

Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung

Bei den Auswirkungen von Landschaftszerschneidung bestehen Schwellenwerte. Wo sie genau liegen, ist jedoch kaum zu ermitteln. Um dieser Unsicherheit zu begegnen, sind vorsorgeorientierte Methoden zur Steuerung der Landschaftszerschneidung notwendig.

Jochen Jaeger, Rolf Holderegger

Thresholds of Landscape Fragmentation

GAIA 14/2 (2005): 113–118

Abstract

Landscape fragmentation adversely affects wildlife populations by reducing the amount and quality of habitat, increasing the number and strength of barriers to movement, enhancing mortality due to collisions with vehicles, and breaking up the remaining habitat into smaller pieces. All four mechanisms exhibit critical thresholds, below which the population is prone to a much higher risk of extinction. However, empirical determination of these thresholds in real landscapes (e. g., by using molecular-genetic methods) is very difficult due to long time lags in population reactions ("extinction debt"), and due to many confounding ecological variables. As a consequence, better policies, decision-making procedures, and planning tools are needed that are based on the precautionary principle and on prospective simulation models, e. g., quantitative environmental standards limiting the degree of landscape fragmentation and precautionary assessment criteria.

Keywords

barrier effect, connectivity, demographic stochasticity, extinction thresholds, gene flow, habitat fragmentation, inbreeding, landscape fragmentation, minimum viable population size, population persistence, population viability analysis (PVA), roads, traffic mortality

Kann man die Folgen von neuen Verkehrswegen und steigendem Verkehrsaufkommen dadurch abschätzen, indem man die bisher beobachteten Folgen linear extrapoliert? Oder muß ab einem bestimmten Punkt mit überproportionalen Auswirkungen gerechnet werden? Dieser Unterschied ist wichtig, weil im zweiten Fall das Ausmaß der Auswirkungen kaum vorherzusehen ist (Abbildung 1).

Dieser Beitrag trägt für das Beispiel von Wirkungen der Landschaftszerschneidung auf Tierpopulationen Anzeichen für die Existenz von Schwellenwerten zusammen; er diskutiert die Schwierigkeiten bei der empirischen Identifikation von Schwellenwerten in realen Landschaften und zeigt die Konsequenzen der Existenz von Schwellenwerten sowie der Schwierigkeiten ihrer Bestimmung für Verkehrsplanung und Naturschutz auf.

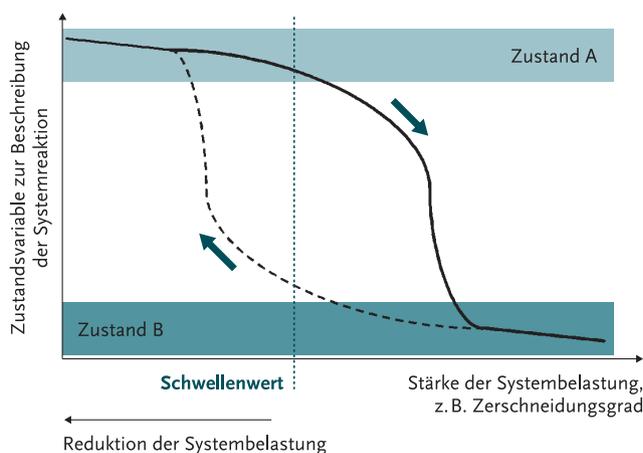


ABBILDUNG 1: Funktionsprinzip von Schwellenwerten mit unterschiedlich verlaufendem Hin- und Rückweg. Ausgehend von Zustand A reagiert das System, zum Beispiel eine intakte Tierpopulation, bei zunehmender Einwirkung von außen, etwa durch Straßenbau, zunächst nur schwach. Sobald der Schwellenwert („point of no return“) für das Verlassen von Zustand A überschritten wird, kippt das System in den Zustand B: Die Tierpopulation ist stark reduziert oder verschwunden. Eine Rückkehr zum vorherigen Zustand (gestrichelte Linie) ist – wenn überhaupt – nur bei starker Reduktion der Einwirkungen und weiteren unterstützenden Maßnahmen, wie Wiederansiedlungen, möglich.

Kontakt: Dr. Jochen Jaeger | ETH Zürich | Departement Umweltwissenschaften | Professur für Natur- und Landschaftsschutz, ETH Zentrum, HG F 27.6 | CH-8092 Zürich | Tel.: +41 / 1 / 632 08 26 | Fax: +41 / 1 / 632 13 80 | E-Mail: jochen.jaeger@env.ethz.ch

Dr. Rolf Holderegger | Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL | CH-8903 Birmensdorf | E-Mail: rolf.holderegger@wsl.ch

Schwellenwerte

Die vier Hauptwirkungen von Verkehrswegen auf Tierpopulationen sind Habitatverlust, Verkehrsmortalität, Trennung von (Teil-)Lebensräumen und die Zerteilung von Populationen (Abbildung 2). Diese Wirkungen führen zu geringeren Populationsdichten und schließlich zum Erlöschen von Populationen. Jede zeigt bereits für sich allein einen Schwellenwert, wie die folgenden Ausführungen und Beispiele belegen.

