byggts i Europa under de senaste trettio åren⁵⁸. De internationella kunskaperna och erfarenheterna är numera goda och flera länder har utvecklat planerings- och utformningsriktlinjer för faunapassager.

Faunapassager i plan utgör en annan möjlighet som under senare år har fått ökad användning internationellt. Passager i plan fungerar dock enbart för tillräckligt stora och mobila djur (t.ex. klövvilt⁵⁹) och kan tillämpas främst längs stängslade vägar med måttlig trafik. Dessa "övergångsställen för vilt" utgörs i regel av en kombination av stängselöppning, rörelsedetektorer, aktiva viltvarningssystem och hastighetssänkning. Tanken är att bevakningen av övergångsstället skall öka säkerheten för både bilister och djur. I en norsk studie fann man att 5 % av älgarna som passerade vid obevakade passager i plan orsakade viltolyckor⁶⁰, men med viltvarningssystem minskar riskerna avsevärt⁶¹. Motsvarande system har börjat diskuteras också för järnvägar, dock finns ännu inga vetenskapliga studier att tillgå.

Mycket kunskap om faunapassager finns alltså att hämta i utlandet, och vi behöver också vidareutveckla och pröva nya konstruktioner i Sverige enligt principen "bygg och lär" – att utveckla nya åtgärder i samarbete med

56 Seiler & Olsson (2009)

57 Iuell m.fl. (2003)

58 Trocmé m.fl. (2003)

59 Huijser m.fl. 2007, Beckmann m.fl. (2010)

60 Kastdalen (1996)

61 Huijser m.fl. (2009)



© 2010 Google, Map Data © 2009 Tele Atlas.

Planskilda faunapassager kan mildra barriärpåverkan väsentligt för många arter, och därmed vara viktiga naturvårdsåtgärder. Barriäreffekterna kan dock aldrig helt motverkas med detta, och faunapassager får aldrig tas som ursäkt för intrång i orörda områden. Bilden visar en faunapassage i Nederländerna.

sakkunniga, utvärdera genomförda aktiviteter vad gäller ekologisk funktion och kostnadseffektivitet, och välja de som är värda att bygga vidare på. I valet av åtgärder är det viktigt att veta vilken komponent i barriärpåverkan som är mest betydelsefull för individerna, om det t.ex. är trafikdöden, fysiska hinder eller ett undvikande av trafikleden eller fordonen som är avgörande.

Vi vill dock trycka på att faunapassager aldrig helt kan eliminera barriärpåverkan från transportlederna. Effekten av en passage är i första hand lokal och det behövs många passagemöjligheter för att göra barriärerna tillräckligt genomsläppliga. Även om över- eller undergångar anläggs på strategiska punkter och anpassas för vilda djur kommer vägar och järnvägar alltid att påverka de ekologiska funktionerna och processerna i landskapet. Stora sammanhängande områden utan större transportleder kan därför betecknas som mer ekologiskt funktionella, och utgör landskap av större värde för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, liksom för rekreation och människors landskapsupplevelse. Nya transportleder får inte byggas genom tidigare opåverkade områden i tron att alla intrångseffekter kan "byggas bort". Ett ökat naturvårdsfokus bör riktas mot de områden som idag är fria från större transportleder.



Foto: J-O Helldin

Älgen och våra övriga hjorddjur är lämpliga fokusarter för att bedöma och åtgärda barriäreffekter på en större geografisk nivå.

Hjorddjuren – fokusarter för planering på landskapsnivå

Som beskrivits ovan är barriärpåverkan på biologisk mångfald mångfaceterad, och påverkar många olika typer av arter och ekologiska processer. För effektiva naturvårdsåtgärder behöver dock transportsektorn ha tillgång till förenklade mått vad gäller kritisk påverkan och måluppfyllelse. Ett viktigt verktyg för att hitta sådana förenklade mått skulle kunna vara att identifiera s.k. fokusarter⁶². Dessa är arter som uppvisar stor känslighet för en viss typ av mänsklig påverkan, och som därmed kan representera många andra arter som påverkas på samma sätt.

