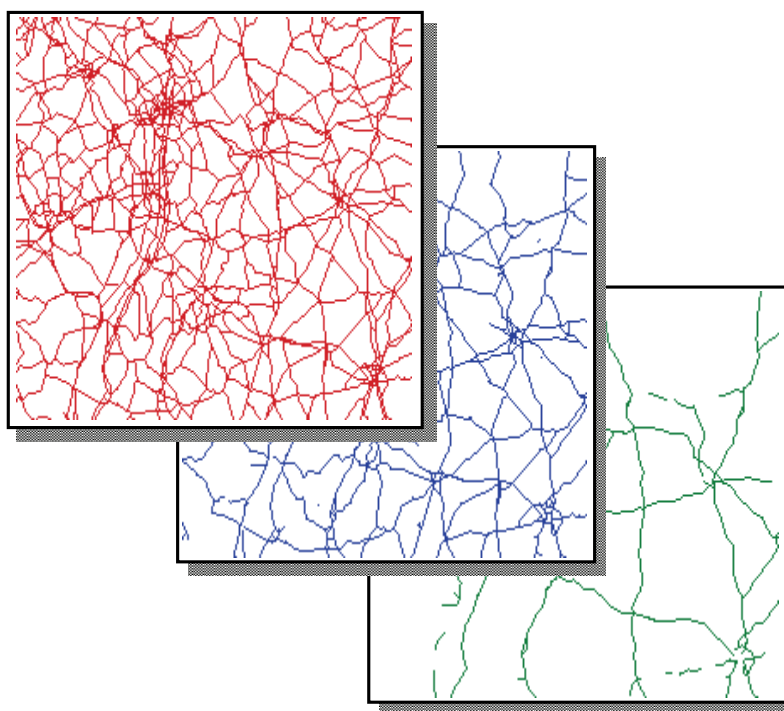


Landskapsfragmentering och infrastrukturindex

— bedömning av möjligheten att skapa ett index som beskriver
infrastrukturens fragmenterande påverkan på landskapet.



Landskapsfragmentering och infrastrukturindex

— bedömning av möjligheten att skapa ett index som beskriver infrastrukturens fragmenterande påverkan på landskapet.

av
Andreas Seiler
Grimso forskningsstation,
Inst. för viltekologi, SLU
1996-05-02

Rapporten kan erhållas av författaren: andreas.seiler@nvb.slu.se; eller laddas ned från hemsidan: <http://www-grimso.slu.se/roadsandwildlife/>

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING.....	2
SAMMANFATTNING	4
1. BAKGRUND OCH SYFTE.....	5
2. INLEDNING. INLEDNING;.....	5
3. FRAGMENTERING OCH BIOLOGISK MÅNGFALD.....	7
3.1. Landskap, biotop och habitat	7
3.2. Biotopfragmentering	8
3.3. Landskapsfragmentering	9
3.4. Effekter av vägar och trafik.....	10
3.5. Infrastruktur.....	11
4. FRAGMENTERINGSINDEX	12
4.1. Allmänna problem.....	12
4.2. Målsättning.....	12
4.3. Index A – Index baserat på vägkaraktärer	13
4.4. Index B – Index baserat på landskapsstruktur	13
5. VARIABLERNAS.....	15
5.1. Landskapsindelning.....	15
5.2. Landskapsstruktur	17
5.3. Landskapsfragment	19
5.4. Vägnät, barriärpåverkan.....	20
5.5. Vägnät, barriäreffekt	22
5.6. Organismernas rörelser och skala	22
5.7. Störningspåverkan.....	23
6. ALGORITMER.....	24
7. INDIKATORARTER	25
8. FORSKNINGSBEHOV	29
Modellstudier	29
Populationsekologi.....	29
Landskapsekologi.....	30
9. SLUTBEDÖMNING	30
10. REFERENSER.....	31

Sammanfattning

Naturvårdsverket har gett i uppdrag att bedöma möjligheten att skapa ett index för infrastrukturens fragmenterande påverkan på landskapet. Indexet skall kunna användas för att definiera operativa åtgärds mål för transportsektorns fysiska påverkan.

Fragmentering av naturliga livsmiljöer genom industriell markanvändning och infrastruktur betraktas idag som en av de största hotfaktorerna för den biologiska mångfalden i världen. Planering av infrastruktur förutsätter särskilda ekologiska verktyg för att kunna bedöma störnings- och fragmenteringseffekten på naturmiljön. Ett index som beskriver både landskapets "naturliga" fragmenteringsgrad och vägnätets särskilda påverkan på denna skulle kunna utgöra ett sådant verktyg.

I rapporten diskuteras två kompletterande indexalternativ. Det första baseras på vägkaraktärer (vägbredd, trafikflöde, trafikdödlighet, m.m.) och relateras till särskilda karaktärsområden som kategorisera landskapets känslighet för fragmentering. Denna enkelhet förutsätter god kunskap om mekanismerna i fragmenteringspåverkan men gör samtidigt indexet lätt användbar för planering av infrastruktur. Det andra indexet bygger på en jämförelse mellan den "naturliga" och den "tekniska" fragmenteringen av landskapet och avser mekanismerna som leder till fragmenteringseffekter. Indexet är svårare att tillämpa vid vägplanering men ger en noggrannare beskrivning av fragmenteringsproblematiken. Båda index tolkas med hjälp av indikatorarter.

Svårigheterna med båda index beror på otillräcklig kunskap om hur infrastrukturen påverkar de ekologiska sambanden i landskapet. Rapporten diskuterar variablerna i fragmenteringspåverkan samt behovet av grundläggande forskningsprojekt.

1. Bakgrund och syfte

Naturvårdsverket har gett i uppdrag att värdera möjligheten att ta fram ett index för fragmentering av landskapet genom utbyggnad av infrastruktur. Arbetet syftar till att möjliggöra att operativa mål för transportsektorns fysiska påverkan på naturmiljön skall kunna ställas upp. Det ingår att värdera vilka aspekter av infrastrukturen som kan vara relevanta för bedömning av lämpliga målparametrar. Uppdraget erhöles av Lars Westermarck och Reino Abrahamsson 1996-03-15. I uppdraget ingick vidare att exemplifiera indexberäkningen för en region med hjälp av GIS-teknik. Denna del av uppdraget kunde dock inte genomföras eftersom inga GIS-kompetenta medarbetare kunde engageras för den begränsade uppdragstiden. I föreliggande rapport redovisas därför endast en teoretisk bedömning av huruvida fragmenteringseffekten på *ekologiska* aspekter i landskapet skulle kunna uppskattas med hjälp av ett index och vilka problem som måste förbigås vid skapandet av indexet.

2. Inledning

Vägnätets negativa påverkan på landskapet har uppmärksammats sedan länge. Redan i 20-talets Sverige uppfattades det nya framväxande nätverket av motorvägar som ett störande element i landskapet (Nihlén 1966). Olikt de gamla slingrande by- och landsvägarna skar de nya bilvägarna med sin raka linjeföring genom de befintliga naturliga och kulturella strukturer i landskapet. Under 30-talet instiftades därför ett särskilt organ för vägvården. En särskild konsulent med landskapsvårdande kompetens skulle bidra till att integrera de nya vägarna i landskapsbilden (Nihlén 1966). Betoningen lades då framför allt på estetiska aspekter i landskapet; den nya vägen skulle bli en integrerad och vacker del i landskapet.

Under senaste år har ekologiska miljöaspekter fått mycket uppmärksamhet på landskapsnivå (Vägverket & Banverket, i tryck). Det har blivit tydligt att infrastrukturens fysiska påverkan på naturmiljön inte är begränsad till den mark som ianspråkats av väganläggningen utan snarare berör hela det kringliggande landskap. Under 1970-talet initierade Naturvårdsverket ett omfattande forskningsprogram om "Vägars inverkan på omgivande natur" (Knutsson et al. 1974; Bäckman et al. 1978, 1979). Under samma period bedrev Vägverket forskning kring förekomst av viltolyckor och möjliga åtgärder (Almkvist 1980). Bland andra internationella arbeten har dessa undersökningar bidragit till att öka förståelsen för hur trafiken påverkar djur och växter i närhet till vägar. För en allmän översikt över effekter av vägar och trafik på fauna och flora, se Van der Zande et al. (1981), Bennet (1991), Forman (1995), Seiler (i tryck).

På landskapsnivå är avskärningen av ekologiska samband och processer i landskapet troligen den mest betydelsefulla miljöpåverkan: Infrastrukturens intrång i naturliga miljöer leder till förlust och förändring av biotoper. Den skapar spridningsbarriärer för de flesta djurarter (Klein 1971; Oxley et al. 1974; Mader 1979) men samtidigt spridningskorridorer för vissa andra (Mader 1984, 1990). Trafikdödligheten hos djur orsakar en "dränering" av populationerna i landskapet (Göransson et al. 1979, Lalo 1987, Fahrig et al. 1995). Avgaser, salt och övriga miljögifter samt buller försämrar den biologiska kvalitén i de vägnära områdena. Dessa störningsfaktorer ökar effekten av barriärpåverkan och biotopförlusten. Landskapet liknar därmed en skärgård där landskapsfragmenten utgör öarna och barriäreffekten bestämmer avståndet fragmenten emellan.

Infrastrukturens fragmenterande effekt på landskapet och konsekvenserna för de däri levande populationer av djur och växter diskuteras mer och mer under de senaste åren (Mader 1980, Merriam et al. 1989, Mader et al. 1990, Jedicke 1994). Allmänna landskapsekologiska och populationsekologiska koncept tillämpas för att beskriva mekanismerna i fragmenteringseffekten och deras potentiella konsekvenser för den biologiska mångfalden och överlevnaden av enskilda (meta)populationer (bl a Opdam et al. 1993, Verboom et al. 1993, Zonneveld 1994, Forman 1995, Fahrig et al. 1995). Modern landskapsekologisk planering involverar planering av spridningskorridorer, bevarande av landskapskontinuitet, strukturering av landskapets biotopmosaik och därmed stabilisering av den s k "ekologiska infrastrukturen" (sensu Van Selm 1988) i landskapet (Harms & Knaapen 1988, Cook & Van Lier 1994, Jedicke 1994, Gustavsson & Ingelög 1994, Forman 1995). Konflikterna mellan den byggda (tekniska) och den naturliga (ekologiska) infrastrukturen har lyfts fram och ligger bl a till grund för EEA's (European Environmental Agency) propositioner om utveckling och implementering av NATURA 2000 nätverk (proposition MN2.7, se även Mader 1990). I detta nätverk skall ingå viktiga spridningskorridorer, buffertområden och kärnbiotoper som är essentiella för upprätthållandet av de ekologiska processerna (som spridning, genetisk utbyte osv.) i landskapet. Den senaste höjdpunkten i debatten består kanske i en internationell konferens om "Habitat fragmentation and infrastructure" som hölls i Holland i september 1995 (Ministry of Transport, Public Works and Water Management, The Netherlands).

I jämförelse med vägtätheten i centrala Europa förefaller fragmenteringssituationen i Sverige tämligen ofarlig (fig. 1). I bedömningen av detta måste dock tas hänsyn till skillnaderna i biogeografisk zon, klimat, landskap och artsammansättning. Målen i miljöhänsynstagande måste i Norden vara anpassade för nordisk förhållanden. Kunskaper om effekter och åtgärder som utvecklades i Europa kan inte nödvändigtvis tillämpas i Norden. 1994 initierade Vägverket och Banverket därför ett projekt om "Ekologisk bedömning vid planering av vägar och järnvägar", projektledare var Inga-Maj Eriksson (slutrapporten är i tryck). Projektet presenterade nya koncept för en landskapsekologisk planering av infrastruktur och visade upp bristerna i kunskaperna om ekologiska effekter och åtgärder (Seiler & Eriksson 1995). Behovet av metodutveckling är störst inom strategisk planering, d v s inom konsekvensbedömning på landskaps- och regional nivå.

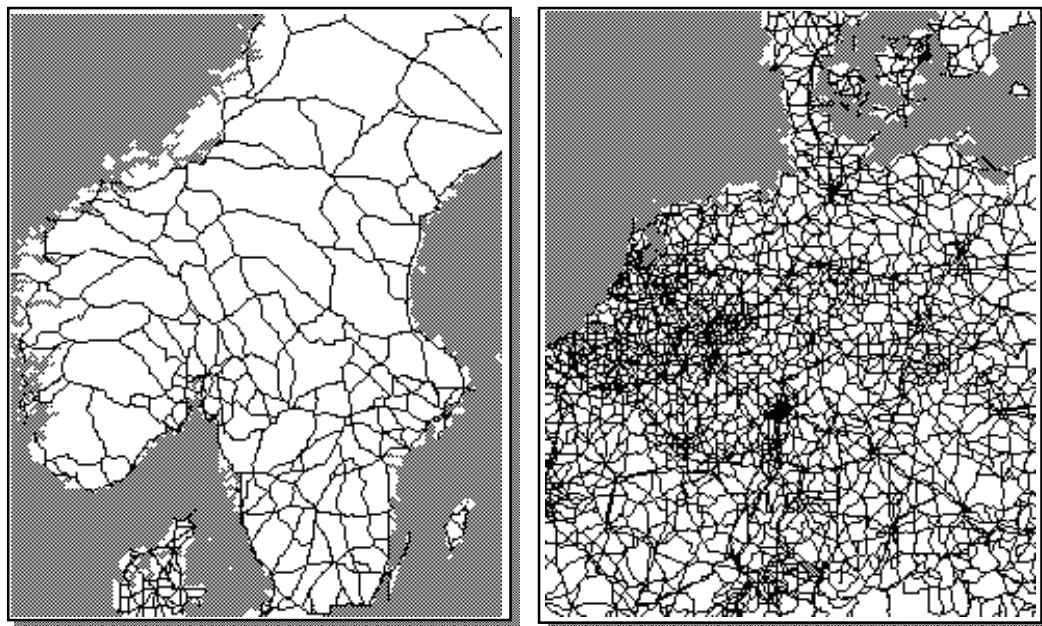


Fig. 1. Nätverk av motorvägar, riksvägar och länsvägar i Skandinavien och centrala Europa. Kartan visar fördelning av vägar med ekvivalent beteckning. Variationerna i trafikvolym och vägbredd är dock stora inom samma vägkategori. Kartan kan därför vara missvisande med avseende på vägarnas barriäreffekt på landskapet.