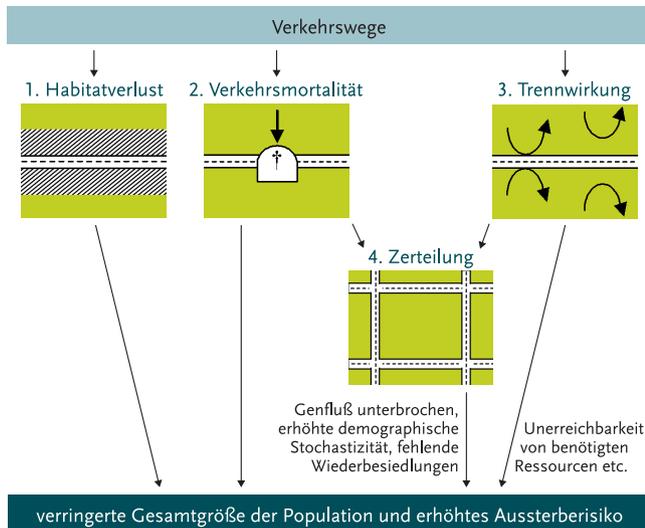


ABBILDUNG 2: Die vier Hauptwirkungen von Verkehrswegen auf Tierpopulationen (verändert nach Jaeger et al. 2005 a). Verkehrsmortalität (2) und Trennwirkung (3) tragen zur Zerteilung und Isolation (4) von Populationen bei. Jede der vier Wirkungen weist bereits für sich alleine Schwellenwerte auf.

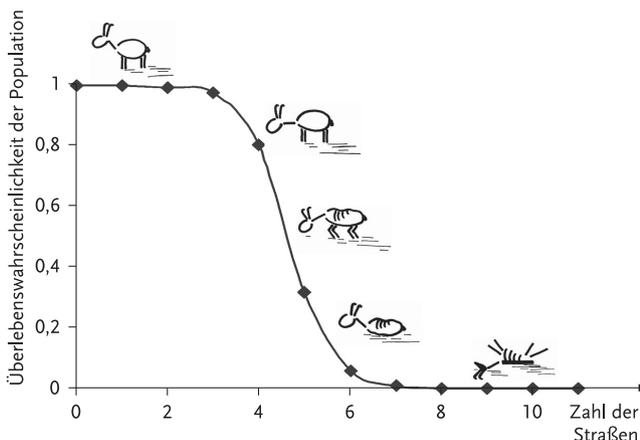


ABBILDUNG 3: Form der Schwellenwerte für die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Tierpopulation in Abhängigkeit vom Grad der Landschaftszerschneidung durch Straßen (Hinderniseffekt und Verkehrsmortalität). Resultate aus einem artunabhängigen Simulationsmodell (Daten aus Jaeger et al. in Vorb.). Die Lage des Schwellenwerts hängt von der Stärke der Barrierewirkung ab: Wie stark meiden die Tiere die Straße, beziehungsweise wie oft unternehmen sie einen Überquerungsversuch, und wie viele Individuen werden auf der Straße getötet? Auch Zerteilung allein – ohne Verkehrsmortalität, zum Beispiel aufgrund von Abzäunung – zeigt diesen Schwellenwert.

Habitatverlust: Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Tierpopulationen als Funktion von Habitatfläche und -qualität weist einen Schwellenwert auf (Fahrig 2002). Wenn die minimale Habitatgröße unterschritten wird, werden die natürlicherweise auftretenden Schwankungen der Individuenzahl im Verhältnis zur Populationsgröße so groß, daß die Überlebenswahrscheinlichkeit schnell absinkt. Umweltschwankungen tragen zur Vergrößerung dieser Schwankungen und des Aussterberisikos bei. Außerdem kann Inzucht die Fitneß der Individuen verringern (siehe *Zerteilung (c)*).

Die minimale Populationsgröße für ein längerfristiges Überleben (*MVP = minimum viable population size*) kann mit Hilfe von Computersimulationen geschätzt werden (Reed et al. 2003). Vielfach wird in der Literatur artunabhängig eine effektive Populationsgröße N_e von 500 angegeben. Diese Kenngröße bei idealen Fortpflanzungsverhältnissen, wie idealer Beteiligung an der Fortpflanzung oder idealer Fortpflanzungserfolg, entspricht einer realen Population mit etwa 5000 Adulten (Frankham 1995).