Nödvändiga förutsättningar för att en art ska fungera som fokusart är, förutom att den ska uppvisa utpräglad känslighet för påverkan, att det finns goda kunskaper om artens ekologi och förekomst. Det är en stor fördel om förhållandet mellan påverkan och effekt (det s.k. dos-respons-sambandet) är kvantifierat, eftersom det skapar förutsättningar för att slå fast när påverkan nått en kritisk nivå och för att beräkna och följa upp effektiviteten i åtgärder. Det får också gärna handla om allmänt kända och/eller ekonomiskt betydelsefulla arter, vilket gör det lättare att kommunicera problematiken med allmänheten och få stöd för åtgärder.

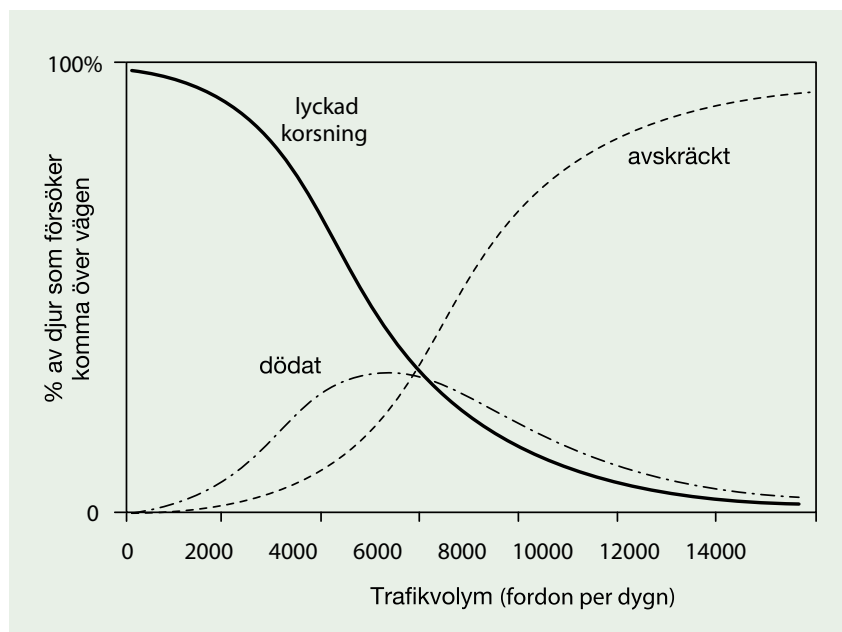
Våra hjorddjur (älg, rådjur, kronhjort, dovhjort, kanske även ren), uppfyller väl de uppställda kriterierna för fokusarter. Som framgår ovan utgör

⁶² (1997), Mikusiński m.fl. (2006)

infrastrukturen ofta tydliga barriärer för denna grupp, som fysiska hinder och som störningskällor, och mortaliteten kan också bidra till barriärpåverkan. Befintliga studier visar på tydliga konsekvenser på populationsnivån (antal, fördelning, migration, genflöde). Hjortdjurens ekologi är generellt sett väl känd, vilket underlättar populationsmodellering, och de är i övrigt väl kända bland allmänheten. Arternas ekonomiska betydelse, fr.a. som jaktobjekt, gör det möjligt att räkna på åtgärdernas lönsamhet och kostnadseffektivitet. Åtminstone älg och rådjur finns spridda över i stort sett hela landet, och kan därför användas som indikatorer på ekologiska processer i de flesta landskapstyper och landsändar.

Riktlinjer för att identifiera kritisk påverkan

Enligt vad som beskrivits ovan beror barriärpåverkan på trafikledens storlek och utformning samt trafikvolym. Detta ger underlag för att bedöma barriärpåverkan av enskilda sträckor baserat på tekniska data om vägen/järnvägen. Med hjortdjuren som fokusarter föreslår vi här riktlinjer för att identifiera väg- och järnvägssträckor med kritisk barriärpåverkan på biologisk mångfald på landskapsskalan.



Principskiss för sambandet mellan trafikvolym på ostängslad väg och barriärpåverkan på älg och andra hjortdjur. Modellen är teoretisk, men grundar sig på empiriska studier av älgolyckor på statliga vägar⁶³.