3. Fragmentering och biologisk mångfald

3.1. Landskap, biotop och habitat

Ett landskap kan betraktas som en hierarkiskt strukturerad mosaik av biotoper (Wiens 1976, 1989, Merriam 1988, May 1989). En biotop definieras som ett relativt homogent område med ett mer eller mindre karakteristiskt artsamhälle. Liksom landskapet är avgränsningen av en biotop dock skalberoende och därmed artspecifik. Med en högre upplösning (mindre skala) kan också biotoperna uppdelas i olika "småbiotoper" och därmed utgöra ett landskap på en lägre organisationsnivå. Från vårt mänskliga perspektiv definieras i regel ett område av några hektar som biotop (t ex en skog, en äng, en mosse, en sjö, m m), medan större områden (flera km²) uppfattas som landskap (skogslandskap, jordbrukslandskap, m m). Jag kommer i fortsättningen att använda det mänskliga perspektivet när jag refererar till biotop och landskap.

I anglosaxisk litteratur används ordet "habitat" som ett synonym till det svenska ordet "biotop" vilket dock lätt orsakar förvirring. Habitatkonceptet, så som det används i Sverige, går tillbaka till Linné (Schaefer & Tischler 1983) och avser det området i vilken en art (population) kan överleva och reproducera sig. Ett habitat är därmed en abstrakt beskrivning av alla de rumsliga aspekter som en art behöver för att tillfredsställa sina behov och är därmed inget homogent område (som en biotop) utan snarare ett landskap sett från ett artspecifikt perspektiv. De större djurarterna, liksom människan, upplever landskapet (enligt det mänskliga perspektivet) som sitt habitat. Landskapets biotopmosaik utnyttjas för att tillfredsställa arternas olika behov efter föda, skydd, vatten, m m. Mindre arter, där individerna rör sig över mindre ytor, utnyttjar landskapet på en mindre skala och kan därför visa en tydligare bindning till en eller få biotoper. Ännu mindre djur utnyttjar ofta bara delar av en biotop; en biotop omfattar därmed olika (små) arters habitat.

3.2. Biotopfragmentering

Fragmentering av naturliga livsmiljöer genom industriell markanvändning är en process som har fått mycket uppmärksamhet inom landskapsekologin (Harris 1984, Wilcox & Murphy 1985, Wilcove et al. 1986, Hansson & Angelstam 1991, Andrén 1994). Fragmentering medför a) förlust av total ursprunglig biotop, b) minskad storlek på de kvarblivande fragmenten, c) ökat avstånd mellan fragmenten. I början av fragmenteringsprocessen, när mycket av den ursprungliga biotopen är kvar, överväger effekten av biotopförlust: minskningen i antalet arter i landskapet är i regel direkt relaterad till andelen kvarstående biotop. Överskrider fragmenteringsprocessen dock ett tröskelvärde av omkring 80% (20% kvarstående biotop), börjar isolationseffekter bli tydliga och risken för ett plötsligt utdöende av arter ökar oproportionerligt med fortsatt fragmentering (Andrén 1994, fig. 2).

Utifrån ett habitatperspektiv leder fragmenteringsprocessen i första hand till en minskning av livsmiljö och därmed en reduktion av populationsstorleken hos arten i fråga. Ersätts det naturliga habitatet av en ogynnsam matrix, uppträder isolationseffekter redan vid c:a 60% uppsplittring (40% kvarstående habitat, O'Neill et al. 1986). Vid detta tröskelvärde börjar de kvarstående habitatfläckar bli isolerade och populationen kan övergå i en metapopulation (Levins 1971, Hanski & Gilpin 1991). Tröskelvärde är dock beroende på kontrasten mellan matrix-biotoper och artens habitat (Andrén 1994): Kan arten i fråga utnyttja matrixbiotoperna som en del av sitt habitat, är relationen mellan fragmenteringsgraden av det ursprungliga habitatet och populationsdynamiken mindre tydlig.

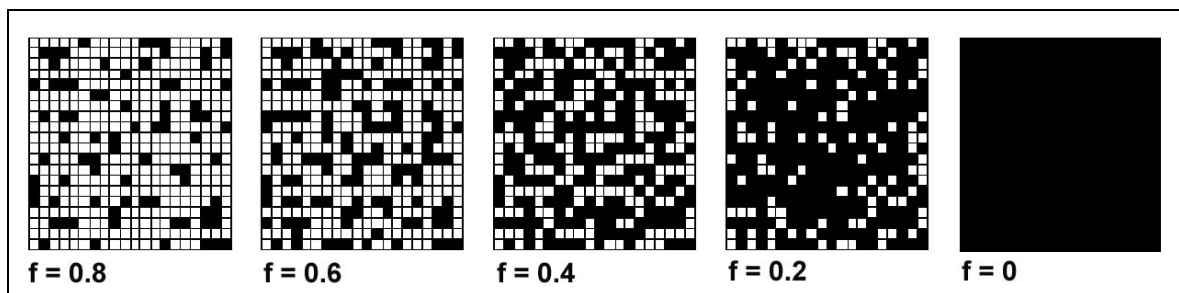


Fig. 2. Modell av fragmenteringsprocessen i ett svartvitt landskap där biotoperna (svarta och vita pixel) är slumpmässigt fördelade. Vid en fragmenteringsgrad av omkring 60% ($f=0.6$) börjar isolerade fläckar av den ursprungliga biotopen (svart) uppträda och arter som är bundna till den biotopen kan inte längre röra sig fritt genom landskapet (O'Neill et al. 1986). Vid en fragmenteringsgrad av omkring 80% ($f=0.8$) börjar populationerna påverkas av isoleringseffekter och risken för ett plötsligt utdöende av en art som är specialiserad på den fragmenterande biotopen (svart) ökar oproportionerligt med ökad fragmenteringsgrad (Andrén 1994).

För att förstå hur en art påverkas av biotopfragmentering är det nödvändigt att känna till på vilket sätt och på vilken skala arten utnyttjar landskapets biotopmosaik. Biotopfragmentering på grund av förändringar i markanvändningen (t ex vid skogsavverkning) påverkar i första hand stationära arter och arter med låg spridningsförmåga och glesst förekommande populationer (Harris 1984). För dessa arter

utgör den fragmenterade biotopen ett habitat eller åtminstone en essentiell del i det. Effekten av fragmenteringen är då till stor del orsakad av biotopförlusten (=habitatförlust).

Vägnätets fragmenterande påverkan berör i första hand stora och mobila arter där individerna rör sig över stora områden och utnyttjar hela landskapets biotopmosaik. Fragmentering av de för arten viktigare biotoperna genom industriell markanvändning kan till en del kompenseras genom ökat utnyttjande av mindre betydelsefulla biotoper, vilket berör i första hand individernas resurstillgång i landskapet och inte fördelningen av populationen. Hög mobilitet medför att individerna ofta kommer i konflikt med vägnätet som en spridningsbarriär. I de fall, där vägbarriären skär av individernas tillgång till nödvändiga resurser (t ex lekplatser hos groddjur eller övervintringsområden hos älg i norra Sverige) hotas artens förekomst inte bara i det vägnära området utan även i det övriga landskapet. Avsaknaden av stora arter med vida aktivitetsområden är kanske symptomatiskt för landskap med mycket hög vägtäthet (t ex Holland). Mycket av den tidiga diskussionen om vägnätets barriäreffekter handlade just om effekten på hjort och rådjur i centrala och västra Europa (Anon. 1978, 1987, 1988, 1989).

3.3. Landskapsfragmentering

Infrastrukturens fragmenterande påverkan på landskapet skiljer sig från annan markanvändning genom att a) ett helt landskap delas upp i mer eller mindre isolerade fragment, c) fragmenteringen berör i stort sett alla biotoper och b) den totala arealförlusten av biotoper är relativt liten (fig. 3). Vägar och vägkanter i Sverige upptar en sammanlagt yta som motsvarar summan av alla Svenska Nationalparker (=1.2% av den svenska landarealen; Vägdatabanken 1995). Å andra sidan "förbrukar" vägar och järnvägar naturliga "biologiska produktionsytor", medan annan markanvändning endast medför en *förändring* i den biologiska kvalitén (t ex skogsavverkning: skog ersätts med öppen gräsdominerad vegetation). Förlust av "biologisk produktionsyta" genom intrång har stor effekt på lokal nivå och spelar därför också en viktig roll i lokaliseringsskedet i vägplanering. På landskaps- och regional nivå är dock barriär- och störningsfaktorer i fragmenteringspåverkan av större relevans (Seiler & Eriksson 1995).

Utbyggnaden av den moderna infrastrukturen har skapat ett nätverk av spridningsbarriärer och störningskällor med hög mortalitetsrisk (för djur). Landskapet är uppdelat i fragment vars gränser bestäms av vägnätet. Fragmenten är givetvis inte helt isolerade från varandra; effekten av barriärer och störningskällor varierar mycket mellan olika arter och olika miljöer. Situationen i landskapet har viss likhet med den i en skärgård: förekomsten av arter i landskapsfragmenten (öarna) är beroende av fragmentens storlek och sammansättning, omgivningens påverkan på fragmenten och isoleringsgraden de emellan (fig. 3). Det är relativt enkelt att mäta storlek och sammansättning av fragmenten. Störningspåverkan från omgivningen (vägnätet) är svårare att uppskatta. Det avgörande problem är dock bedömningen av isolering genom vägbarriärer. Beroende på vilket vägnät och vilket landskap som avses kommer antingen störningseffekter eller barriäreffekter vara dominerande.

3.4. Effekter av vägar och trafik

Vägar och trafik påverkar naturmiljön på många sätt. Här skall inte redovisas för denna mångfald utan bara ges en kort inblick. För mer detaljerad information se Bennet (1991), Forman (1995), Seiler (1994, i tryck).

I handboken för miljökonsekvensbeskrivning för vägar skiljer man mellan påverkan, effekt och konsekvens (Pettersson & Eriksson 1995). Påverkan avser faktorer eller processer (t ex buller, vägsalt) som ger upphov till effekter i naturmiljön (t ex störning av parningsbeteende hos fåglar, störning i fysiologin hos växter). Konsekvenserna för artbevarande eller markanvändning värderas sedan för att tillämpa särskilda åtgärder om så behövs. Jag använder denna indelning för att skilja mellan påverkan som kan mätas med "enkla" mått (m², dB, kg, m m) och effekterna på ekologiska parameter som mäts med "ekologiska" mått (reproduktion, populationstäthet, artsammansättning, m m).

Biotopförlust

Förlust och omvandling av ursprungliga biotoper på grund av markförändring inom vägområdet anses som den mest betydelsefulla faktorn på lokal nivå. Rätt lokalisering och anpassad utformning och skötsel av vägkanter har stor effekt på den biologiska mångfalden inom vägens närmaste omgivning. Arter som förekommer i vägkanterna är i regel anpassade till extensivt nyttjade gräsmarker (Stottele & Sollman 1992). Vägkantsfloran innehåller en viss andel hotade växter, den övervägande delen består dock av triviala, ofta generalistiska arter (Mader 1990). Vägkanternas potential som ett refug för hotade växter och djur har beskrivits av bl a Gjelstrup (1992) och Hammarkvist (1995).

Störningspåverkan

Vägar och trafik utgör en störningskälla för den omgivande naturen. Trafikbuller, avgaser, mänskligt aktivitet och markförändringen nedsätter den ekologiska kvalitén i de angränsande markerna. Vid bedömning av intrångseffekter i biotoper eller landskap bör denna "störningskorridor" adderas till det fysiska ianspråktagandet av mark (se nedan). Störningseffekterna är relativt väldokumenterade (se bl a Bäckman et al. 1978, 1979, Reck & Kaule 1993, för översikt).

Mortalitet

Vägar utgör en mortalitetskälla för de flesta djur som försöker korsa vägen eller som ofta utnyttjar vägkanterna. Trafikdödligheten hos djur har uppmärksammats sedan länge och det har gjorts ett antal ingående studier (se t ex Göransson et al. 1979). Trots det stora antalet trafikdödade djur, konstaterades att de flesta djurarter inte hotades av denna additiva dödlighet. Det finns dock vissa undantag som t ex utter i norra Tyskland (Rogoschik, Aktion Fischotter e.V., muntligen), grävling i Danmark och Holland (Aaris-Sörensen 1987, 1995, Broekhuizen et al. 1986) eller vissa groddjur (Fahrig et al. 1995, Ahlén & Tjärnberg 1996).

