

# II-5.3

## Landschaftszerschneidung

JOCHEN JAEGER

### Inhalt

1	<b>Warum ist die Landschaftszerschneidung ein Problem?</b> . . . . .	2
1.1	Folgen der Landschaftszerschneidung . . . . .	2
1.2	Zielerklärungen in der Politik und der Bedarf nach Messgrößen . . . . .	2
2	<b>Begriffsklärungen</b> . . . . .	5
2.1	Definitionen . . . . .	5
2.2	Die sechs Fragmentierungsphasen . . . . .	6
2.3	Abgrenzung zu anderen Begriffen . . . . .	8
3	<b>Messung der Landschaftszerschneidung</b> . . . . .	9
3.1	Sinn der Quantifizierung und Übersicht . . . . .	9
3.2	Eignungskriterien für Zerschneidungsmaße . . . . .	10
3.3	Anzahl $n_{\text{UVR}}$ der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UVR) . . . . .	10
3.4	Verkehrsnetzlänge $L$ und -dichte $l$ . . . . .	11
3.5	Anzahl $n$ der verbleibenden Flächen . . . . .	11
3.6	Durchschnittliche Größe $\bar{F}$ der verbleibenden Flächen . . . . .	12
3.7	Relativer Zerschneidungsindex $PI_{\text{rel}}$ des Statistischen Bundesamtes . . . . .	13
3.8	Effektive Maschenweite $m_{\text{eff}}$ . . . . .	13
4	<b>Beispieldaten zur Entwicklung der Landschaftszerschneidung</b> . . . . .	16
5	<b>Landschaftszerschneidung und Naturschutz</b> . . . . .	20
5.1	Derzeitige Situation . . . . .	20
5.2	Modellarten . . . . .	22
5.3	Erste Maßnahmenvorschläge . . . . .	23
6	<b>Anhang: Homogenität und Additivität</b> . . . . .	25
7	<b>Literatur</b> . . . . .	25

## 1 Warum ist die Landschaftszerschneidung ein Problem?

### 1.1 Folgen der Landschaftszerschneidung

Zerschneidung und Fragmentierung von Landschaften zählen zu den wichtigsten Ursachen für den starken Verlust an Arten- und Lebensraumvielfalt in Europa und Nordamerika und den Rückgang größerer Erholungsräume (SIMBERLOFF 1988; BAUR & ERHARDT 1995; SETTELE et al. 1996; CANTERS et al. 1997; FORMAN 2000; FORMAN et al. 2003). Luftbildvergleiche illustrieren, dass der Bau von Straßen viele europäische Landschaften in den letzten 30 Jahren stark verändert hat (Abb. 1). Verkehrswege wirken für viele Tierarten als Ausbreitungsbarrieren (z. B. MADER 1984; MERRIAM et al. 1989), und das Überfahrenwerden durch Fahrzeuge erhöht die Mortalitätsrate der Tiere. Der Zuwachs an Gewerbe- und Wohngebieten – bei gleichzeitiger Intensivierung der Landwirtschaft – engt die verbleibenden Freiräume für die Tier- und Pflanzenwelt weiter ein, vor allem für Arten mit großen Raumanprüchen und störungsempfindliche Arten wie Luchs, Schreiadler und Auerhuhn (Abschn. 5). Siedlungsgebiete weisen zwar eine gewisse, teilweise überraschend hohe Artenvielfalt auf (PLATT et al. 1994; BREUSTE et al. 1998), dies betrifft aber nur eine beschränkte Zahl von Arten, insbesondere kommen die meisten schutzwürdigen Arten nur in Habitaten außerhalb der Siedlungsgebiete vor. Die Verkleinerung und Zerteilung der Lebensräume dezimiert und isoliert die noch bestehenden Tierpopulationen und erhöht ihr Extinktionsrisiko. Damit ist ein Zurückdrängen vieler wild lebender Arten und somit ein Verlust an Biodiversität vorprogrammiert. Der Grad der Landschaftszerschneidung ist daher ein wichtiger Indikator für die Bedrohung der Artenvielfalt. Da viele Tierpopulationen mit großen Zeitverzögerungen auf die Verkleinerung und Zerteilung ihrer Lebensräume reagieren (FINDLAY & BOURDAGES 2000), kann es für stabilisierende Maßnahmen oftmals schon zu spät sein, wenn ein Rückgang der Populationen dokumentiert wird. Außerdem ist für die meisten Tierarten nicht genau bekannt, welche Verkleinerung ihres Lebensraums sie maximal noch verkraften können, ohne dass das dauerhafte Überleben der Populationen aufs Spiel gesetzt wird. Daher ist es wichtig, alle Verkleinerungen von Lebensräumen und alle bestehenden Trennelemente zu erfassen.