Små bilvägar utgör ingen betydande barriär eller störningsfaktor för hjortdjur och relativt få djur blir påkörda. Medelstora vägar, kring 2 000–6 000 fordon per dygn, har flest påkörningar per km väg⁶⁴. Vid tätare trafik minskar dödligheten, troligen på grund av den ökande störningsfaktorn. Den samlade barriärpåverkan ökar successivt och blir från ca 10 000 fordon per dygn mycket stor. Vägar med större trafikbelastning bör i ett planeringsperspektiv betraktas som absoluta barriärer⁶⁵. Ett liknande resonemang kan föras för järnväg, dock saknas det fortfarande allmänna rekommendationer vad gäller gränsvärden. Studier i Schweiz och Sverige (se faktaruta 3) antyder att järnvägar med över 200–400 tåg/dygn kan utgöra allvarliga barriärer för hjortdjur. Utöver dessa samband tillkommer de rent fysiska barriärerna, såsom stängsel, skärningar, höga bankar etc., som innebär att barriärpåverkan ökar ytterligare, och kan bli allvarlig redan vid lägre trafikflöden.

Rekommenderade riktvärden för bedömning av väg- och järnvägstrafikens barriärpåverkan på hjortdjur⁶⁶. Se texten för ytterligare förklaringar.

Kategori	Väg	Järnväg	Barriär	Åtgärdsbehov
0	< 1 000 fordon/dygn	-	Ingen	Inget
1	1 000–4000 fordon/dygn	< 120 tåg/dygn	Lätt	Olycksreducerande åtgärder bör övervägas
2	4 000–10 000 fordon/dygn	120–400 tåg/dygn	Stark	Balans mellan åtgärdsreducerande åtgärder och passager
3	> 10 000 fordon/dygn eller stängslad	> 400 tåg/dygn eller stängslad	Total	Passagemöjligheter måste säkerställas

För den praktiska tillämpningen i åtgärdsplaneringen kan fyra generella nivåer åtskiljas, med olika stark barriärpåverkan på hjortdjur, och med olika åtgärdsbehov, se tabellen ovan. Avgränsningarna mellan nivåerna har visst empiriskt stöd men bygger huvudsakligen på expertbedömningar framtagna i internationellt samarbete⁶⁷. Det behövs mer kunskap, framför allt om järnvägstrafikens påverkan på djur, för att säkra gränsvärdena.

64 Seiler (2003a)

65 Müller & Berthout (1997), luell m.fl. (2003)

66 Seiler (2003b), Righetti & Malli (2004)

67 Müller & Berthout (1997), luell m.fl. (2003)

Fortsatt kunskapsuppbyggnad

Denna rapport beskriver hur den biologiska mångfalden påverkas av de barriärer som vägar och järnvägar utgör. Effekter på en rad naturvårdsintressanta arter har konstaterats och kunskapsläget är i många fall fullt tillräckligt för att motivera åtgärder som minskar barriärpåverkan. Rapporten tydliggör dock även några fält där kunskaperna kan behöva stärkas och utvecklas:

- Barriärpåverkan från järnväg är dåligt känd för de allra flesta arter. Även om det finns stora principiella likheter med påverkan från de betydligt mer välstuderade bilvägarna så kan skillnader finnas i mekanismer, nivåer och arter, och därmed i nödvändiga åtgärder. Kunskaperna om påverkan från väg kan tas som en utgångspunkt, men likheter och skillnader mellan väg och järnväg behöver studeras ingående.
- Barriärpåverkan på den lägre faunan har studerats endast för en bråkdel av alla arter. Vi behöver bättre kunskaper om konsekvenserna på populationsnivån för fler arter för att kunna motivera kostsamma åtgärder. Särskilt fokus bör här läggas på dels sällsynta (rödlistade) arter och dels arter med nyckelroller i ekosystemen.
- För att fullt ut motivera effektiva åtgärder kan det vara avgörande att visa på hur påverkan på enskilda arter eller artgrupper kan leda till försämrade ekosystemfunktioner eller ekosystemtjänster. Detta skulle till exempel kunna vara om insekter och däggdjur som får sina rörelser beskurna inte längre fungerar som effektiva pollinatörer eller spridningsvektorer för sporer och frön, eller att minskade populationer av jaktbart vilt innebär försämrade kött- och rekreationsresurser. I detta sammanhang kan monetär värdering vara ett verktyg för att visa på kostnadseffektiviteten hos föreslagna åtgärder.
- Planeringen av åtgärder mot barriärpåverkan kräver ofta att mycket specifika biologiska kunskaper tas fram om målarterna för åtgärden. Exempel här skulle kunna vara hur djur beter sig i förhållande till olika tekniska lösningar i faunapassager, eller hur stort flödet av individer av en given art behöver vara över en transportled för att bibehålla tillräcklig ekologisk konnektivitet.
- En effektiv åtgärdsplanering förutsätter också att målsättningen för åtgärderna är känd. De miljö- och transportpolitiska målen behöver utvecklas för att begreppet ”tillräcklig ekologisk konnektivitet” i punkten ovan ska kunna definieras.
- Det finns ett fortsatt forskningsbehov kring effektiviteten av såväl faunapassager som andra faunarelaterade åtgärder. Väl utarbetade uppföljningsstudier och återkopplingsmekanismer behövs för att man ska kunna lära något av varje genomförd åtgärd.