Verkehrsmortalität: Wenn die Gesamtsterblichkeit aufgrund von Kollisionen mit Fahrzeugen die Geburtenrate übersteigt, ist die Population nicht dauerhaft überlebensfähig. Hiervon betroffene Arten sind unter anderem Dachse (*Meles meles*) (Van der Zee et al. 1992), Fischotter (*Lutra lutra*) (Hauer et al. 2002) und verschiedene Arten von Schildkröten (Gibbs und Shriver 2002).

Trennwirkung: Viele Tiere benötigen Zugang zu verschiedenen Ressourcen an jeweils verschiedenen Orten (zum Beispiel Amphibienwanderwege zwischen Sommer- und Winterhabitaten). Wenn die Verbindung durch eine Barriere unterbrochen wird, kann die Population nicht überleben.

Zerteilung:

- Die Zerteilung von Populationen in voneinander isolierte Teilpopulationen führt zu erhöhter Aussterbewahrscheinlichkeit, die auch durch die höhere Zahl der Teilpopulationen nicht ausgeglichen wird.
- Dieser Effekt kann durch Wiederbesiedlung der leergewordenen Habitate aus besetzten Nachbarhabitaten gemildert werden, so daß die Gesamtpopulation (Metapopulation) überlebensfähig ist, wenn die Besiedlungsrate groß genug ist (Levins 1969). Abbildung 3 zeigt anhand von Simulationsergebnissen, wie sich der Schwellenwert der Wirkungen von (a) und (b) theoretisch verhält.
- Steigende Zahl und zunehmende Stärke der Barrieren verringern den Genfluß (Box 1). Mit der Verkleinerung und zunehmenden Isolation der Habitate steigt die Inzuchtwahrscheinlichkeit, was die Fitneß der Individuen schwächen kann. Langfristig kann dies die Anpassungsfähigkeit einer Art gegenüber Störungen und Umweltveränderungen verringern. Genetisch isolierte Populationen werden dementsprechend von der *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)* dadurch definiert, daß zwischen ihnen ein demographischer oder genetischer Austausch von

nur einem oder weniger als einem Individuum pro Jahr stattfindet (IUCN 2001). Die Isolation von Populationen ist bei der Erstellung von Roten Listen ein wichtiges Entscheidungs- und Einteilungskriterium.

Nach neueren Berechnungen von Reed et al. (2003) umfaßt die MVP für eine Luchspopulation (*Lynx lynx*) 6 563 Adulte für eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 99 Prozent über 40 Generationen. Da es in Mitteleuropa den dafür benötigten Raum nicht als zusammenhängende Fläche gibt, kann nur eine Metapopulation über Ländergrenzen hinweg diese Größe erreichen (siehe Frank et al. 2005, in diesem Heft). Die Straßenmortalität ist der wichtigste Isolationsmechanismus für Luchse in Mitteleuropa, schwerwiegender als die begrenzte Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten (Kramer-Schadt et al. 2004).

Feldhasen (*Lepus europaeus*), einst eine der häufigsten Wildtierarten Mitteleuropas, meiden in aller Regel die Nähe von Siedlungen und verkehrsreichen Straßen. In fragmentierten Landschaften mit kleinen, isolierten Lebensräumen sind kaum noch Feldhasen anzutreffen (Pfister et al. 2002). Heute steht der Hase in der Schweiz bereits auf der Roten Liste. In Deutschland wurde er in mehreren Bundesländern auf die Vorwarnliste gesetzt oder als gefährdet eingestuft.

Für Wölfe (*Canis lupus*) in Wisconsin sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit bei einer Straßendichte von 0,45 km/km² auf 50 Prozent; spätestens ab einer Dichte von 1,0 km/km² kommen keine Wölfe mehr vor (Mladenoff et al. 1999).

Übertragung auf reale Landschaften

Um Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung zu erfassen, muß der Grad der Zerschneidung in realen Landschaften quantitativ gemessen werden. Dabei bestehen zwei Schwierigkeiten:

Zunächst ist zu klären, in welcher Weise Siedlungsflächen zur Landschaftszerschneidung beitragen. Sie stellen ebenfalls Barrieren dar, doch die meisten älteren Vorschläge zur Messung der Landschaftszerschneidung, wie die Straßendichte (Länge der Straßen pro Quadratkilometer), berücksichtigen die Siedlungsflächen nicht.