Die Folgen der Landschaftszerschneidung betreffen nicht nur die Tier- und Pflanzenwelt, sondern umfassen sechs weitere Problemfelder: Boden und Bodenbedeckung, Veränderungen des Kleinklimas, Immissionen (Lärm, Abgase, Streusalz etc.), Wasserhaushalt, Landschaftsbild und Erholungsqualität, Folgen für die Landnutzung. Einen Überblick gibt Tabelle 1.

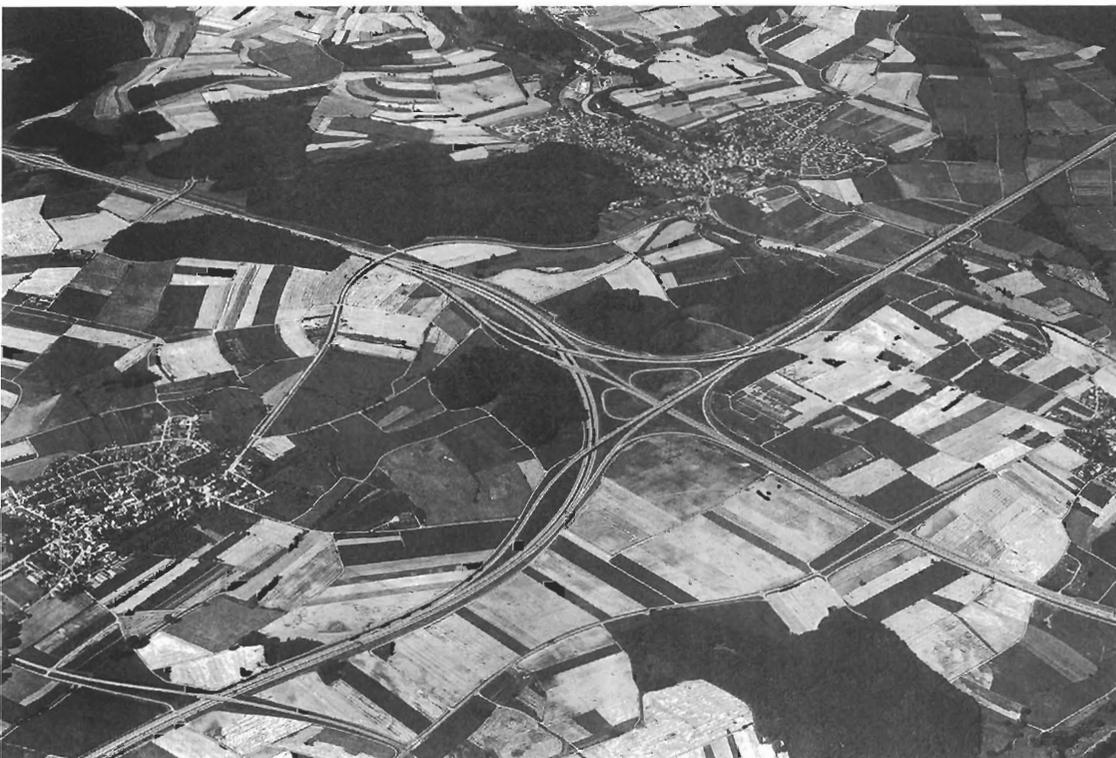
Die Fläche des ungestörten Kernbereiches eines Habitats kann infolge einer Zerschneidung überproportional stark schrumpfen (Abb. 2), und die Erreichbarkeiten der verbleibenden Flächen untereinander können sich bei kontinuierlichem Längenwachstum der Zerschneidungslinien sprunghaft verringern. Um die verschiedenartigen Effekte zu erfassen, ist es hilfreich, drei Typen der Landschaftsinanspruchnahme zu unterscheiden:

- direkter Flächenbedarf (d.h. andere Nutzungen oder Umweltfunktionen sind auf der betroffenen Fläche gleichzeitig kaum noch möglich);
- indirekter Flächenbedarf (in Überlagerung zu bestehenden Umweltfunktionen und Nutzungen);
- strukturelle Veränderungen (insbesondere Fragmentierung der Landschaft und Veränderungen von räumlichen Beziehungen).