Läs mer

- **Vilda djur och infrastruktur: en handbok för åtgärder.** Banverket Miljösektionen rapport 2005:5, Vägverket publikation 2005:72.
http://publikationswebbutik.vv.se/upload/2311/2005_72_vilda_djur_och_infrastruktur_en_handbok_for_atgarder.pdf
- **Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: the European review.** Trocmé m.fl. (red., se referenslistan nedan för fullständiga uppgifter.)
<http://www.iene.info/cost-341/SotA-COST341ER0318.pdf>
- **The ecology of transportation: Managing mobility for the environment.** J. Davenport & J.L. Davenport (red.), Springer, London, 2006.
- **Animals and roads: Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife.** W. Jędrzejewski m.fl., Mammal Research Inst., Polish Academy of Science, 2009.
- **Wildlife and Roads – the ecological impact.** Sherwood, Cutler & Burton (red.) Imperial College Press, Storbritannien, 2002.

Referenser

- Adams L.W. & Geis A.D. 1983. *Effects of Roads on Small Mammals*. Journal of Applied Ecology 20(2):403–415.
- Almkvist B., André T., Ekblom S. & Rempler S.-A. 1980. *Slutrapport Viltolycksprojektet (VIOL)*. Statens Vägverk, rapport TU146:1980–05.
- Andrén C. 2002. *Grod- och kräldjurslokaler längs Botniabanan: Fältundersökning i samband med planerad ny järnväg*. Rapport från Nature Artbevarande & Foto.
- Arens P., van der Sluis T., van't Westende W.P.C., Vosman B., Vos C.C. & Smulders M.J.M. 2007. *Genetic population differentiation and connectivity among fragmented moor frog (Rana arvalis) populations in the Netherlands*. Landscape Ecology 22:1489–1500.
- Ashley E.P. & Robinson J.T. 1996. *Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario*. Canadian Field-Naturalist 110(3):403–412.
- Askling J., Bergman K.-O., Ignell H. & Wahlman H. 2006. *Ryggradslösa djur och planering av infrastruktur – dagfjärilar som landskapsekologiska verktyg och modellorganismer*. Vägverkets publikation 2006:144.
- Bakowski C. & Kozakiewicz M. 1988. *The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations*. Acta Theriologica 33:345–353.
- Beckmann J.P., Clevenger A., Huijser M.P. & Hilty J.A. 2010. *Safe Passages – Highways, Wildlife, and Habitat Connectivity*. Island Press.
- Bergerud A.T., Jakimchuk R.D. & Carruthers D.R. 1984. *The Buffalo of the north: Caribou (Rangifer tarandus) and human developments*. Arctic 37(1):7–22.
- Bhattacharya M., Primack R.B. & Gerwein J. 2003. *Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area?* Biological Conservation 109:37–45.