Zweitens sind die Wirkungen technischer Infrastrukturanlagen für verschiedene Arten unterschiedlich stark. Daher sollten möglichst viele unterschiedliche Typen des Reaktionsverhaltens einbezogen werden. Landschaftszerschneidung sollte aber gleichzeitig in einer möglichst allgemeinen Form als Umweltindikator einsetzbar sein, um eine unüberschaubare Vielzahl unterschiedlicher, artspezifischer Definitionen zu vermeiden.

Die effektive Maschenweite m_{eff} liefert einen einfachen, nachvollziehbaren und praktikablen Lösungsvorschlag für diese Schwierigkeiten (Box 2), basierend auf zwei vereinfachenden Annahmen: Alle Verkehrswege und Siedlungsflächen beeinträchtigen die ökologischen Beziehungen zwischen den von ihnen zerschnittenen Lebensräumen, und innerhalb der verbleibenden Flächen sind die ökologischen Verbindungen ungestört.

BOX 1: Empirische Untersuchungen zur genetischen Isolation von Teilpopulationen

Grasfrösche: Autobahnen und Bahnstrecken erhöhen die genetische Distanz zwischen den Subpopulationen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) signifikant (Reh und Seitz 1990). Die erhöhte Homozygotie (das heißt, es liegt jeweils ein Paar gleicher Erbanlagen vor) zeigt in von Straßen oder Bahnlinien umgebenen Subpopulationen einen hohen Grad von Inzucht an.

Rötelmäuse: Populationen von Rötelmäusen (*Clethrionomys glareolus*) werden nicht nur durch natürliche Barrieren, wie den Rhein, voneinander genetisch isoliert. So zeigten durch eine Autobahn getrennte Populationen in Baden-Württemberg bereits nach wenigen Jahrzehnten genetische Unterschiede (Gerlach und Musolf 2000).

Laufkäfer: Teilpopulationen des Violetten Laufkäfers (*Carabus violaceus*) werden durch Straßen so stark voneinander isoliert, daß sie bereits nach wenigen Jahrzehnten deutliche genetische Unterschiede aufweisen. Die Stärke der Unterschiede spricht dafür, daß Straßen unüberwindbare Barrieren für den Genaustausch dieser flugunfähigen Käferart darstellen (Keller und Largiadèr 2003).

BOX 2: Effektive Maschenweite m_{eff}

Die effektive Maschenweite m_{eff} basiert auf der Wahrscheinlichkeit, daß zwei zufällig ausgewählte Punkte in einem Gebiet nicht durch Barrieren, beispielsweise durch Siedlungen oder Straßen, getrennt sind. Diese Wahrscheinlichkeit wird durch Multiplikation mit der Gesamtgröße des Gebiets in eine Flächengröße – die effektive Maschenweite m_{eff} – umgerechnet (angegeben in Quadratkilometern). Wenn ein Gebiet in lauter gleich große Flächen zerschnitten wird, so entspricht m_{eff} der Größe dieser Flächen. Mit steigender Landschaftszerschneidung sinkt m_{eff} . Der Wert von m_{eff} liegt zwischen 0 (total zerschnitten oder überbaut) und der Gesamtgröße des Gebiets (völlig unzerschnitten).

Die Berechnungsformel lautet (Jaeger 2000):

$$m_{\text{eff}} = \frac{1}{F_{\text{total}}} (F_1^2 + F_2^2 + \dots + F_i^2 + \dots + F_n^2)$$

n = Zahl der Flächen; F_{total} = Gesamtfläche des Gebiets;

F_i = Größe der Fläche i ($i = 1, \dots, n$).

Der Zerschneidungsgrad kann auch mit der effektiven Maschenweite s (Zahl der Maschen pro 100 Quadratkilometer) dargestellt werden, die bei zunehmender Zerschneidung ansteigt (Jaeger 2002):

$$s = \frac{1}{m_{\text{eff}}}$$

Beispiel: Ein 4 km² großes Gebiet wird durch Verkehrswege in drei Flächen von 2 km², 1 km² und 1 km² zerteilt:

$$m_{\text{eff}} = \frac{1}{4 \text{ km}^2} (2^2 \text{ km}^4 + 1^2 \text{ km}^4 + 1^2 \text{ km}^4) = 1,5 \text{ km}^2$$

$$s = 66,7 \text{ Maschen pro } 100 \text{ km}^2$$

Es gibt drei Haupthindernisse, um die Schwellenwerte empirisch zu bestimmen:

- *Erstens* beeinflussen zahlreiche ökologische Faktoren, zum Beispiel die Größe und räumliche Verteilung der Habitate, >

die Habitatqualität, die Mortalitäts- und Geburtenrate oder die Immigrations- und Emigrationsrate, die Lage der Schwellenwerte. Die verschiedenen Einflüsse können sich zudem gegenseitig verstärken oder abschwächen. Um diese Faktoren statistisch voneinander zu trennen, sind große Datenmengen für viele unterschiedliche Landschaften und über lange Zeiträume erforderlich, die aber nur in seltenen Fällen empirisch erhoben werden können.