Korridoreffekt

Vägar och i synnerhet vägkanter kan fungera som spridningskorridorer för vissa djur- och växtarter. Korridorfunktionen är i mycket beroende av strukturen och skötseln av

vägkanterna (Stottele & Sollmann 1992). Strukturrika och ekologiskt värdefulla kantzoner kan fylla en viktig funktion i dagens öppna, intensivt utnyttjade landskap. Vägkanter kan vara en del i den ekologiska infrastrukturen och därmed bidra till att förbättra kontinuiteten i landskapet (se t ex Saunders & Hobbs 1991).

Barriäreffekt

Vägar utgör spridningshinder för de flesta terrestra djurarterna. De kan ha stor lokal betydelse för en arts överlevnad. Barriärpåverkan sammansätts av både trafikdödligheten och störningspåverkningar. Barriäreffekten diskuteras ingående i avsnitt 5.4.

Fragmenteringseffekt

De fem ovan nämnda effektkategorier beskriver *lokala* effekter av en väg och dess trafik på den kringliggande naturen. Varje väg i infrastrukturnätet utövar därmed specifika störnings-, mortalitets-, och barriäreffekter. På nätverks- eller landskapsnivå, samverkar effekterna och förstärker varandra, vilket gör en uppskattning av konsekvenserna betydligt svårare. Det finns mycket få empiriska studier på denna nivå och det är svårt att i dagens läge göra en tillfredsställande konsekvensbeskrivning av nätverkseffekterna. Till en del kan följderna dock uppskattas med hjälp av allmän populationsekologisk och landskapsekologisk teori och kunskap.

3.5. Infrastruktur

Begreppet infrastruktur omfattar både transport- och kommunikationsstrukturer. Här avses dock bara transportsektorns del i detta och endast väg- och järnvägsnätet. Rapporten fokuserar på vägar eftersom deras effekter på naturmiljön är bättre undersökta än järnvägar. Skillnaderna mellan väg och järnväg ligger förmodligen på alla de ovan nämnda effektkategorierna, vilket gör att miljöpåverkan av järnvägar troligen är något annorlunda än av bilvägar. Det bör dock prövas om det behövs ett eget index för järnvägsnätet eller om bil och järnvägar kan sambedömas i ett index.

Det totala bilvägnätet i Sverige består till endast hälften av statliga vägar (Sveriges Nationalatlas 1992). En stor del av de övriga vägarna tillräknas skogsbilvägnätet. Eftersom skillnaderna i trafikvolym, beläggning, bredd och linjeföring är mycket stora mellan skogsbilvägar och statliga vägar, måste dessa kategorier skiljas åt i bedömningen av infrastrukturens fragmenteringspåverkan. Skogsbilvägnätets påverkan på naturmiljön bör vara föremål för en särskild undersökning.

4. Fragmenteringsindex

4.1. Allmänna problem

Tillskapandet av ett index innebär alltid en rad olika antaganden, osäkerheter och förenklingar. Grundläggande svårigheter ligger på tre nivåer:

1. definition av variabler som ingår i beräkningen av indexet
2. algoritmen i beräkningen som sammanlänkar variablerna
3. tolkning av indexvärdens resultat och tillämpning vid t ex planering eller bedömning.

Definition av variabler som ingår i indexberäkningen är här kanske det mest grundläggande problemet. Vissa av variablerna som beskriver fragmenteringspåverkan är inte direkt mätbara utan bygger i sin tur på ett index eller en kategorisering (t ex barriärpåverkan).

Den matematiska konstruktionen av indexet är alltid orsak till diskussion. Kvantifieringen av de enskilda variablerna och deras värdering gentemot varandra kan vara svåra att uttrycka i algoritmer.

Indexet måste verifieras och testas innan den kan tillämpas vid planering av infrastruktur. Resultaten måste kunna tolkas och användas på ett enkelt sätt. Enkla index är ofta mycket specifika och generella och kan därför sällan beskriva komplexa kausala relationer; komplicerade index å andra sidan medför i regel nedsatt förståelighet, vilket i detta fall kan vara det avgörande hinder. Avvägningen mellan vad som skall uttryckas med indexet och vem som skall kunna använda det är grundläggande problem.

4.2. Målsättning

Syftet med ett index är givetvis avgörande för vilka variabler som skall ingå i beräkningen och vilken noggrannhet som behövs i algoritmerna. I föreliggande fall är målet (eller behovet) tvåfaldigt: A) Index som bedömningsverktyg i planering av nya transportleder. B) Index som analyserar och beskriver samverkan av olika fragmenteringseffekter på landskapet. Båda index kräver särskilda hänsynstaganden och lösningar. Index A måste vara lätt att användas vid bedömning av förändring i fragmenteringsbelastningen genom en ny transportled i ett redan uppsplittrat landskap. För att analysera samverkan och betydelsen av olika faktorer krävs det däremot en mer ingående forskning om mekanismerna i fragmenteringspåverkan. I viss mån förutsätter index A kunskaperna som tas fram med hjälp av index B. Index A kan därmed betraktas som en utveckling och förenkling av index B.

Gemensamt för båda index är att de skall beskriva ett tröskelvärde för den största accepterbara belastningen. Tröskelvärdet kan definieras utifrån ekologiska antaganden och politiska mål (landskapsestetik, friluftsliv, markanvändningsplan, konvention om biologisk mångfald), eller kan vara verifierad genom forskningsresultat som ekologiskt relevant (med avseende på artbevarande). Skillnaden mellan dessa två trösklar kan vara betydlig. Det ekologiska tröskelvärde definieras lämpligen med hjälp av indikator- eller signalarter som är särskild känsliga för infrastrukturens miljöpåverkan och/eller som är särskilt lätt att nyttja som studieart.

4.3. Index A – Index baserat på vägkaraktärer

Det förefaller enklast att beskriva fragmenteringssituationen med hjälp av vägkaraktärer. Det är lätt att mäta trafikvolym, vägtäthet, väglängd, antal vägar, antal vägkorsningar och den totala arealen som tas i anspråk av vägar i ett landskap. Dessa variabler kan användas för att kategorisera vägnätet och välja ut de vägar som är av betydelse. Antalet konflikter mellan den vägarna och den ekologiska infrastrukturen i landskapet (i form av t ex korsningar av linjära biotoper med vägar) skulle kunna inkluderas i beräkningen, liksom fördelningen av viltstängsel och passagemöjligheter. Förändringen i fragmenteringsgraden på grund av en ny transportled kan sedan beskrivas genom att enkel subtraktion av värdena före och efter ingreppet.

Denna ren "fysikaliska" beskrivning av vägnätet och innehåller dock ingen information om betydelsen för de ekologiska processerna i landskapet. Betydelsen av fragmentering är troligen olika för olika landskap eller regioner (se fig. 1). Indexet bör därför korrigeras för respektive region. Detta kan ske genom en indelning av landskapet i biogeografiska regioner som innehåller karaktärsområden vilka klassas efter sin känslighet för fragmentering genom infrastruktur (se fig. 3, Skage & Nilsson, i tryck). Varje typ av karaktärsområde ges sedan ett värde som multipliceras med indexet. Överstiger slutvärdet ett visst tröskelvärde, bedöms effekten som inte godtagbar. I sådant fall krävs särskilda åtgärder för att kunna fortsätta med vägprojektet. Definitionen av tröskelvärdet kan göras med hjälp av indikatorarter. Åtgärdernas effektivitet skulle kunna inkluderas i indexberäkningen och därmed underlätta planeringen. En slutvision av detta förfarande är ett datorprogram som automatiskt genomför en konsekvensberäkningen för ett flertal alternativa stråk, lokaliseringar, utföranden och åtgärder. Denna typ av indexberäkning skulle därmed kunna utgöra ett verktyg som lätt kan användas vid vägplanering och konsekvensbedömning.

Det stora problemet i indexet är värderingen av de ekologisk relevanta faktorerna. Algoritmen som värdera och kombinera den relativa betydelsen av vägtäthet, -längd och -areal o s v, liksom avgränsningen av karaktärsområdena förutsätter goda kunskaper om hur fragmenteringen uppstår och hur den påverkar olika typer av landskap och olika indikatorarter. Exaktheten som eftersträvas i indexet, d v s tillförlitligheten i att indexet beskriver verkliga förhållanden, är avgörande för hur mycket av mekanismerna som måste vara känt. Skall indexet baseras på ekologiskt vetande, måste dessa kunskaper tas fram med hjälp av intensiva forskningsprojekt. Index B skulle kunna utgöra en del i denna forskning. Fler förslag till möjliga forskningsprojekt diskuteras i avsnitt 8.

4.4. Index B – Index baserat på landskapsstruktur

I motsats till index A, som bygger på en värdering av processer och strukturer, använder index B mönster och mekanismer utan att nödvändigtvis förutsätter en kategorisering eller klassning. Index B är därför mer vetenskapligt inriktat och skulle kunna användas oberoende av vilken rumslig skala man arbetar i. Indexberäkningen är mycket komplicerad och känslig vilket försvårar tillämpningen i planeringsarbete.

Infrastrukturens fragmenteringseffekt på landskapet är i hög grad beroende av den "naturliga, föregivna" biotopsammansättning i landskapet. Många djur- och växtarter

upplever det moderna landskapet som en uppsplittrad mosaik av lämpliga och olämpliga livsområden som sammanlänks av linjära biotoper och spridningskorridorer (Forman 1995). Den ekologiska infrastrukturen i landskapet utgörs av ett nätverk av biotoper, korridorer och barriärer längs vilka arterna (både djur och växter) sprider sig. Vilka strukturer och mönster som ingår i den ekologiska infrastrukturen är specifikt för varje art och område och landskap. Det är således svårt att sammanfatta denna mångfald i ett enda index eller karaktärsområde. Ett försök till kategorisering ges i Skage & Nilsson (i tryck).

För att särskilja betydelsen av den föregivna landskapsstrukturen från infrastrukturens påverkan på den görs analysen i separata steg: a) analys av landskapets sammansättning utan vägnät, b) analys av det genom vägnätet uppsplittrade landskap, c) jämförelsen mellan a och b, d) tolkningen med hjälp av indikatorarter.

- a) Beskrivning av landskapets biotopsammansättning och fragmenteringsgrad oberoende av vägnätet. Beskrivningen kan göras i form av traditionella index för diversitet, dominans, dispersion och relativ kontinuitet (se avsnitt 6). Biotoperna klassas t ex utifrån deras betydelse för indikatorarterna. Särskild vikt skall läggas på kontinuiteten i biotopmosaik, vilket kan studeras med hjälp av t ex Haralicks textur-index (Musick & Grover 1991). Metoderna är beskrivna i avsnitt 5. Eftersom analysen görs i första hand i stor skala, kan det vara svårt att ta hänsyn till mindre strukturer som uppfyller korridorfunktion i landskapet. Metoden i sig är dock skaloberoende och kan därför upprepas på olika nivåer med varierande rumslig upplösning. Vilken upplösning som är relevant i analysen beror delvis på det utvalda vägnätet och delvis på vilka arter som skall användas som indikatorer för fragmenteringseffekten (se avsnitt 7).
- b) Beskrivning av landskapets sammansättning utifrån infrastrukturnätet. Landskapet eller regionen i fråga betraktas som en skärgård där öarna utgörs av landskapsfragmenten vilka avgränsas från varandra genom vägar. Vägnätet bestämmer fragmentens storlek och isoleringsgrad. Graden i barriärpåverkan (vägbredd, trafikvolym, hastighet, m m) och därmed kategoriseringen av vägnätet (vägar med mer än viss trafikvolym, bredd o s v) är de mest betydelsefulla parametrarna i indexet. Fördelning och sammansättning av landskapsfragmenten i vägnätet kan mätas med samma index som under a) Skillnaden är att indexvärdena nu anges som statistiska medeltal med varians. Svårigheten på denna nivå ligger i bedömningen av den ekologiska skillnaden mellan två landskapsfragment (komplementär eller kompletterande) och hur denna kontrast påverkar vägens barriäreffekt (se fig. 4). Indexet innehåller en värdering av barriärpåverkan (i form av isoleringsgrad, avstånd mellan fragmenten) och en värdering av fragmentens ekologiska kvalitet.
- c) Beskrivning av skillnaden i indexvärdena mellan steg a) och b). Här är det framför allt skillnaden i kontinuitet och heterogenitet som är av intresse. Svårigheterna i denna etapp ligger framför allt i den statistiska uppläggnings av undersökningen. Till exempel bör beräkningarna på steg a) och b) bygga på jämförbara enheter i prov- och fragmentstorlek. Där skillnaden mellan landskapets och vägnätets fragmenteringspåverkan är stort, är vägnätets betydelse uppenbar. Vid liten skillnad kan det vara omöjligt att urskilja vägnätets påverkan, vilket dock inte måste betyda att den samlade fragmenteringsbelastningen på den biologiska mångfalden och de

ekologiska sambanden är obefintlig. Hur indexberäkningen kan läggas upp i detalj bör vara uppgift för en mer ingående studie.

- d) Bedömning av indexen och av skillnaden mellan a) och b) görs lämpligen med hjälp av utvalda indikatorarter. Denna bedömning är delvis inkluderad i indexet, eftersom biotoperna i landskapet och landskapsfragmenten klassas på ett kvalitativt sätt. Denna klassning borde ta hänsyn indikatorarternas behov, det förefaller mindre lämpligt att klassificera enligt artdiversitet eller markanvändningsform. Höga indexvärden för a) och b) och samtidigt stora skillnader mellan dessa värden innebär således att indikatorarterna upplever landskapet som starkt fragmenterat och att vägnätet signifikant bidrar till denna uppsplittring. Justeringen av tröskelvärdena i a), b) och c) kan göras med hjälp av korrelativa studier (undersökningar om indikatorarternas respons till olika typer av vägnät i olika typer av landskap).