- Bouska W.W. & Paukert C.P. 2009. *Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams*. Transactions of the American Fisheries Society 139:214–222.
- Carroll C., Noss R.F. & Paquet P.C. 2001. *Carnivores as Focal Species for Conservation Planning in the Rocky Mountain Region*. Ecological Applications 11(4):961–980.
- Clark R.W., Brown W.S., Stechert R. & Zamudio K.R. 2010. *Roads, interrupted dispersal, and genetic diversity in timber rattlesnakes*. Conservation Biology 24(4):1059–1069.
- Coulon A., Guillot G., Cosson J.F., Angibault J.M.A., Aulagnier S., Cargnelutti B., Galan M. & Hewison A.J.M. 2006. *Genetic structure is influenced by landscape features: empirical evidence from a roe deer population*. Molecular Ecology 15:1669–1679.
- Chruszcz B., Clevenger A.P., Gunson K. & Gibeau M.L. 2003. *Relationship among grizzly bears, highways and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada*. Canadian Journal of Zoology 81:1378–1391.
- Curatolo J.A. & Murphy S.M. 1986. *The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou (Rangifer tarandus)*. Canadian Field-Naturalist 100(2):218–224.
- Davies J.M., Roper T.J. & Shepherdson D.J. 1987. *Seasonal distribution of road kills in the European badger (Meles meles)*. Journal of Zoology 211:525–529.
- Dennis R.L.H. 1986. *Motorways and cross-movements. An insect's 'mental' map of the M56 in Cheshire*. Bulletin of the Amateur Entomologists' Society 45:228–243.
- Dodd N.L., Gagnon J.W., Boe S. & Schweinsburg R.E. 2007. *Assessment of elk highway permeability by using Global Positioning System telemetry*. Journal of Wildlife Management 71(4):1107–1117.
- Dyer S.J., O'Neill J.P., Wasel S.M. & Boutin S. 2002. *Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta*. Canadian Journal of Zoology 80:839–845.
- Ebenhard T. 2008. *Hoten mot mångfalden*. Biodiverse 4/2008:14–15.
- Eigenbrod F., Hecnar S.J. & Fahrig L. 2008. *The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations*. Biological Conservation 141:35–46.
- Epps C.W., Palsboll P.J., Wehausen J.D., Roderick G.K., Ramey R.R. & McCullough D.R. 2005. *Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep*. Ecology Letters 8(10):1029–1038.
- Fahrig L., Pedlar J.H., Pope S.E., Taylor P.D. & Wegner J.F. 1995. *Effect of road traffic on amphibian density*. Biological Conservation 73(3):177–182.
- Forman R.T., Sperling D., Bissonette J.A., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T. & Winter T.C. 2003. *Road ecology – Science and Solutions*. Island Press.
- Gagnon J.W., Theimer T.C., Dodd N.L., Boe S. & Schweinsburg R.E. 2007. *Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona*. Journal of Wildlife Management 71:2318–2323.

- Georgii B. 1999. *B 388a und Wildtiere: Wildbiologisches Gutachten zur Berücksichtigung von Wildtieren beim Neubau der B388a*. Rapport från Wildbiologiske Gesellschaft München, Tyskland.
- Gerlach G. & Musolf K. 2000. *Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles*. Conservation Biology 14:1066–1074.
- Gibson R.J., Haedrich R.L. & Wernerheim C.M. 2005. *Loss of Fish Habitat as a Consequence of Inappropriately Constructed Stream Crossings*. Fisheries 30(1):10–17.
- Hartl G.B. 1998. *Les conséquences de la fragmentation du paysage sur les mammifères: bilan des études génétiques*. Actes des 3e rencontres “Routes et Faune Sauvage”, 30 Septembre–2 Octobre:37–44.
- Heinken T., Lees R., Raudnitschka D. & Runge S. 2001. *Epizoochorous dispersal of bryophyte stem fragments by roe deer (Capreolus capreolus) and wild boar (Sus scrofa)*. Journal of Bryology 23:293–300.
- Helldin J.-O., Seiler A., Olsson M., Widén P. & Geibrink O. 2006. *Älgar och viltstängsel – vad är problemen?* Svensk Jakt8/2006:16–18.
- Helldin J.-O., Seiler A., Widén P., Olsson M. & Geibrink O. 2007. *Älgprojektet vid Kalix: Effekter av viltstängsel på vintervandrande älgar*. Rapport från Grimsö forskningsstation, SLU.
- Huijser M.P., Holland T.D. & Blank M. 2007. *The Comparison of Animal Detection Systems in a Test-Bed: A Quantitative Comparison of System Reliability and Experiences with Operation and Maintenance. Interim report*. 4W0049 interim report, Western Transportation Institute – Montana State University, Bozeman, Montana, USA.
- Huijser M., Holland T.D., Kociolek A.V., Barkdoll A.M., & Schwalm, J.D. 2009. *Animal-vehicle crash mitigation using advanced technology. Phase II: system effectiveness and system acceptance*. Final report SPR 3(076). Oregon Department of Transportation, USA.
- Ito T.Y., Miura N., Lhagvasuren B., Enkhbileg D., Takatsuki S., Tsunekawa A. & Jiang Z.W. 1995. *Preliminary evidence of a barrier effect of a railroad on the migration of Mongolian gazelles*. Conservation Biology 19(3):945–948
- Iuell B., Bekker H., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlavác V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Tørsløv N. & le Maire Wandall B. 2003. *Wildlife and Traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. Prepared by COST 341 – Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. KNNV, Brussels.
- Kaczensky P., Knauer F., Krze B., Jonožovic M., Adamic M. & Gossow H. 2003. *The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia*. Biological Conservation 111(2):191–204.
- Kastdalen L. 1996. *Romerikselgen og Gardemoutbyggingen. Hovedrapport fra Elgprosjektet på Övre Romerike*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernvedelningen, Oslo, Norge.
- Keller I. & Largiadèr C.R. 2003. *Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles*. Proceedings of the Royal Society of London Series B 270:417–423.