- *Zweitens* reagieren Populationen oft mit großer Zeitverzögerung auf eine Zunahme der Landschaftszerschneidung (siehe Jaeger et al. 2005 b, in diesem Heft). Die Schwellenwerte sind möglicherweise längst überschritten, doch die Konsequenzen sind erst Jahrzehnte später sichtbar. Eine lineare Extrapolation der bisher beobachteten Folgen für die Tierwelt ist deshalb unzureichend oder sogar irreführend. Um Tierpopulationen auf dem heutigen Stand halten zu können, ist daher sehr wahrscheinlich der Rückbau mancher bestehender Straßen erforderlich. Um genauere Aussagen zu gewinnen, ist der Einsatz von Computermodellen unumgänglich. Die ökologische Modellierung hat jedoch bisher im deutschen Sprachraum erst relativ geringe Verbreitung gefunden.
- *Drittens*: Die oben genannte Definition der IUCN, ab wann eine Population als isoliert gilt (IUCN 2001), basiert auf der Genflußformel von Sewall Wright, $F_{ST} = 1/(4Nm + 1)$ (Frankham et al. 2004). F_{ST} bezeichnet die genetische Differenzierung von Populationen und Nm den Genfluß oder die Migration (N = Populationsgröße, m = Anteil der immigrierten Individuen). Wenn der Genfluß eingeschränkt wird, nimmt die genetische Differenzierung zu. Wright zeigte, daß die unabhängige Evolution einer Population einen Genfluß $Nm \leq 1$ Migrant pro Generation voraussetzt. Die Anwendbarkeit der Genflußformel wird jedoch durch mehrere, unter natürlichen Verhältnissen unwahrscheinliche Annahmen eingeschränkt, zum Beispiel durch die nicht distanzabhängige Migrationswahrscheinlichkeit. Die praktische Bedeutung dieses theoretischen Maßes wurde deshalb während der letzten Jahre kontrovers diskutiert (Whitlock und McCauley 1999). Populationen differenzieren sich über viele Generationen und längere Zeiträume hinweg. Wrights Formel zeichnet also ein historisches Bild. Zwei Populationen einer langlebigen Säugetierart, die kürzlich durch Landschaftszerschneidung voneinander isoliert wurden, können noch immer einen Nm -Wert > 1 aufweisen, was aber nicht mehr dem aktuellen Genfluß entsprechen muß. Empirische Studien haben gezeigt, daß selbst Nm -Werte ≈ 10 kaum ausreichen, um Populationen hinlänglich miteinander zu verbinden (Frankham et al. 2004). Die Verwendung des Schwellenwerts $Nm = 1$ in der Praxis ist daher umstritten.

Aus diesen Gründen wird es – wenn überhaupt – nur für einzelne Arten in bestimmten Landschaftstypen möglich sein, Schwellenwerte zu ermitteln. Deshalb ist ein vorsorgeorientierter Ansatz nötig (siehe unten), um Landschaftszerschneidung in eine wünschenswerte Entwicklungsrichtung zu lenken.

Validierung von Landschaftsstrukturmaßen

Für viele Landschaftsstrukturmaße ist heute noch nicht aufgeklärt, welche biologische Relevanz sie haben (Li und Wu 2004). Nötig wäre deren exemplarische Validierung mittels empirisch erhobener Daten, zum Beispiel in einem typischen Landschaftsausschnitt des Schweizer Mittellandes. Hier kann die Populations- und Naturschutzgenetik Wesentliches beitragen. Die Molekulargenetik kann Daten zur Isolierung oder Fragmentierung über verschiedene geographische und zeitliche Räume liefern (Holderegger et al. im Druck). Mit den herkömmlichen Methoden indirekter oder direkter Beobachtung lassen sich ähnliche Aussagen kaum gewinnen. Genetische Resultate können darüber Aufschluß geben, ob sich die aktuellen Migrationsverhältnisse von Rehen (*Capreolus capreolus*) aufgrund eines Autobahnbaus ändern, ob und wie sich der Zerschneidungseffekt mit der Zeit verstärkt, welche Auswirkungen der Gen- oder Individuenaustausch mit Populationen im Hinterland fernab der Autobahn hat oder wie effektiv Grünbrücken längerfristig sind. Referenzräume, wie eine ähnliche Landschaft ohne Autobahn, dienen dabei zur quasi experimentellen Kontrolle.