5. Variablerna

Landskap (utan vägnät)

landskapstyp (naturgeografisk region, karaktärsområde eller dyl.)

biotopsammansättning (landskapsstruktur)

dominans

kontrast / heterogenitet

kontinuitet

Landskap (med vägnät)

storlek av landskapsfragmenten (mellanrummen i vägnätet)

heterogenitet (inom och mellan fragmenten)

textur av landskapet (variation mellan fragmenten i det totala landskapet)

Vägnät

vägareal (totala vägarealen i landskapet)

vägtäthet (väglängd per landskapsenhet)

trafikflöde (per ytenhet)

barriärpåverkan

vägbredd, trafikvolym, hastighet, viltstängsel

störningspåverkan

buller, avgaser, kontrast till omgivande biotop

Organismer

respons till landskapsstruktur

"biotopspecialisering"

fördelning (metapopulation?)

täthet, reproduktion

respons till barriär- och störningspåverkan

mortalitet

undvikande

reproduktion

5.1. Landskapsindelning

Vid bedömning av infrastrukturens fragmenteringspåverkan på landskapet måste hänsyn tas till de föregivna mönster och strukturer i landskapet. En hierarkisk indelning i regioner

som innehåller landskap som indelas i karaktärsområden som består av biotoper o s v underlättar att skilja variablerna i påverkan enligt deras relevans på respektive nivå (fig. 3). Syftet med indelningen är att reducera mångfalden i landskapsparametrarna till ett hanterbart antal. Antalet nivåer och typer bör därför hållas litet.

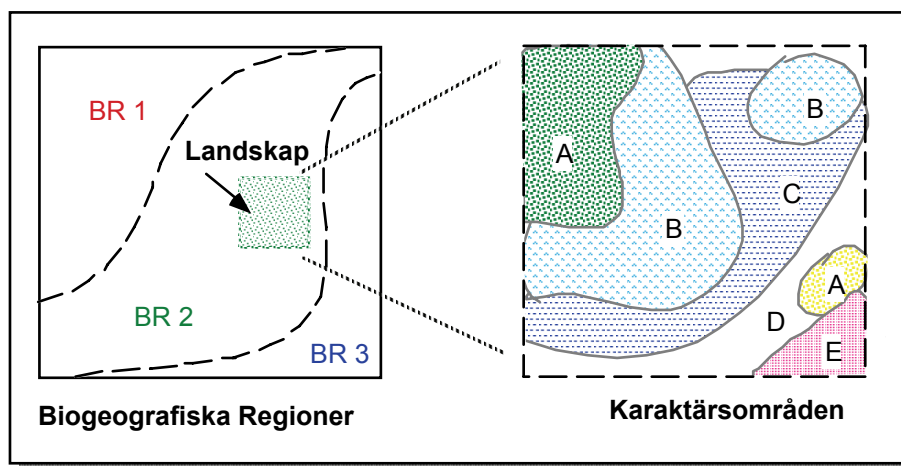


Fig. 3. Hierarkisk strukturerad landskapsindelning i biogeografiska regioner (BR1 -3) och karaktärsområden (A-E). Karaktärsområdena definieras med avseende på känslighet för fragmentering genom infrastruktur.

Regionerna beskriver de biogeografiska bakgrundsfaktorerna i landskapet (NMR 1994). Beroende på vilken region som avses förändras utvalet av potentiella indikatorarter som kan användas i bedömningen. Till exempel är vissa groddjur (lökgroda, stinkgroda, m m) mycket utsatta för fragmenteringseffekter i det sydsvenska jordbrukslandskapet (Ahlén & Tjärnberg 1996) och kan därför användas som indikatorer för den (för dessa arter) funktionella kontinuiteten i landskapet. De grodarter som förekommer i norr är på grund av sin vanliga förekomst troligen mindre lämpade som indikator. Ett annat exempel är älgan: I norra delar av Sverige vandrar älgarna långa sträckor mellan sina sommar- och vinterbeten. På detta sätt kommer de regelbundet i konflikt med vägar och järnvägar som korsar vandringsstråken (t ex vid den nya E4:an vid Höga Kusten, Vägverkets MKB för E4). I södra Sverige är älgarna däremot mer stationära och utsätts således i mindre grad för infrastrukturens barriärpåverkan. En alternativ regionindelning anger Vägverket i sin väghållningsplan 1994-2003, där olika utvecklingsregioner identifieras med avseende på förekomsten av (uppskattade) miljökonflikter (t ex förekomst av områden med höga naturvärden; Vägverket 1994).

Landskapet inom en region kan delas in i olika landskapstyper eller karaktärsområden som på ett funktionellt sett kategorisera markanvändningsstrukturer och mönster i biotopsammansättningen och värdera områdenas känslighet för fragmenteringspåverkan (Skage & Nilsson, i tryck). Här behövs det grundläggande forskning kring frågor som: Vilka är de karaktärsdrag som definierar ett känsligt och ett stabilt landskap? Vilken rumslig skala skall användas för att avgränsa ett karaktärsområde? Är det möjligt att skapa ett hierarkiskt strukturerat system av karaktärsområden för olika skalor? Vilka indikatorer kan användas för att beskriva karaktären på respektive region/landskap/biotop?

Generellt sett karakteriseras ett landskap som är känsligt för fragmentering genom infrastrukturen —eller som borde få ett högt värde vid indexberäkningen på grund av naturskyddsintressen— av:

- områden med småskalig landskapsstruktur och hög naturlig variation i markanvändning
- områden av särskilt intresse för friluftsliv, kulturmiljövård, m m.
- områden med lång kontinuitet i extensiv markanvändning
- stora opåverkade och sammanhängande områden

Landskap med en småbruten markanvändning och terrängform, dvs. med en stor "naturlig" variation i biotopsammansättningen är troligen allmänt känsligare för fragmenteringspåverkan än landskap som domineras av en eller få biotyper. Variationsrikedomen i landskapet ger en allmänt högre biologisk mångfald, men kan också medföra att många arter existerar uppdelade i lokala populationer och är därmed beroende av migrationsrörelser i landskapet. Kännetecknen för ett "känsligt" landskap kan också vara förekomst av nyckelbiotoper, av områden av riksintresse eller t o m med särskilda bevarande aspekter (t ex knutna till kulturhistoria eller friluftintressen). En indelning av landskapet förutsätter därmed ett interdisciplinärt samarbete mellan bl a geologer, kulturgeografer och ekologer.

5.2. Landskapsstruktur

Landskapet är sammansatt av olika biotoper. Biotopernas fördelningsmönster, andel och kontrast sinsemellan (avseende ekologisk kvalitet) är mycket betydelsefulla för överlevnaden av populationer och individer (Harrison & Fahrig 1995). Linjära strukturer i landskapet (t ex biotopkanter (ekotoner), häckar, gårdsgårdar, bäckar och åar, dalgångar och åsar, men även vägkanter och kraftledningskorridorer) kan utgöra mer eller mindre tydliga spridningskorridorer i landskapet (Saunders & Hobbs 1991). Ledstrukturer och spridningskorridorer har stor betydelse i landskap där kontrasten mellan biotoperna och matrixen är tydlig och i synnerhet där matrix-biotoper är av låg kvalitet (t ex i moderna jordbrukslandskap). Nätverket av spridningskorridorer och ledstrukturer samt den biotopmosaikens utgör den ekologiska infrastrukturen.

Baudry & Merriam (1988) beskriver kontinuiteten i landskapet från två olika perspektiv: *connectedness* och *connectivity*: *Connectivity* är en funktionell parameter i landskapet som mäter den process som sammanlänkar lokala delpopulationer till en demografisk enhet. *Connectivity* beskriver med andra ord hur organismer upplever och reagerar till den ekologiska infrastrukturen i landskapet. *Connectedness* beskriver de strukturella komponenterna i landskapet som utgör den fysiska ekologiska infrastrukturen. Indelning i en funktionell och en strukturell aspekt i den ekologiska infrastrukturen tydliggör att olika arter reagerar på olika sätt på det som vi uppfattar som naturliga ledstrukturer i landskapet.

Följande "landskapsparametrar" kan användas för att analysera landskapstrukturer:

- biotopsammansättning (andel, antal)
- biotopfördelning (dispersionsindex)
- heterogenitet (index eller kategori)
- kontinuitet (index eller kategori)

Biotopsammansättning, -fördelning och heterogenitet är mätbara parametrar som beskrivs med hjälp av index (se avsnitt 6). Dessa index finns beskrivna och delvis värderade i litteraturen (se översikt i Forman 1995, sida 319-321, se också Musick & Grover 1991). De bygger dock på ett mosaikartat landskap, där de enskilda biotoperna är väldefinierade och avgränsade. Att kvantifiera kontinuiteten i landskapet utifrån analys av den ekologiska infrastrukturen är ett problem som kanske måste kringgås genom att t ex räkna antalet och längd av linjära strukturer som kan uppfylla korridorfunktion. Vid vägplanering kan antalet korsningar (kollisioner) mellan väglinjen och korridorstrukturer räknas (se Skage & Nilsson, i tryck).

Rörelser och fördelning av djur i landskapet och därmed effekten av spridningsbarriärer i landskapet är i hög grad beroende av dess biotopsammansättning (Ims 1995). Störst effekt av vägbarriären kan förväntas i landskap där vägen skär genom en mosaik av varandra kompletterande biotoper (fig. 4 c. och d.). Arter som är beroende av att kunna utnyttja olika biotoper i landskapet, t ex för att söka föda eller för att häcka eller övervintra, löper då större risk att komma i konflikt med vägbarriärer. I (från vårt perspektiv sett) homogena landskap eller också mycket kontrastrika landskap med en storskalig biotoppindelning (fig. 4 a och b) har vägbarriärer troligen mindre effekt på artfördelningen i landskapet, eftersom de enskilda biotoperna är tillräckligt stora för att rymma livskraftiga populationer och de flesta rörelserna kan förekomma inom samma biotop.

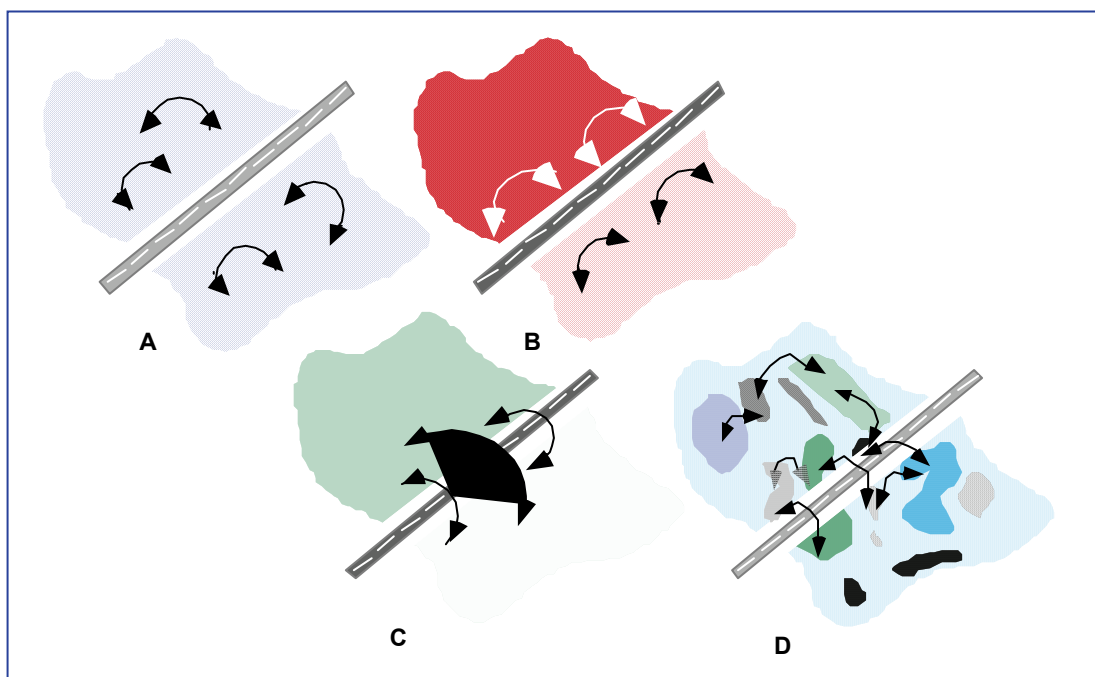


Fig. 4. Betydelsen av landskapets sammansättning för rörelser av djur. A) Vägen delar ett homogent landskap i två likvärdiga delar och skapar därmed två mer eller mindre avskilda populationer. B) Vägen delar två konträra biotoper och förstärker den naturliga barriäreffekten av kontrasten mellan områdena. C) Vägen isolerar två kompletterande biotoper från varandra och utgör därmed en barriär för de arter som måste utnyttja bägge områdena (t ex lekplatser och övervintringsområden hos groddjur). D) Vägen skär genom ett mosaiklandskap där djuren regelbundet utnyttjar flera olika biotoper och individerna således ofta kommer i konflikt med vägen som barriär.