- Keller I., Nentwig W. & Largiadèr C.R. 2004. *Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle*. *Molecular Ecology* 13:2983–2994.
- Klein D.R. 1971. *Reaction of reindeer to obstructions and disturbances*. *Science, New Series* 173(3995):393–398.
- Koivula M.J. & Vermeulen H.J.W. 2005. *Highways and forest fragmentation: effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae)*. *Landscape Ecology* 20(8):911–926.
- Kozel R.M. & Fleharty E.D. 1979. *Movements of rodents across roads*. *The South-western Naturalist* 24(2):239–248.
- Kuehn R., Hindenlang K.E., Holzgang O., Senn J., Stoeckle B. & Sperisen C. 2007. *Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (Capreolus capreolus)*. *Journal of Heredity* 98:13–22.
- Lambeck R.J. 1997. *A multi-species umbrella for nature conservation*. *Conservation Biology* 11(4):849–856.
- Laurian C., Dussault C., Ouellet J.P., Courtois R., Poulin M. & Breton L. 2008. *Behaviour of moose relative to a road network*. *Journal of Wildlife Management* 72(7):1550–1557.
- Lyngved J.T. 2010. *Elgens bruk av Romerikssletta i forhold til beiter og avstand til vei*. Mastersoppsats, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Ås, Norge.
- Mace R.D., Waller J.S., Manley T.L., Lyon L.J. & Zuuring H. 1996. *Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana*. *Journal of Applied Ecology* 33(6):1395–1404.
- Mader H.J. 1984. *Animal habitat isolation by roads and agricultural fields*. *Biological Conservation* 29:81–96.
- Mader H.J., Schell C. & Kornacker P. 1990. *Linear barriers to arthropod movements in the landscape*. *Biological Conservation* 54:209–222.
- Marsh D.M., Milam G.S., Gorham N.P. & Beckman N.G. 2005. *Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement*. *Conservation Biology* 19:2004–2008.
- Marsh D.M., Page R.B., Hanlon T.J., Corritone R., Little E.C., Seifert D.E. & Cabe P.R. 2008. *Effects of roads on patterns of genetic differentiation in red-backed salamanders (Plethodon cinereus)*. *Conservation Genetics* 9:603–613.
- McGregor R.L., Bender D.J. & Fahrig L. 2008. *Do small mammals avoid roads because of the traffic?* *Journal of Applied Ecology* 45:117–123.
- McLellan B.N. & Shackleton D.M. 1988. *Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behavior, habitat use and demography*. *Journal of Applied Ecology* 25(2):451–460.
- Mikusiński G., Seiler A., Angelstam P., Blicharska M. & Törnblom J. 2006. *Indicators and focal species for evaluating ecological effects of transport infrastructure*. Sid. 31–38 i Jackowiak B. (red.). *Influence of Transport Infrastructure on Nature*. General Directorate of National Roads and Motorways, Warszawa, Polen.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, USA.