Entsprechende Studien sind in den USA und in Europa kürzlich angelaufen. Erste Resultate zeigen, daß der Individuen- oder Genaustausch oft größer ist, als es die Landschaftsstruktur vermuten läßt. Allerdings scheint sich der Isolationsgrad nach genetischen Untersuchungen und traditionellen Beobachtungsmethoden oft erheblich – aber nicht in systematischer Weise – zu unterscheiden. Zahlreiche empirische Studien erfassen jedoch nur die Migration, obwohl Individuenaustausch *ohne* Genaustausch aus biologischer Sicht letztlich bedeutungslos ist (Frankham et al. 2004).

Die Populations- und Naturschutzgenetik kann kein absolutes, einfach zu handhabendes Maß zur Verfügung stellen, um zu entscheiden, wann Landschaftszerschneidung in Populationsisolation mündet. Praktisch wird die Genetik deshalb nur in Einzelfällen direkt für die Erfassung von Fragmentierung und Isolation herangezogen werden, wobei der Vergleich mit Referenzräumen nötig ist. Molekulargenetische Methoden eignen sich hingegen zur Validierung der biologischen Bedeutung einfach zu errechnender struktureller Maße der Landschaftszerschneidung, die dann flächendeckend eingesetzt werden können.

Vorsorgeorientierte Grenz- oder Zielwerte

Auch ohne vollständiges Wissen müssen heute geeignete Bewertungskriterien entwickelt und Grenz- oder Zielwerte für die Landschaftszerschneidung festgelegt werden (Abbildung 4). Wirkungsorientierte Bewertungskriterien, wie die Verkehrsmortalität, sollten durch gefährdungsorientierte Kriterien, wie den Grad der Landschaftszerschneidung, ergänzt werden. Gefährdungsorientierte Kriterien liegen in der Kausalkette näher am Eingriff. Sie können dadurch einzelnen Landschaftseingriffen leichter zugeordnet werden als direkte Wirkungskriterien, bei denen der Einfluß der

Landschaftszerschneidung durch andere Einwirkungen überlagert ist, zum Beispiel durch Wirkungen aus der Landwirtschaft auf die Populationsdichte von Feldhasen. Hier ist der Grad der Landschaftszerschneidung von zentraler Bedeutung. Für ihn lassen sich Istwerte ermitteln, die mit Sollwerten vergleichbar sind.

Solche Vorgaben werden von Verwaltungen auf allen politischen Ebenen dringend benötigt (Jaeger 2001 a, Penn-Bressel 2005, in diesem Heft), denn Maßnahmen müssen eindeutig begründbar sein. Es gibt zur Festlegung von Grenz- und Zielwerten zahlreiche Pro- und Kontra-Argumente (Jaeger 2002), die genauer aufgearbeitet werden sollten. Für den Grenzwertansatz spricht, daß auch in anderen umweltrelevanten Bereichen ähnliche Schwierigkeiten bei der Festlegung von Grenzwerten erfolgreich überwunden worden sind.

Folgerungen

Die bisherigen Forschungsergebnisse zeigen, daß bei den Auswirkungen der Landschaftszerschneidung Schwellenwerte bestehen. Es ist jedoch nicht bekannt, wo sie liegen; und sie differieren je nach Landschaft. Daher können die Folgen zunehmender Landschaftszerschneidung, die in ihrem vollen Umfang erst nach Jahrzehnten sichtbar werden, nicht durch lineare Extrapolation der bisher beobachteten Folgen abgeschätzt werden. Vielmehr müssen neue, vorsorgeorientierte Methoden für den Umgang mit dieser Unsicherheit entwickelt werden (Young 2001). Politik und Gesetzgeber benötigen von der Wissenschaft geeignete Bewertungskriterien, die auch bei unvollständiger Kenntnis der Auswirkungen der Landschaftszerschneidung anwendbar sind.

Der Zerschneidungsgrad darf nicht weiter zunehmen. Entsprechende Umweltqualitätsziele müssen eingeführt werden (siehe Penn-Bressel 2005, in diesem Heft), zum Beispiel in Form eines Moratoriums für weitere Zerschneidungen, um die langfristigen Folgen und Summenwirkungen der bereits erfolgten Zerschneidungen identifizieren zu können und weitere Artenverluste und Lebensraumentwertungen zu vermeiden. Insbesondere gilt es, die zeitlichen Verzögerungen der Auswirkungen genauer zu ermitteln. Sollen Wildtierpopulationen bis 2050 – und darüber hinaus – zumindest auf dem heutigen Stand gehalten werden, so ist hierzu der nötige Rückbau von Verkehrswegen wissenschaftlich abzuschätzen und in die Praxis umzusetzen (für weitere Maßnahmen siehe Jaeger 2004).