Der direkte Flächenbedarf für linienhafte Infrastrukturen lässt sich durch die Trassenbreite der Barrieren (in m) oder den mittleren Flächenbedarf pro Trassenlänge (in ha/km) quantifizieren. Die Reichweiten von stofflichen, akustischen und klimatischen Wirkungen als Maß für die indirekte Flächeninanspruchnahme geben die Breite der beeinträchtigten Streifen neben der direkt genutzten Fläche an (in m). Das Ausmaß der strukturellen Veränderungen lässt sich nicht so einfach beschreiben. Dies illustriert das Beispiel der Durchschneidung eines quadratischen Schutzgebietes mit einem Flächeninhalt von 100 ha (Abb. 2; PRIMACK 1995: 159). Für Störungen, die von außen 100 m weit in das Gebiet eindringen können (willkürlich gewählter Beispielwert, den PRIMACK (1995) für das Eindringen von Hauskatzen annimmt), verbleibt ein ungestörter Kernbereich von 64 ha. Bei einer Zerteilung des Gebietes durch zwei Verkehrswege (je 10 m breit), die sich in der Mitte der Fläche kreuzen, schrumpft der verbleibende Kernbereich um 45,6% auf 34,81 ha, verteilt auf vier Flächen. Die direkte Flächeninanspruchnahme beträgt hingegen lediglich 2 ha (3% der Kernfläche vor der Zerschneidung). Die Angabe des direkten Flächenbedarfs ist folglich als Ausdruck für den indirekten und den strukturellen Landschaftsverbrauch durch Infrastrukturanlagen ungeeignet. In Abhängigkeit von der räumlichen Anordnung der Verkehrswege können sich sehr unterschiedliche Situationen ergeben. Um die strukturellen Veränderungen durch Strukturindizes zu beschreiben, gibt es eine Reihe unterschiedlicher Ansätze (Abschn. 3).

### 1.2 Zielerklärungen in der Politik und der Bedarf nach Messgrößen

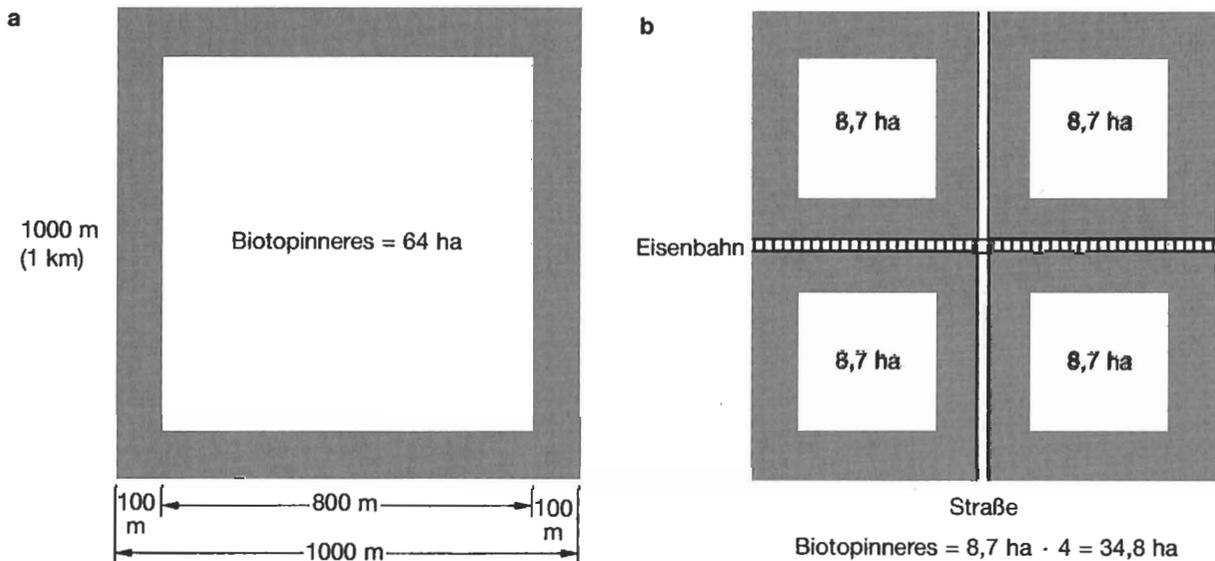
Wissenschaft und Politik thematisieren Landschaftsverbrauch und Landschaftszerschneidung seit Mitte der 1970er Jahre als ein flächendeckendes Problem mit steigender Dringlichkeit. Bereits vor über 15 Jahren forderte die deutsche Bundesregierung in ihrer Bodenschutzkonzeption eine „Trendwende im Landverbrauch“ einschließlich einer „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft“ sowie einer möglichst weit gehenden Bewahrung freier Landschaften vor weiteren Zerschneidungen (BMI 1985). In ähnlicher Weise tritt – neben anderen – die Umweltministerkonferenz in ihrem Handlungskonzept „Naturschutz und Verkehr“ für die „Erhaltung großer unzerschnittener und verkehrsarmer Räume“ und für die „Freihaltung von wertvollen Landschaftsräumen von überörtlichen Verkehrswegen“ ein (LANA 1995). Die reale Entwicklung jedoch sieht anders aus: Untersuchungen des Bundesamtes für Naturschutz (1999) zeigen, dass die Zahl der großen unzerschnittenen Gebiete überall in Deutschland mit unvermindertem Tempo abgenommen hat und weiter abnimmt (Abschn. 4). Ein Rückbau von al-