- Mills L.S. & Allendorf F.W. 1996. *The one-migrant-per-generation rule in conservation and management*. Conservation Biology 10(6):1509–1518.
- Molin, P. 1998. *Inventering av vandringshinder*. Rapport från Länsstyrelsen i Väster-norrlands län.
- Müller S. & Berthoud G. 1997. *Fauna/Traffic Safety – Manual for civil engineers*. École polytechnique fédérale de Lausanne, Département de génie civil, Laboratoire des voies de circulation (LAVOC), Schweiz.
- Munguira M.L. & Thomas J.A. 1992. *Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality*. Journal of Applied Ecology 29:316–329.
- Myers J.A., Vellend M., Gardescu S. & Marks P.L. 2004. *Seed dispersal by white-tailed deer: implications for long-distance dispersal, invasion, and migration of plants in eastern North America*. Oecologia 139(1):35–44.
- Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B. & Schmidt K. 2006. *Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland: Large scale census and GIS mapping*. Biological Conservation 133(1):63–69.
- Noordijk J., Prins D., de Jonge M. & Vermeulen R. 2006. *Impact of a road on the movements of two ground beetle species (Coleoptera: Carabidae)*. Entomologica Fennica 17(3):276–283.
- Ockenfels R.A., Carrel W.K. & van Riper III C. 1997. *Home ranges and movements of pronghorn in northern Arizona*. Proceedings of the Third Biennial Conference of Research on the Colorado Plateau 3:45–61.
- Olsson P.O.M. 2007. *The use of highway crossings to maintain landscape connectivity for moose and roe deer*. Avhandling. Karlstad University studies 2007:16.
- Olsson P.O.M. & Widén P. 2008. *Effects of highway fencing and wildlife crossings on moose Alces alces movements and space use in southwestern Sweden*. Wildlife Biology 14(3):1–7.
- Olsson P.O.M., Widén P. & Larkin J. L. 2008. *Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden*. Landscape and Urban Planning 85:133–139.
- Olsson M. & Augustsson E. 2010. *Är järnvägar vandringshinder för klövdjur och mindre däggdjur? Snöspårning av järnvägar under vintern 2010*. Rapport från EnviroPlanning AB, Göteborg.
- Oxley D.J., Fenton M.B. & Carmody G.R. 1974. *The effects of roads on populations of small mammals*. Journal of Applied Ecology 11:51–59.
- Pérez-Espona S., Pérez-Barbería F.J., McLeod J.E., Jiggins C.D., Gordon I.J. & Pemberton J.M. 2008. *Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (Cervus elaphus)*. Molecular Ecology 17:981–996.
- Reh W. & Seitz A. 1990. *The influence of land-use on the genetic structure of populations of the common frog Rana temporaria*. Biological Conservation 54:239–249.
- Rico A., Kindlmann P. & Sedlacek F. 2007. *Road crossing in bank voles and yellow-necked mice*. Acta Theriologica 52:85–94.