5.3. Landskapsfragment

Utifrån ett vägperspektiv kan landskapet betraktas som uppdelat i fragment vars gränser bestäms av vägnätet (fig. 5). Fragmenten är sammansatta av olika biotoper och utgör därmed mer eller mindre avgränsade ekosystem. Isoleringen är givetvis inte total; effekten av barriärer och störningskällor varierar mycket mellan olika arter och olika biotoper. Uppdelningen kan åskådliggöras genom en jämförelse med en skärgård: öarnas (fragmentens) storlek och biotopsammansättning är avgörande för artförekomsten och mångfalden när avståndet till fastlandet eller andra öar (barriärpåverkan av vägar) är relativt liten. Ökar isoleringen, bestäms artsammansättningen på öarna till allt högre grad av arternas förmåga att förflytta sig mellan öarna och/eller att överleva i små, isolerade populationer (se t ex Ås 1992).

Den kritiska variabeln i jämförelsen skärgård–vägnätslandskap är uppskattningen av vägarnas barriärpåverkan.. Det bör prövas till vilken grad påverkan kan beskrivas utifrån bara vägkaraktärer. I den mån jämförelsen är träffande, kan allmänna landskapsekologiska teorier och koncept användas för att förutsäga och bedöma effekten av fragmenteringen på artdiversitet och populationsdynamik.

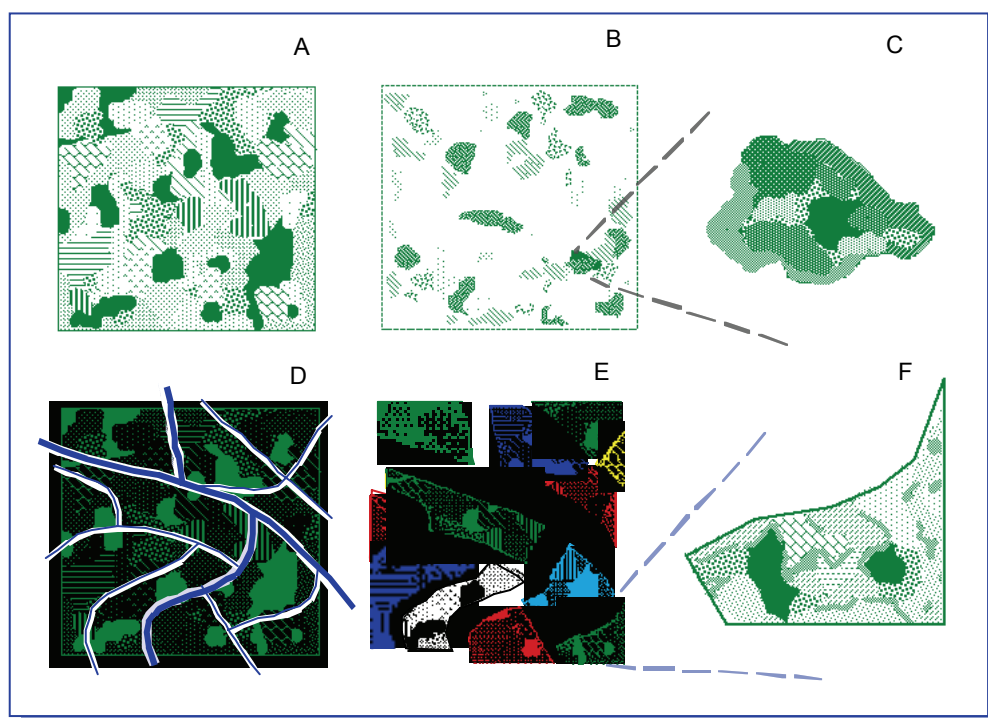


Fig. 5. Fragmentering av landskapet genom förändring i markanvändning (A, B, C) och genom infrastruktur (D, E, F). Vägarnas barriäreffekt kan visualiseras som avståndet mellan två fragment. Varje landskapsfragment (=mellanrum i vägnätet) utgör i sig ett landskap, dock på en mindre skala.

5.4. Vägnät, barriärpåverkan

Vägareal, vägtäthet och trafikflöde är variabler som är lätt att mäta på landskapsnivå, t ex med GIS-verktyg. Dessa uppgifter finns tillgängliga i Vägverkets databas. Variablerna beskriver en del av barriärpåverkan och kan användas för att strukturera vägnätet i hierarkiskt ordnade nivåer (Fig. 6): Vägnätet är sammansatt av olika typer av vägar som medför olika grader av barriär- och störningspåverkan på djur och växter. Vägarna kan grupperas efter trafikvolym eller vägbredd. Svårigheten består i att avgränsa nivåerna på ett ekologiskt relevant sätt: Vilka trafikmängder utgör en relevant barriärpåverkan? Hur bred måste en väg vara för att räknas som spridningshinder på landskapsnivå? Hur förändras barriärpåverkan genom förekomst av broar och tunnlar? Hur bedöms en vägs barriärpåverkan på landskapsnivå?

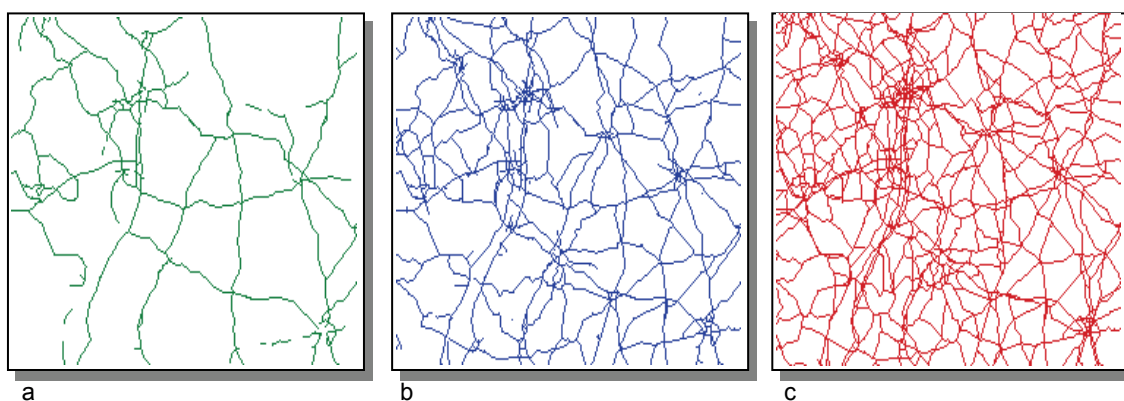


Fig. 6. Vägnätet kan betraktas som ett hierarkiskt strukturerat nätverk, där varje mellanrum i ett nät innehåller ett nätverk av mindre vägar. Nivåerna i denna hierarki kan definieras med hjälp av t ex trafikvolym eller vägbredd. Vägnätets täthet bestäms av den lägsta nivån i hierarkin. Bilden visar ett område i södra Tyskland: a) motorvägsnätet, b) motorvägar och riksvägar, c) motorvägar, riksvägar och länsvägar.

Vägattributen har olika betydelse för olika arter och kan förstärka varandra på olika sätt i ett nätverk. Trafiken utgör ett allmänt spridningshinder för terrestra arter om trafikvolymen är tillräckligt hög. Barriärpåverkan uppstår också genom hög trafikmortalitet och/eller undvikande av de störda områdena. Många skogslevande djur undviker stora, öppna områden utan skydd för predatorer. För dessa arter kan vägkanterna utgöra ett spridningshinder (fig. 7 och 8). Förekommer viltstängsel, så kan barriärpåverkan på de stora viltarterna vara upp till 100%. Antalet viltolyckor reduceras med 80% - 90% genom dragning av viltstängsel (Almkvist 1980). I uppskattningen av barriärpåverkan måste dessutom tas hänsyn till förekomst av broar, tunnlar och andra passagemöjligheter som djuren kan utnyttja. Det finns tyvärr endast ringa kunskap om i vilken utsträckning vanliga vägportar eller vägbroar används av djur som passage över resp. under vägen.

Barriärpåverkan mäts i första hand på individnivå, dvs. man räknar antalet individer som hindras från att korsa vägbarriären. Detta kan sättas i relation till t ex antalet observerade eller märkta individer i området. Graden av påverkan kan beskrivas i form av sannolikheten för en individ att oskadad kunna korsa vägbarriären eller i form av den samlade mobilitetsreduktionen i populationen. Det första förutsätter kunskap om antalet individer som försöker att korsa vägen. Alternativen kan uppskattas genom att jämföra individernas mobilitet inom angränsande biotoper med rörelserna tvärs över vägen (se t ex Mader 1984, Mader et al. 1990, Merriam et al. 1989).

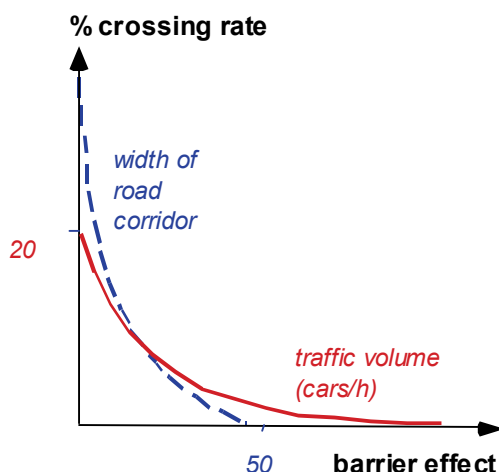


Fig. 7. Barriärpåverkan i form av trafikvolym och vägbredd och dess effekt på korsningsfrekvensen hos smågnagare. Påverkan av vägbredd, trafikvolym och hastighet är artspecifik. Läsexempel: Vid en trafikvolym av 10 fordon per timme och en vägbredd av 6 m kan biltrafikens barriärpåverkan vara dominerande, eftersom vägens bredd inte utgör något fysiskt hinder för djuren. Breda men lågtrafikerade vägar, å andra sidan, kan utgöra en spridningsbarriär för smågnagare, eftersom de undviker att utan skydd för predatorer korsa över stora öppna ytor (=breda vägområden). Figuren baseras på fångst-återfångst data publicerat i Oxley et al. (1974) och Mader (1984).

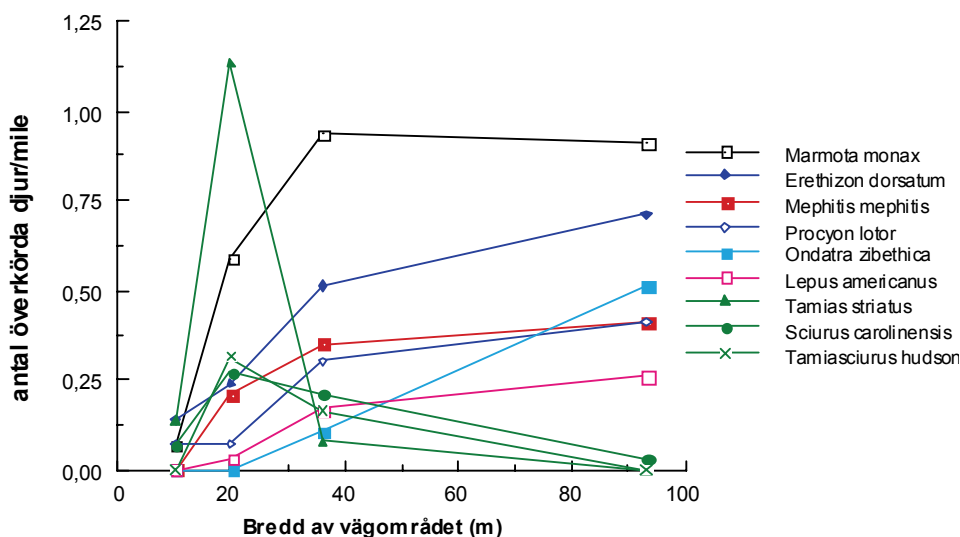


Fig 8. visar relationen mellan vägbredd och antalet överkörda individer av olika nordamerikanska däggdjursarter. Vägbredden står här i direkt relation till trafikvolym och hastighet. Observera att trafikmortaliteten ökar med vägbredden hos de flesta arter, men att vissa ekorrarter (Tamias, Sciurus, Tamiasciurus) visar högre mortalitet på smalare vägar med mindre trafik. Efter Oxley et al. (1974).

5.5. Vägnät, barriäreffekt

Betydelsen av barriärpåverkan för överlevnad och stabilitet av populationer är beroende av populationernas storlek och demografi. Är populationerna små och kontakten med andra populationer begränsad, är ytterligare begränsning av utbytet allvarligare än för stora och sammanhängande populationer. Risken för ett plötsligt lokalt utdöende ökar snabbt om populationerna är i sig instabila (d v s visar stora variationer mellan generationer) eller beroende av invandring från andra (käll-) populationer. Relationen mellan populationsstorlek, utbyte av individer, omvärldsfaktorer och överlevnadschans diskuteras ingående i bl a Soulé (1987). Samverkan mellan olika barriärer i landskapet (vägar, järnvägar, bebyggelse, ogynnsamma biotoper) och populationsdynamiken måste tas i beaktande vid bedömning av barriäreffekten.