Die größten Schwierigkeiten, eine Trendwende in der Landschaftszerschneidung zu erreichen, liegen zum einen im mangelhaften Beitrag der Wissenschaft, den Bedarf von Entscheidungsträgern nach vorsorgeorientierten Bewertungskriterien und -verfahren unter Unsicherheit zu decken; zum anderen werden durch das politische System, durch heutige Planungsverfahren und durch die Öffentlichkeit die schleichenden, kumulativen, nichtlinearen ökologischen Prozesse, deren Folgen erst mit großen Zeitverzögerungen sichtbar werden, völlig unzureichend berücksichtigt (siehe Schupp 2005, in diesem Heft).

Wir danken Diplom-Biologin *Cristina Boschi* für die Zeichnungen in Abbildung 3. Die diesem Aufsatz zugrunde liegenden Forschungsprojekte werden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft durch ein DFG-Forschungsstipendium an J.J. (Förderkennzeichen JA 1105/1-1) und dem Programm *Landschaft im Ballungsraum* der WSL (R. H.) gefördert.

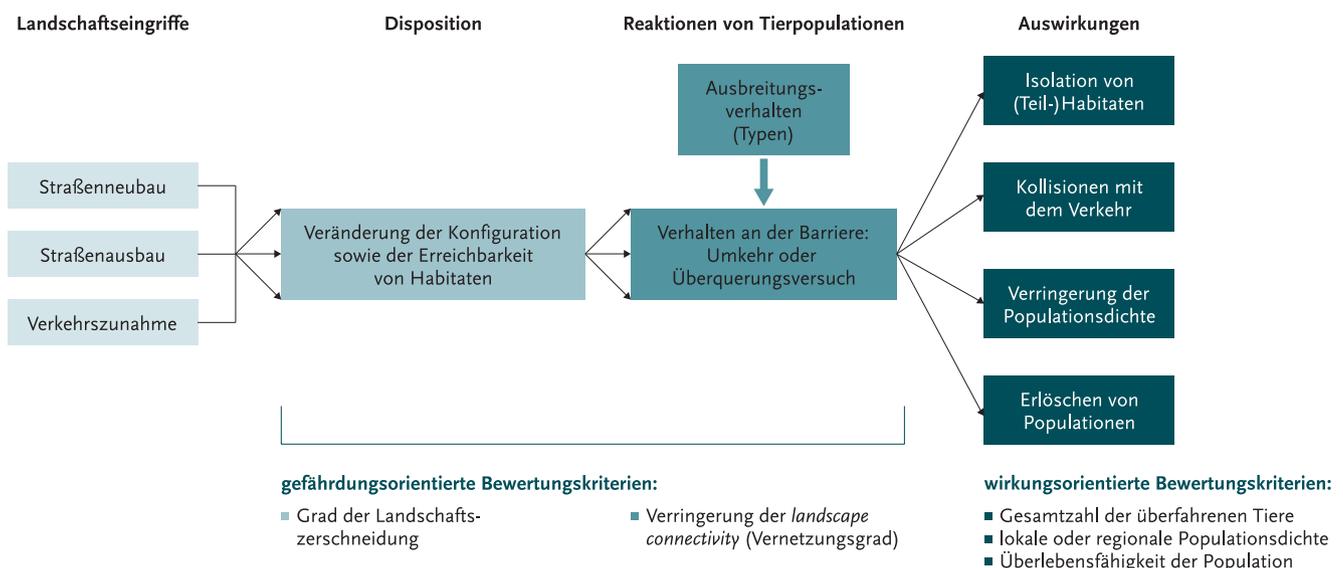


ABBILDUNG 4: Schematische Darstellung der Kausalkette für landschaftszerschneidende Eingriffe und ihre Auswirkungen auf Tierpopulationen (in vier Stufen). Die Disposition bezeichnet das Ausmaß, wie stark eine Einwirkung zur Veränderung der räumlichen und zeitlichen Bezüge in einer Landschaft führt (Jaeger 2001 b). Für eine vorsorgeorientierte Bewertung von Landschaftseingriffen und zur Formulierung von Umweltstandards ist es sinnvoll, die wirkungsorientierten Kriterien durch gefährdungsorientierte Kriterien zu ergänzen, die in der Kausalkette den Auswirkungen vorgelagert sind.