- Righetti A. & Malli H. 2004. *Einfluss von ungezäunten (Hochleistungs-) Zugstrecken auf Wildtierpopulationen: Synthesebericht*. COST Action 341 report.
- Riley S.P.D., Pollinger J.P., Sauvajot R.M., York E.C., Bromley C., Fuller T.K. & Wayne R.K. 2006. *A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores*. Molecular Ecology 15:1733–1741.
- Rost G.R. & Bailey J.A. 1979. *Distribution of mule deer and elk in relation to roads*. Journal of Wildlife Management 43(3):634–641.
- Seiler A. 2003a. *The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden*. Avhandling, SLU, Uppsala.
- Seiler A. 2003b. *Effects of infrastructure on nature*. Sid. 31–50 i: Trocmé m.fl. (red). Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: the European review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg
- Seiler A., Cederlund G., Jernelid H., Grängstedt P. & Ringaby E. 2003. *The barrier effect of highway E4 on migratory moose (Alces alces) in the High Coast area, Sweden*. Turcott, E. (red.) Proceedings of the IENE conference on "Habitat fragmentation due to transport infrastructure" 13–14 November 2003.
- Seiler A & Olsson M. 2009. *Are non-wildlife underpasses effective passages for wildlife?* Proceedings of ICOET 2009. Duluth, Minnesota; USA.
- Sikorski M.D. & Bernshtein A.D. 1984. *Geographical and intrapopulation divergence in Clethrionomys glareolus*. Acta Theriologica 29:219–230.
- Spansk Ö. 1999. *Vägtrummor – vandringshinder. Beskrivning av problemet och dess lösning för Vägverket, Region Norr*. Rapport från Vägverket, Region Norr.
- Swihart R.K. & Slade N.A. 1984. *Road crossing in Sigmodon hispidus and Microtus ochrogaster*. Journal of Mammalogy 65(2):357–360.
- Taylor B.D. & Goldingay R.L. 2010. *Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia*. Wildlife Research 37:320–331.
- Trewhella W.J. & Harris S. 1990. *The effect of railway lines on urban fox numbers and dispersal movements*. Journal of Zoology, London 221:321–326.
- Trocmé M., Cahill S., de Vries H.J.G., Farrall H., Folkeson L., Fry G., Hicks C. & Peymen J. (red) 2003. *COST341 – Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: the European review*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- van der Grift E.A. 1999. *Mammals and railroads: Impacts and management implications*. Lutra 42:77–98.
- Vistnes I., Nellemann C., Jordhøy P. & Strand O. 2004. *Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer*. Journal of Wildlife Management 68(1):101–108.
- Vistnes I.I., Nellemann C., Jordhøy P. & Støen O.-G. 2008. *Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress*. Polar Biology 31:1307–1317.
- Vägverket 2006. *Vägverkets inriktningsdokument för natur, kulturmiljö och friluftsliv i väghållning*. Vägverkets publikation 2006:164.

- Vägverket m.fl. 2009. *Förslag till Nationell plan för transportsystemet 2010–2021*. Publikation 2009:97, Vägverket, Banverket, Transportstyrelsen, Sjöfartsverket.
- Waller J.S. & Servheen C. 2005. *Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in northwestern Montana*. Journal of Wildlife management 69:985–1000.
- Warren M.L. Jr. & Pardew M.G. 1998. *Road crossings as barriers to small-stream fish movement*. Transactions of the American Fisheries Society 127:637–644.
- Widén P., Olsson M. & Olsson C. 2007. *Den sentida utvecklingen av viltolyckorna i Sverige*. Vägverkets publikation 2007:84.
- Wilkins K.T. 1982. *Highways as barriers to rodent dispersal*. Southwestern Naturalist 27(4):459–460.
- Wolf K.-R. 1994. *Untersuchungen zur Biologie der Erdkröte (Bufo bufo L.) unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Migrationshindernissen auf das Wanderverhalten und die Entwicklung von vier Erdkrötenpopulationen im Stadtgebiet von Osnabrück*. Avhandling, Mellen University Press.
- Yuasa T., Nagata J., Hamasaki S., Tsuruga H. & Furubayashi K. 2007. *The impact of habitat fragmentation on genetic structure of the Japanese sika deer (Cervus nippon) in southern Kantoh, revealed by mitochondrial D-loop sequences*. Ecological Research 22:97–106.



Transportledernas barriär-
påverkan är en av de fakto-
rer som bidrar till fragmen-
teringen av landskapet.



Transportinfrastrukturen bidrar till den landskapsfragmentering som idag utgör ett av de främsta hoten mot den biologiska mångfalden. Denna rapport beskriver översiktligt kunskapsläget när det gäller barriärpåverkan från vägar och järnvägar. I rapporten ges exempel på arter som påverkas och i vilken omfattning, och vad det kan innebära för bevarande av biologisk mångfald. Kunskaps-sammanställningen omfattar såväl svensk som utländsk forskning. Rapporten ger också några generella rekommendationer för åtgärdsplanering; faunapassager och andra tekniska lösningar, fokusarter, riktlinjer för att identifiera sträckor med särskilt stora åtgärdsbehov, och riktningen för en fortsatt kunskapsuppbyggnad.

Rapporten är skriven inom forskningsprogrammet TRIEKOL, finansierat av Trafikverket.