Risken för tydliga barriäreffekter på populationsnivå påverkas av (se också avsnitt 7):

- populationstäthet i regionen (populationsstorlek på lokal skala)
- populationsdynamik (habitatkvalitet)
- demografisk och genetisk heterogenitet i populationen
- isoleringsgrad
- organismens rörelser i landskapet (skala)

5.6. Organismernas rörelser och skala

Landskapsstrukturens betydelse för rörelser av organismer har diskuterats tidigare. Vid bedömning av fragmenteringspåverkan är det dessutom av betydelse att skilja mellan olika typer av rörelser (Verkaar & Bekker 1995):

- triviala rörelser (t ex födosök inom en individs dagliga livsområde)
- utvandring (rörelser inom en population men mellan olika individers hemområde)
- årsbunden migration (rörelser mellan olika delhabitat, t ex mellan lekplatser och övervintringsområden)
- expansion av utbredningsområdet (återkolonisering av potentiella habitat, t ex utter och bäver i Sverige)

Rörelserna fyller olika ekologiska funktioner och sker på olika rumsliga skalor. Därmed påverkas de även av olika typer av vägnät: Stora infrastrukturstråk kan vara begränsande för djurens expansion och migration; lokala vägnät påverkar snarare utnyttjande och fördelning av hemområden i landskapet. På lokal skala påverkar vägbarriärer i första hand individernas vardagliga rörelser (utnyttjande av hemområden) vilket kan leda till att individerna anpassar sina hemområden efter den nya föregivna gränsen. Så länge några djur per generation kan flytta sig mellan lokala delpopulationer, behöver en tydlig barriäreffekten på individnivå inte nödvändigtvis medföra att barriären är betydelsefull även på populationsnivå. Hur mycket utbyte som behövs för att upprätthålla en demografisk kontinuitet mellan lokala populationer beror dels på extrinsiska faktorer (omvärldsfaktorer som väderlek eller födotillgång) och dels på intrinsiska faktorer (inneboende faktorer i populationen som t ex storlek, reproduktion, invandring). För att nå genetiskt sammanhängande populationer krävs betydligt färre individer per generation (Soulé 1987).

5.7. Störningspåverkan

Avgaser, utsläpp, buller, olyckor och mänsklig aktivitet är störningsfaktorer som påverkar de vägnära områdena. Faktorerna nedsätter den ekologiska kvalitén på ett mer eller mindre diffust sätt. I Tyskland rekommenderas det att vid vägar där trafikvolymen överstiger 1000 fordon per årsmedeldygn utgå ifrån en minst 50% reduktion av det ekologiska värdet inom en 50 m bred kantzon (Werres et al., citerad i Reck & Kaule 1993).

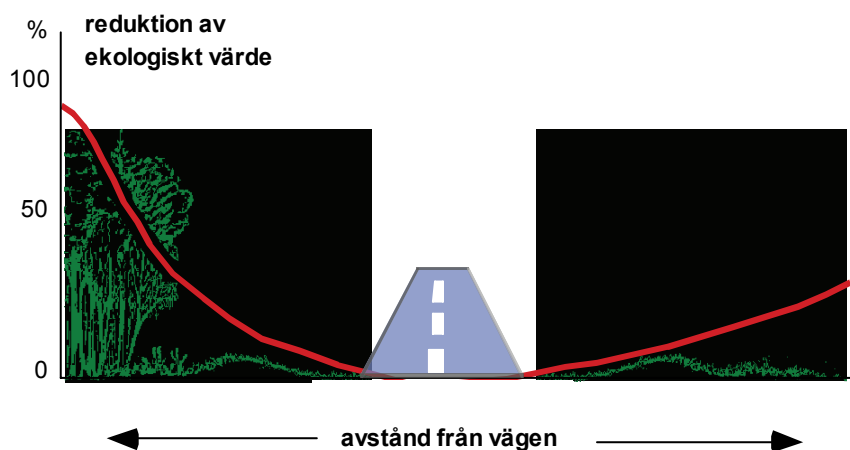


Fig. 9. Minskning av ekologisk kvalitet i vägnära biotoper på grund av störningspåverkan. Hur långt denna reduktion sprider sig i det omgivande landskapet och vilka ekologiska parametrar som är berörda varierar med organism, biotop, vägtyp och trafikvolym. Bedömningen kan göras med hjälp av enskilda arter (indikatorer) eller ett index som beskriver biologisk mångfald.

Reijnen et al. (1995) har utvecklat en metodik för att bedöma spridning av bullerpåverkan på häckande fåglar. Författarna observerade förändringar i populationstäthet, reproduktionsframgång och beteende hos fåglar som häckar i närhet till vältrafikerade vägar. Effekten på populationstäthet var signifikant ner till en bullerbelastning av omkring 40 - 60 dB(A). Bullerbelastningen står i direkt relation till trafikvolym, hastighet och avstånd från vägen. Vid given trafikvolym och hastighet är det lätt att beräkna bullerspridningen i omgivande terräng och därmed uppskatta korridoren längs vägen i vilken en tydlig påverkan på fågellivet kan förväntas. I skogsmark kan denna korridor vara upp till flera hundra meter bred, i öppen mark upp till några kilometer (se även Van der Zande et al. 1980). Modellen kan användas som riktlinje för kompensationsåtgärder vid vägplanering: Det är inte bara det fysiska intrånget i landskapet och den oundvikliga biotopförlusten som bör kompenseras för utan även förlusten av biologisk kvalitet i omgivande landskap (fig. 9).

6. Algoritmer

Infrastrukturens fragmenteringspåverkan på landskapet kan knappast rymmas i ett enda index. Bedömningen involverar ett flertal "delindex" och kategoriseringar på olika arbetsetapper. Här anges endast de matematiska exemplen för hur dess delindex beräknas. Det bör vara uppgift för en mer ingående studie att beskriva algoritmerna som sammanlänkar dessa på ett funktionell sätt med barriärpåverkan eller klassningen av karaktärsområden.

De nedan angivna index utgår ifrån ett mosaikartat landskap, där biotoperna (fragmenten, pixels) är väldefinierade och avgränsade mot varandra. Dessa index tar inte hänsyn till biotopformen och medger inget mått på betydelsen av linjära strukturer (spridningskorridorer) i landskapet. Indexen kan således endast beskriva delaspekter i fragmenteringspåverkan. För diskussion och detaljerad redovisning av algoritmerna och förutsättningarna i variablerna hänvisas till källlitteraturen.

Variablerna som ingår i dessa index är: antal olika biototyper (fragmenttyper) och andel olika biotoper (fragment), sannolikheten att biotoper av typ i och j har en gemensam gräns, avståndet mellan biotoper (fragment) av samma typ, samt den graduella skillnaden mellan två närliggande biotoper.

Diversitet

$$H = - \sum_{k=1}^s p_k \ln p_k$$

s = antal olika biototyper, p_k = andel av biototyp k i landskapet. Efter O'Neill (1988) och Turner (1989).

Dominans

$$D_0 = \ln s + \sum_{k=1}^s p_k \ln p_k$$

Dispersion

$$R_c = 2d_c(\lambda\pi)$$

d_c = genomsnittligt avstånd mellan två biotoper av samma typ, λ = genomsnittlig täthet av biotoper av samma typ. $R_c=1$ om fördelningen av biotoper är slumpmässig, $R_c<1$ om biotoperna är klumpade. Avståndet mellan biotoperna kan vara uttryck för vägarnas barriärpåverkan. Från O'Neill et al. (1988) och Forman (1995).

Relativ kontinuitet (contagion)

$$RC1 = 1 + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_{i,j} \frac{\ln(p_{i,j})}{n * \ln(n)}$$

$p_{i,j}$ = sannolikheten för att biotop av typ i ligger i direkt kontakt med biotop av typ j . Det gäller $p_{i,j} = N_{i,j} / N_i$ Indexet baseras på ett kontinuitetsindex av O'Neill et al. (1988) som är omarbetat och korrigerat av Li (1993).

Haralicks Textur Index

Angular Second Moment

$$ASM = \sum_i \sum_j (p_{i,j})^2$$

Invers Difference Moment

$$IDM = \sum_i \sum_j \left[\frac{1}{1 + (i-j)^2} \right] p_{i,j}$$

$p_{i,j}$ = sannolikheten för att biotop av typ $_i$ ligger i direkt kontakt med biotop av typ $_j$. Båda indexen ger ett värde på 1 när alla biotoper är likadana ($i=j$) och 0 när alla biotoper är olika. IDM mäter fördelningen av biototyper i relation till kvalitetsskillnaden mellan biotoperna. ASM mäter fördelningen av biototyper i en landskapsmosaik i relation till antalet biototyper men oberoende av hur olika biotoperna är. Från Haralick et al. (1974, citerad i Musick & Grover 1991).

7. Indikatorarter

En av kärnpunkterna i utvecklingen av bedömningsmetoder är identifikationen av tröskelvärden i miljöbelastningen och därmed definitionen av åtgärds mål. Relationen mellan graden av ett påverkan och dess effekt på populationer och samhällen är sällan linjär. Ekosystemen kan i regel kompensera smärre ingrepp utan att påverkas i sin dynamik. Överstiger belastningen dock ett visst tröskelvärde ökar risken för ett plötsligt "utdöende" av arter snabbt. Tröskelvärden i förhållandet mellan belastningsgrad och t ex artrikedom, täthet och demografi av populationer hos utvalda arter skulle kunna vara en utgångspunkt vid framtagandet av åtgärds mål. I regeringens proposition Strategi för biologisk mångfald (prop.1993/94:30) består det främsta målet i bevarandet av livskraftiga populationer av de i Sverige naturligt förekommande arter. Detta förutsätter ett artanpassat hänsynstagande och bestämmer därmed vilka ekologiska parametrar som skall ingå i måldefinitionen hos de enskilda arterna. Till exempel; för att bevara en livskraftig vargpopulation i Sverige är det av stor betydelse att ta hänsyn till individernas beteende och utnyttjande av landskapet. Vargar rör sig över stora områden och kommer därmed automatiskt i konflikt med infrastrukturen.

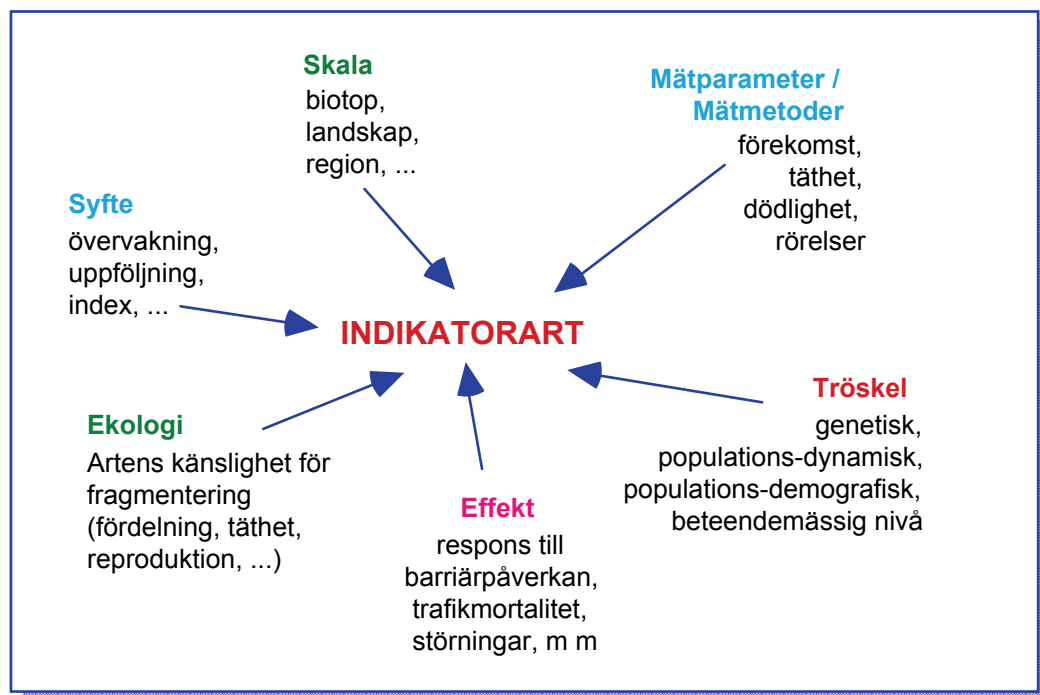
Bedömning av infrastrukturens fragmenteringseffekt på den biologiska mångfalden förutsätter goda kunskaper om hur ekologiska processer, individer, populationer och arter påverkas. Det är omöjligt att ta hänsyn till alla arter och alla processer i landskapet. Däremot kan ett antal arter väljas ut som indikatorer på de typer av påverkan som är relevanta. Dessa "processindikatorer" måste uppvisa andra karaktärer än indikatorer på biologisk mångfald som används t ex inom skogsbruket (Landres 1988, Ericson & Hansson 1993, Skogsstyrelsen 1994). Indikatorer på biologisk mångfald ställer i regel särskilt höga biotopkrav och visar en låg spridningsförmåga och tillhör därför ofta kategorin av hotade och sällsynta arter. De används ofta för att indicera förekomst av opåverkade, naturliga biotoper (Noss 1990).

Indikatorer som kan användas för bedömning av infrastrukturens fragmenteringspåverkan bör uppvisa andra egenskaper: Det är inte biotopförlust som är det viktigaste hotet (som vid skogsbruk) utan förlust av kontinuitet i landskapet och därmed förlust av arternas spridningsmöjligheter. Fragmenteringseffekten skall bedömas på relativ stor skala (landskaps- och regional skala), vilket förutsätter att indikatorarterna är mycket mobila och vanligt förekommande i landskapet. Samtidigt får populationstätheten dock inte vara för

hög för att effekterna skall kunna upptäckas. Arterna kan visa viss selektivitet i sitt landskapsutnyttjande, men de skall inte uppleva landskapet som svart och vitt, d v s uppdelat i lämpliga och olämpliga biotoper.