Literatur

- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12: 346–353.
- Frank, K., K. Tluk von Toschanowitz, S. Kramer-Schadt. 2005. Straßen und Wildtierpopulationen in Modellen – Zwei Beispiele für den Beitrag der Modellierung zur Erforschung der Landschaftszerschneidung. *GAIA* 14/2: 107–112.
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: A review. *Genetical Research* 66: 95–107.
- Frankham, R., J. D. Ballou, D. A. Briscoe. 2004. *A primer to conservation genetics*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gerlach, G., K. Musolf. 2000. Fragmentation of landscapes as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology* 14/4: 1066–1074.
- Gibbs, J. P., G. Shriver. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16/6: 1647–1652.
- Hauer, S., H. Ansorge, O. Zinke. 2002. Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from Eastern Germany. *Journal of Zoology* 256: 361–368.
- Holderegger, R., F. Gugerli, C. Scheidegger, P. Taberlet. Im Druck. Integrating genetics with landscape ecology to infer spatio-temporal processes. In: *A changing world: Challenges for landscape research*. Herausgegeben von F. Kienast, R. Gosh, O. Wildi. Dordrecht: Springer.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2001. *IUCN red list categories*. Gland, CH.
- Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15/2: 115–130.
- Jaeger, J. 2001 a. Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. *Natur und Landschaft* 76/1: 26–34.
- Jaeger, J. 2001 b. Ansätze zur Quantifizierung der Landschaftszerschneidung und die Einbeziehung räumlich-funktionaler Zusammenhänge. In: *Rolle und Bedeutung von Modellen für den ökologischen Erkenntnisprozess*. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie vom 1.–3. März 2000. Herausgegeben von F. Jopp, G. Weigmann. Frankfurt am Main: Peter Lang. 115–126.
- Jaeger, J. 2002. *Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung*. Stuttgart: Ulmer.
- Jaeger, J. 2004. Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege und Siedlungsgebiete. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. 14. Ergänzungslieferung. Herausgegeben von W. Konold, R. Böcker, U. Hampicke. Landsberg: Ecomed. Kapitel VII–12.
- Jaeger, J. A. G., J. Bowman, J. Brennan, L. Fahrig, D. Bert, J. Bouchard, N. Charbonneau, K. Frank, B. Gruber, K. Tluk von Toschanowitz. 2005 a. Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329–348.
- Jaeger, J. A. G., L. Fahrig, K. C. Ewald. In Vorb. *Thresholds in species' responses to landscape fragmentation by roads*.
- Jaeger, J., S. Grau, W. Haber. 2005 b. Einführung: Landschaftszerschneidung und die Folgen. *GAIA* 14/2: 98–100.
- Keller, I., C. R. Lurgi. 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 London B* 270: 417–423.
- Kramer-Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand, U. Breitenmoser. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: Modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711–723.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237–240.
- Li, H., J. Wu. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389–399.
- Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, A. O. Wydeven. 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: Logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* 9: 37–44.
- Penn-Bressel, G. 2005. Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. *GAIA* 14/2: 130–134.
- Pfister, H. P., L. Kohli, P. Kästli, S. Birrer. 2002. *Feldhase. Schlussbericht 1991–2000*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 334 – Wildtiere. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Reed, D. H., J. J. O'Grady, B. W. Brook, J. D. Ballou, R. Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113/1: 23–34.
- Reh, W., A. Seitz. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation* 54: 239–249.
- Schupp, D. 2005. Umweltindikator Landschaftszerschneidung – Ein zentrales Element zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik. *GAIA* 14/2: 101–106.
- Van der Zee, F. F., J. Wiertz, C. J. F. Ter Braak, R. C. Apeldoorn. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17–22.
- Whitlock, M. C., D. E. McCauley. 1999. Indirect measures of gene flow and migration. $F_{ST} \neq 1/(4Nm + 1)$. *Heredity* 82: 117–125.
- Young, R. A. 2001. *Uncertainty and the environment: Implications for decision making and environmental policy*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.

Eingegangen am 4. November 2004; überarbeitete Fassung
angenommen am 26. April 2005.

Jochen Jaeger

Geboren 1966 in Eutin, Schleswig-Holstein. Physikstudium, Promotion im Fach Umweltnaturwissenschaften in Zürich. Nach Aufenthalt in Stuttgart und Ottawa seit 2003 wieder an der ETH Zürich. Arbeitsschwerpunkte: Landschaftsökologie, Landschaftszerschneidung und -zersiedelung.



Rolf Holderegger

Geboren 1965 in Männedorf, Zürich. Biologiestudium, Promotion in Naturschutzbiologie in Zürich. Stellvertretender Abteilungsleiter an der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL. Forschungsschwerpunkte: Mikroevolution, Populationsgenetik, Naturschutzbiologie, Biodiversität.