Den kanske viktigaste faktorn som påverkar valet av indikatorarter är den rumsliga skalan på vilken fragmenteringen skall bedömas: individernas mobilitet bör vara stor och populationens täthet liten i förhållande till vägnätets dimensioner för att artens regionala förekomst skall kunna påverkas (Verkaar & Bekker 1995). Med andra ord, individernas hemområden bör helst vara av samma storleksordning som landskapsfragmenten mellan vägarna. Det förefaller orimligt att bedöma nätet av riks- och länsvägar i Sverige med hjälp av t ex smågnagare. Även om dessa arter kan uppleva en nära absolut barriäreffekt av vägnätet (Oxley et al. 1978, Mader 1979, Merriam et al. 1989), så är populationerna inom landskapsfragmenten mellan vägarna troligen tillräckligt stora för att även på lång sikt kompensera för förlusten av genetiskt- och demografiskt utbyte sinsemellan.

Valet av indikatorart bestäms dock inte bara utifrån biologiska kriterier. Lika viktigt (om inte viktigare för den praktiska tillämpningen att arten kan studeras med relativt enkla metoder och att dess miljökrav är kända. Beroende på vilket syfte som avses med indikationen (övervakning, uppföljning), bör de mätbara effekterna uppträda relativt snabbt efter att påverkningen började.



Faktorer som påverkar valet av indikatorarterna för infrastrukturens fragmenteringseffekt.

Arter som är särskilt känsliga för vägnarnas fragmenteringseffekt och som kan användas som indikatorer för fragmenteringsprocessen karakteriseras av:

- populationer med låg täthet och/eller liten storlek
- individer med stora hemområden
- selektivt landskapsutnyttjande

- låg reproduktionstakt
- hög mortalitetsrisk i trafiken
- hög barriärpåverkan från vägarna
- välkänd biologi

Utifrån dessa kriterier är det i första hand de stora däggdjuren som lämpar sig som indikatorer för fragmentering av landskapet (Harris & Gallagher 1989). Bland dessa är det framför allt rovdjuren som på grund av sin relativt låga populationstäthet och stora mobilitet är särskilt utsatta för infrastrukturens påverkan. Även om vägarna i sig inte utgör ett fysiskt hinder (så länge de inte är stängslade), så påverkas populationerna lätt av trafikdödligheten och individerna är (i regel) känsliga för mänsklig aktivitet. Detta har betydelse för individernas utnyttjande av landskapet och kan påverka populationens demografi (se t ex McLellan & Shackleton 1988, Clark et al. 1993, för brunbjörn; Mech et al. 1988, för varg; Klein 1971, för rendjur).

Med ökad trafikintensitet och ökad vägtäthet minskar också kravet på indikatorarternas mobilitet samtidigt som effekten kan mätas på högre ekologisk nivå (demografi, populationsdynamik, artförekomst). Till exempel: Grävlingsstammen i Sverige uppskattas till en av de tätaste i Europa (Griffiths et al. 1993). Trots att biltrafiken troligen utgör den största enskilda dödsorsaken för dessa djur, anses populationen inte vara begränsad av infrastrukturen. Tvärtom har grävlingspopulationen vuxit och expanderat sitt utbredningsområde avsevärt under de senaste årtiondena (Bevanger & Lindström 1995). I Danmark, och i synnerhet i Holland, där vägnätet och trafiken är betydligt tätare än i Sverige, räknas grävlingen till de hotade arterna (Aaris-Sørensen 1987, Wiertz 1993). Studier från Holland visar en upp till 80% dödlighet hos utvandrande individer på grund av infrastrukturen (vägar, järnvägar och kanaler; Müskens & Broekhuizen, 1993). I det extremt trafiktäta landskapet kring Frankfurt am Main, i Tyskland, där grävlingsstammen utrotades under 60-talet i samband med rabiesbekämpning, har vägnätet över lång tid förhindrat återkoloniseringen av de tömda grävlingshabitaten (Herrman, muntligen, 1991).

Ett tillämpbart indikatorartssystem borde således vara anpassad till biogeografisk region, landskapsstruktur, typ av vägnät och amplituden i belastningen. I boreal miljö där infrastrukturnätet är relativt glest, kan t ex de stora rovdjuren vara tänkbara indikatorer. I landskap med en mosaik av jordbruks- och skogsområden kan uter, grävling och rådjur vara lämpligare arter. I intensivt utnyttjade jordbrukslandskap som i Skåne kan amfibier vara goda indikatorer för fragmenteringseffekten (Fahrig et al. 1995).

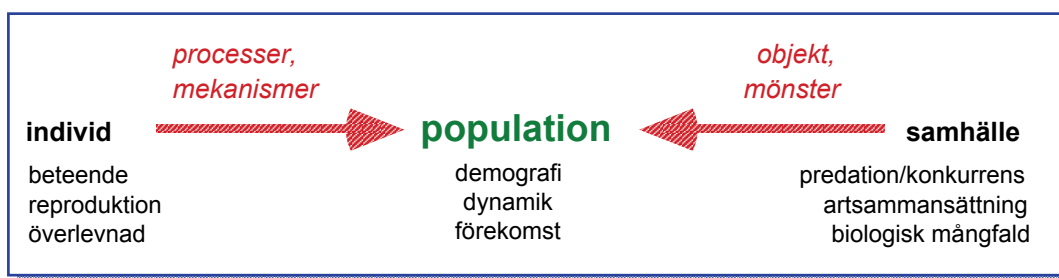
Det är av grundläggande betydelse för valet av indikatorarter att ha kunskap om relationen mellan vägtäthet och populationsparametrar. Jämförande studier (som hos grävlingar) skulle kunna bidra till att identifiera tröskelvärden för olika ekologiska parameter. Vilka är de parameter som kan studeras vid given vägtäthet: när påverkas individernas beteende, när påverkas den socio-spatiala strukturen i populationen, när förändras demografiska och populationsdynamiska variabler, när påverkas tätheten och förekomsten av arten i området? En möjlig väg till att relatera indikatorart och fragmenteringspåverkan kan vara att jämföra storleken av individernas hemområden eller amplituden av deras migrationsrörelser med vägtätheten (km väg per km² hemområde). Kvoten och dess varians skulle kunna användas som ett index för att gruppera arterna enligt påverkningsgrad. Det krävs betydligt mer forskning kring processerna i barriärpåverkan för att kunna utveckla ett lätt tillämpbart indikatorartssystem för infrastrukturen.

skala	artgrupp	mätparameter	mätmetod
□10 km ²	stora däggdjur	förekomst populationstäthet	inventering fångst-återfångst
Š10 km ²	medelstora däggdjur hönsfåglar	demografi rörelser	trafikolycksstatistik radioteleometri observation
Š1 km ²	mindre	beteende	

Valet av indikatorarter och mätbara parametrar är beroende av den rumsliga skalan på vilken effektbedömningen skall genomföras. Dessutom är parametrarna på vilka indikationen kan studeras av betydelse för valet.

Planering av infrastruktur görs i olika etapper som motsvarar olika rumsliga skalor och förutsätter en anpassad konsekvensbedömning (Pettersson & Eriksson 1995; Seiler & Eriksson 1995). På systemnivå (strategisk planering) är det mest relevant att fokusera på arter som är känsligast för landskaps- och infrastrukturförändringar. Uppmärksamheten bör då riktas mot sällsynta och hotade stora till medelstora däggdjur (de stora rovdjuren, utter, kanske kronhjort och vildsvin). Parametrarna som kan användas som indikatorer på detta nivå måste av praktiska skäl vara lättstuderad (förekomst / icke förekomst, täthet, rörelser).

På projektnivå (lokaliseringsskede) skall bedömningen av fragmenteringspåverkan fördjupas, vilket kräver mer detaljerade studier / inventeringar. Den rumsliga skalan minskar och det aktuella området som skall bedömas reduceras. Detta medför att arter med mindre aktionsrum och tydligare biotoppreferenser kan vara lämpligare som indikatorer på denna nivå än jämfört med systemnivån. Valet här kan falla på t ex älg, rådjur, grävling eller utter. På denna nivå ökar betydelsen av störningseffekter (effekter som kan åtgärdas genom anpassad linjeföring) och därmed ändras behovet för indikatorarter ytterligare (Seiler & Eriksson 1995).



Arbetsmålen i en uthållig naturvård måste vara förknippade med populationsparametrar av enskilda arter. Bedömning av miljöeffekter kan utgå ifrån såväl samhällsekologiska som beteendekologiska aspekter, men aspekterna måste vara förankrade i eller relevanta för överlevnaden av populationen. Goda kunskaper om populationsekologiska sammanhang är därmed en förutsättning för att begränsa studier till individnivån eller utvidga dem till översiktliga inventeringsstudier på samhällsnivå. (efter Paul Opdam, muntligen).

8. Forskningsbehov

Utvecklingen av ett index för att beskriva och bedöma infrastrukturens fragmenterande påverkan på landskapet förutsätter goda kunskaper om orsakssambanden mellan vägkaraktärer och barriäreffekten. Detta gäller såväl index A som index B. Kunskaperna på detta område är fortfarande mycket bristfälliga. Det har gjorts ett antal studier på bl a hjorddjur, smågnagare och insekter (se sammanfattning i Seiler 1994), men de flesta studierna är endast punktföreteelser och möjliggör inga korrelationer mellan graden av barriärpåverkan till t ex trafikvolymen (se dock Oxley et al. 1974, fig. 7 och 8). Bedömning av barriäreffekten på lokal nivå (ett vägobjekt) kräver kunskaper om populationsstorlek och dynamik av de aktuella djurarterna i området. Dessa populationsparametrar är beroende av storleken på individernas hemområden, individernas reproduktionsförmåga och beteende, vilka i sin tur påverkas av resurstillgången i landskapet (habitatet). Bedömning av fragmenteringseffekten på regional nivå kräver därutöver kunskap om (meta)populationens rumsliga fördelning och utbytet mellan lokala populationer.

Kopplingen mellan individernas beteende och vägkaraktärer å ena sidan och landskapets biotopstruktur å andra möjliggör (och kräver) att forskningsbehovet tillfredställs från två olika håll: För att förstå mekanismerna i barriär- och fragmenteringspåverkan krävs det kvantitativa studier på populationsekologisk och beteendekologisk nivå. Dessa studier involverar t ex individmärkning av djur, fångst-återfångst, data insamling via jakt eller radiotelemetri. Mönstren i korrelationen mellan landskapsstrukturer och djurens populationsdynamik studeras däremot med hjälp av översiktliga inventeringar och karteringar (kvalitativa studier). Forskningen bör också avse olika rumsliga (och tidsmässiga) skalor: från regional (och interregional) skala ner till lokal skala.

Modellstudier

Ett tidsbesparande komplement till fältundersökningar är simuleringsmodeller. I en simuleringsmodell kan landskapsstruktur, vägkaraktär och organismernas ekologi varieras i olika etapper. Detta möjliggör identifikation och i viss mån även kvantifiering av de parametrar som är mest betydelsefulla för fragmenteringseffekten. Olika scenarier (effekt av olika utvecklingsalternativ för infrastrukturen) kan studeras och jämföras och därmed vara rådgivande i planeringssammanhang. En simuleringsmodell förutsätter, liksom fragmenteringsindexet, kvantifiering av variablerna och det är där osäkerheten i modellen ligger. I motsats till indexet möjliggör modellen dock bedömning av vikten av olika kvantifieringsalternativ. Modellen kan därmed vara ett bra komplement till indexet.

Populationsekologi

Mekanismerna i fragmenteringspåverkan kan studeras på individnivå, men för att kunna bedöma effekterna bör forskningen avse populationsekologiska parameter. Arbetet fokuseras lämpligen på indikatorarterna. Valet av indikatorart avgör till stor del vilka studier som kan bedrivas på ett kostnadseffektivt sätt. Det finns en del inventeringsstudier och telemtridata från tidigare forskning på t ex älg och rådjur som skulle kunna användas i korrelativa studier (Göran Cederlund, Olov Liberg, muntligen). Liknande gäller inventeringsdata (t ex inom PMK-projektet eller fågelinventeringar). I de flesta fall behövs det dock nya inventeringar som tar särskild hänsyn till fragmenteringsaspekter. Forskning

på landskapsskala är i regel mycket dyra och kräver långtids studier. Genom samarbete med pågående projekt (t ex telemetriprojekt hos de stora rovdjuren eller inom älgforskning) kan denna typ av forskning dock bli kostnadseffektiv. Till en del kommer även framtida MKB-uppföljningsprojekt att bidra till ökad kunskap om mekanismerna (t ex Seiler & Folkesson 1996).

Landskapsekologi

Forskningsprojekt inom landskapsekologiskt område kräver i hög grad användning av GIS-teknik. Samkörning av databaser från t ex Vägverket, Banverket, polismyndigheter och Lantmäteriverket ger möjlighet att korrelera rums- och tidsbaserad information om bl a trafikflöde, viltstängsel och viltolyckor med landskapsstruktur och fragmenteringsgrad. Inventeringsdata (som samlats in för populationsekologiska studier) kan också samköras med dessa databaser. Jämförande studier med andra länder inom Norden och Europa (se fig. 1) kan bidra till att identifiera tröskelvärden i vägkaraktären (dvs. vägtäthet, trafikflöde m m) för biologisk mångfald.

9. Slutbedömning

Jag bedömer att det är fullt möjligt att tillskapa ett index som beskriver infrastrukturens fragmenteringseffekt på landskapet och den biologiska mångfalden. Ett sådant index skulle kunna vara ett mycket användbart verktyg i planering av infrastruktur på landskapsnivå. Komplexiteten i fragmenteringseffekten är dock stor. Det förutsätter mycket bättre kunskaper om mekanismerna för att kunna sammanfatta och förenkla effekterna i ett index. Det innebär att en första version av ett sådant index skulle kunna tillämpas efter kanske tre till fyra års forskningsarbete. Första rekommendationer för operativa mål kan ges tidigare. Det vore önskvärd att i en pilotstudie testa de föreslagna indexmetoderna för ett exemplariskt eller simulerat landskap. Detta skulle kunna bidra till att avgränsa de mest relevanta forskningsuppgifterna.

Index A bygger på en kategorisering och värdering av miljötyper och effekter. Denna kategorisering förutsätter inga detaljkunskaper och kan därför endast betraktas som ett grovt (men användbart) verktyg. Indexet beskriver mönster i landskap och infrastruktur utan att kunna förklara mekanismerna som orsakade dessa. Begränsningen i indexet ligger i dess skalberoende; vägattributen och karaktärsområdena är specifika för den skalan de utvecklades för. Index B är skaloberoende och snarare analytiskt än deskriptivt. Indexet bygger på kvantifieringar av de olika påverkningar och kräver därmed en särskild god kunskapsbasis. Indexet kan tillämpas för att analysera fragmenteringssituationen i landskapet på ett vetenskapligt sätt, men är troligen mindre lämpat som verktyg i planeringsprocessen.

Tolkningen av indexvärdena (definition av tröskelvärdena) sker lämpligen utifrån indikatorarter. Även här är dock dagens kunskaper mycket bristfälliga. Utvecklingen av ett tillförlitligt fragmenteringsindex kräver omfattande forskning både på landskapsekologisk- och på populationsekologisk nivå. Det behövs forskningsprojekt som analyserar mekanismerna i fragmenteringseffekten på enskilda utvalda arter. Det saknas vidare en metodutveckling för GIS-baserade strukturanalyser på landskapsnivå. Eftersom fragmenteringsproblematiken berör såväl ekologiska som geografiska aspekter bör

forskningen genomförs som ett interdisciplinärt samarbetsprojekt och involvera ekologer, landskapsarkitekter och geografer. Med tanke på den aktualitet som fragmenteringsproblematiken har i åtminstone Europa, så vore ett europeiskt samarbetsprogram mycket önskvärt.

10. Referenser

- Aaris-Sørensen J. 1987. Past and present distribution of badgers (*Meles meles*) in the Copenhagen Area. - *Biol. Conserv.* 41: 159-165.
- Aaris-Sørensen J. 1995. Road kills of badger in Denmark. - *Ann. Zool. Fennici* 32: 31-36.
- Ahlén, I. & Tjärnberg, M. (red.), 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta. — ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Almkvist, B., André, T., Ekblom, S. & Rempler, S.-A., 1980. Viltolycksprojektet (VIOL): Slutrapport. — Statens Vägverk, Utvecklingssektionen 1980-05 (TU 146).
- André, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. — *Oikos* 71:355-366.
- Anonymus 1978. Autoroute et grand gibier. - CTGREF, Groupement Technique Forestier, Note technique. 42: 41 pp.
- Anonymus 1987. Highway and Wildlife Relationships (Routes et Faune Sauvage). Proceedings (Actes du colloque), Conseil de l'Europe, 5 - 7 Juin 1985, Ministère délégué chargé de l'environnement, Strasbourg.
- Anonymus 1988. Wilddurchlässe bei Strassen: Literaturdokumentation. - Dokumentationsstelle für Wildforschung, Bundesamt für Forstwesen, Zürich.
- Baudry, J. & Merriam, G. 1988. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. - In: Schreiber K. F. (ed.), *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology"*. 29: 23-28. Münstersche Geographische Arbeiten, Münster..
- Bekker, H. & Vastenhout, M., 1995. Natuur over wegen. Nature across motorways. — Rijkswaterstaat (RWS), Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), Delft, Holland.
- Aaris-Sørensen J. 1995. Road kills of badger in Denmark. - *Ann. Zool. Fennici* 32: 31-36.
- Bennett A. F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. - I: Saunders D. A. och Hobbs R. J. (eds.), *Nature conservation 2: The role of corridors*. Surrey Beatty & Sons. p. 99-118.
- Bevanger, K. & Lindström, E.R. 1995. Distributional history of the European badger i Scandinavia during the 20th century. — *Ann. Zool. Fennici* 31: 3-9.
- Broekhuizen S., Hoff C. A., Maaskamp van'T F. & Pauswels T. 1986. Het belang van heggen als gelding voor migrerende dassen (*Meles meles*). - *Lutra* 29: 54-55.
- Bäckman L., Göransson G., Knutsson G. & Rühling Å. 1978. Vägars inverkan på omgivande natur. Sammanfattning. - SNV PM 1178, Statens naturvårdsverk, Stockholm. 29 pp.
- Bäckman L., Knutsson G. & Rühling Å. 1979. Vägars inverkan på omgivande natur. I. Vegetation. - SNV PM 1068, Statens naturvårdsverk, Stockholm.
- Clark, J. D., Dunn, J.E. & Smith, K.G. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. — *J. Wildl. Manage.* 57 (3): 519-526.
- Cook, E. A. & Van Lier, H.N., 1994. Landscape planning and ecological networks - an introduction. — *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Ericson, L. & Hansson, L., 1993. Indikatorer på biologisk mångfald i skogslandskapet. — Naturvårdsverket, Mimeogr. 23p.
- Gjelstrup P. 1992. Grøftekanten. - *Natur og Museum* 31 (2): 1-31.
- Griffiths, H. I., Griffiths, C.A. & Thomas, D.A. 1993. The Bader: An assessment of population status, conservation needs and management requirements of the species in the Western Palearctic. Council of Europe, Strasbourg, 1993.

- Gustavsson, R. & Ingelög, T., 1994. Det nya landskapet. — Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Göransson G., Karlsson J. & Lindgren A. 1979. Vägars inverkan på omgivande natur. II. Fauna. - SNV PM 1069, Statens naturvårdsverk, Stockholm. 124 pp.
- Harms W. B. & Knaapen J. P. 1988. Landscape planning and ecological infrastructure: the Randstad study. - I: Schreiber K. F. (ed.), Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münstersche Geographische Arbeiten, Münster. 29: 163-167.
- Harris L. D. 1984. The applicability of insular biogeography. - I: The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Univ. of Chicago Press, Chicago and London. p. 71-92.
- Harris L. D. & Gallagher P. B. 1989. New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors. - I: Mackintosh G. (ed.), In defense of wildlife: Preserving communities and corridors. Defenders of Wildlife, Washington. p. 11-34.
- Harrison, S. & Fahrig, L., 1995. Landscape pattern and population conservation. - Mosaic landscapes and ecological processes., Chapman & Hall, London.
- Herrmann M. 1991. Säugetier im Saarland: Verbreitung, Gefährdung und Schutz. - I: Schriftenreihe des DBV. Michel Verlag, Ottweiler -166.
- Klein D. R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. - Science 173: 393-398.
- Knutsson, G., Bäckman, L., Hedgren, S., Rühling, Å. & Tyler, G., 1974. Vägars inverkan på omgivande natur. Litteraturöversikt. — SNV PM, Naturvårdsverket 476 .
- Kolasa, J. & Rollo, C. D. 1991. The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. - In: Kolasa J. and Pickett S. T. A. (eds.), Ecological heterogeneity p. 1-23. Springer Verlag, New York.
- Landres, P. B., Verner, J., Thomas, J.W., 1988. Ecological use of vertebrate species: a critique. — Conserv. Biol. 2 : 316-328.
- Levins R. 1970. Extinctions. - I: Some mathematical questions in biology. Lectures on mathematics in the life sciences. American Mathematical Society, Providence. R.I. 2: 75-108.
- Li, H. & Reynolds, J.F., 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. — Landscape Ecology 8 (3): 155-162.
- Mader H. J. & Pauritsch G. 1981. Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Strassen und Feldwegen auf die Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzversuche. - Natur Landschaft 56: 451-454.
- Mader H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. - Biol. Conserv. 29: 81-96.
- Mader H. J. 1988. The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. - I: Schreiber K. F. (ed.), Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münstersche Geographische Arbeiten, Münster. 29: 97-100.
- Mader H. J., Schell C. & Kornacker P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. - Biol. Conserv. 54: 209-222.
- May R. M. 1989. Levels of organisation in ecology. - I: Chernet J. M. (ed.). Ecological concepts. Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 339-364.
- McLellan B. N. & Schackleton D. M. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. - J. Appl. Ecol. 25: 451-460.
- Mech L. D., Fritts S. H., Radde G. L. & Paul W. J. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. - Wildl. Soc. Bull. 16: 85-87.
- Merriam G. 1988. Landscape dynamics in farmland. - TREE 3: 16-20.
- Merriam G., Kozakiewicz M., Tsuchiya E. & Hawley K. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. - Landscape Ecol. 2: 227-235.
- Musick, H. B. & Grover, H.D., 1991. Image Textural Measures as indices of landscape pattern. — Quantitative methods in landscape ecology., Springer, Berlin.
- Muskens G.J.D.M. & Broekhuizen, S. 1993. Migratie bij Nederlandse dassen (*Meles meles*). — IBN-rapport 003, Wageningen.

- Nihlén, J., 1966. Landskapsvård: Vår tid formar landskapet. — Samfundet för Hembygdsvård, Tryckericentralen, Borås.
- Noss R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. - *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- O'Neill R. V., DeAngelis D. L., Waide J. B. & Allen T. F. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. - Princeton Univ. Press, Princeton, NJ. 253 pp.
- O'Neill, R. V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. & Graham, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. — *Landscape Ecology* 2 : 63-69.
- Opdam, P., Apeldoorn, R. Van, Schotman, A. & Kalkhoven, J., 1993. Population responses to landscape fragmentation. — *Landscape ecology of a stressed environment.*, Chapman & Hall, London.
- Oxley D. J., Fenton M. B. & Carmody G. R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. - *J. Appl. Ecol.* 11: 51-59.
- Pettersson, B. & Eriksson, I.-M., 1995. Miljökonsekvensbeskrivning för vägar - handbok. — Vägverket Division Väg & Trafik, Borlänge.
- Reck H. & Kaule G. 1993. Straßen und Lebensräume. - In: *Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik.* Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Strassenbau, Bonn-Bad Godesberg. Heft 654.
- Reijnen., M.J.S.M, Veenbaas, G. & Foppen, R.P.B. 1995. Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. – Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research, Delft, The Netherlands.
- Saunders D. A. & Hobbs R. J. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? - I: Saunders D. A. & Hobbs R. J. (eds.), *Nature conservation 2: The role of corridors.* Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton. p. 421-427.
- Seiler, A. 1994. Ekologiska konsekvenser av väganläggningar: en litteraturöversikt. – Grimsö Stencil.
- Seiler, A. & Eriksson, I.-M., 1995. New approaches to integrate landscape ecological concepts in road planning in Sweden. – I: *Proceedings of the International Conference on Habitat fragmentation and Infrastructure.*, Maastricht+Den Haag, The Netherlands, Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
- Seiler, A. & Folkesson, L., 1996. Förslag till program för MKB-uppföljning av ny Rv-31, Bogla-Öggestorp: Fauna och Flora., Grimsö forskningsstation, SLU och VTI.
- Seiler, A. i tryck. Ekologiska effekter av vägar och järnvägar. – I: *Ekologisk bedömning vid planering av vägar och järnvägar.* – Vägverket & Banverket, Borlänge 1996.
- Skage, O. R. & Nilsson, S., i tryck. Planeringsprocessen och de landskapsekologiska aspekterna i MKB. Borlänge, Vägverket och Banverket.
- Skogsstyrelsen 1994. Signalarter i projekt Nyckelbiotoper. Jönköping.
- Soulé M. E. (editor) 1987. *Viable populations for conservation.* - Cambridge University Press, Cambridge.
- Stottele T. & Sollmann A. 1992. Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßen. - *Schriftenreihe des Hessischen Landesamtes für Straßenbau*, Wiesbaden. Heft 107.
- Sveriges Nationalatlas 1992. *Infrastrukturen - förvaltning, kommunikationer, energi.* SNA 1992
- Turner, M. G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. — *Annual Review of Ecology and Systematics* 20 : 171-179.
- Van der Zande A. N., ter Keurs W. J. & van der Weijden W. J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - Evidence of a long-distance effect. - *Biol. Conserv.* 18: 299-321.
- Van Selm A. J. 1988. Ecological infrastructure: a conceptual framework for designing habitat networks. - I: Schreiber K. F. (ed.), *Connectivity in landscape ecology.* Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münstersche Geographische Arbeiten, Münster. 29: 63-66.

- Verboom, J., Metz, J.A.J. & Meelis, E., 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. — *Landscape ecology of a stressed environment*, Chapman & Hall, London.
- Verkaar, H. J., Bekker, G.J., 1995. The significance of migration to the ecological quality of civil engineering works and their surroundings. — *Nature engineering and civil engineering works*, Pudoc, Wageningen.
- Vägverket, 1994. Nationell Väghållningsplan 1994 - 2003: Miljökonsekvensbeskrivning. Borlänge, Vägverket.
- Wiens J. A. 1976. Population response to patchy environments. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 7: 81-120.
- Wiens J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. - *Functional Ecol.* 3: 385-397.
- Wiertz, J., 1993. Fluctuations in the Dutch Badger (*Meles meles*) population between 1960 and 1990. — *Mammal Rev.* 23 (1): 59-64.
- Zonneveld, I., 1994. Landscape ecology and ecological networks. — *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Ås, S., Bengtsson, J., Ebenhard, T., 1992. Archipelagoes and theories of insularity. *Ecological Principles of nature conservation*. (L. Hansson, ed.), Elsevier Applied Science, London, 201-251.