**Abb. 1:** Luftbildvergleich von der Landschaft bei Singen (Autobahnkreuz Singen) 1969 (drei Jahre vor Baubeginn) und 1988 (Aufnahmen: Albrecht BRUGGER; aus BRUGGER 1990: 98f.; Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung des Landesmedienzentrums Baden-Württemberg, Luftbildarchiv Albrecht Brugger).

**Tab. 1:** Auswirkungen der Landschaftszerschneidung. Beispiele für Folgewirkungen von linienhaften technischen Infrastrukturen wie Straßen, Bahnlinien oder Hochspannungsleitungen (ohne die Wirkungen der Baustelle wie Erdaushub und -ablagerungen, Erderschütterungen, akustische und optische Störungen). „X“ kennzeichnet den jeweiligen Typ der Landschaftsveränderung. Die Folgewirkungen sind in sieben Problemfeldern zusammengefasst. Quellen: u.a. SAUNDERS et al. (1991); RECK & KAULE (1993); RECK (1994); TROMBULAK & FRISSELL (2000).

Problemfeld	Folgewirkungen von linienhaften technischen Infrastrukturanlagen	Typ des Landschaftsverbrauchs		
		Flächenbedarf		strukturelle Veränderungen
		direkter	indirekter	
<b>Flächenbelegung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flächenbedarf für Fahrbahn, Straßenkörper und Straßenbegleitflächen</li> <li>• Bodenverdichtung, Bodenversiegelung</li> <li>• Veränderungen in der Geomorphologie (z. B. Einschnitte, Dämme)</li> <li>• Vegetationsbeseitigung bzw. -veränderungen</li> </ul>	X		
<b>Kleinklima</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• veränderte Temperaturverhältnisse (z. B. Aufheizung der Straße, größere Temperaturschwankungen)</li> <li>• Kaltluftstau an Straßendämmen (Kaltluftseen)</li> <li>• Änderungen des Feuchtegrades (z. B. geringere Luftfeuchtigkeit aufgrund erhöhter Einstrahlung, Staunässe auf Straßenbegleitflächen infolge der Verdichtung)</li> <li>• veränderte Lichtverhältnisse</li> <li>• veränderte Windverhältnisse (z. B. Schneisen im Wald)</li> <li>• Klimaschwelle</li> </ul>	X		
<b>Immissionen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abgase, Schadstoffe, düngende Stoffe</li> <li>• Staub (Reifenabrieb, Bremsbeläge)</li> <li>• Öl etc. (z. B. bei Verkehrsunfällen)</li> <li>• Streusalz</li> <li>• Lärm</li> <li>• optische Reize, Beleuchtung</li> </ul>			
<b>Wasserhaushalt</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Drainage, schnellerer Wasserabfluss</li> <li>• Veränderung von Oberflächengewässern</li> <li>• Absenkung oder Anhebung des Grundwasserspiegels</li> <li>• Wasserverunreinigungen</li> </ul>	X		
<b>Flora/Fauna</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tierverluste durch Straßentod (z. T. auch infolge Lockwirkung: „Falleneffekt“)</li> <li>• Unruhwirkung, Verlust von Rückzugsräumen</li> <li>• Habitatverkleinerungen und -verluste; z. T. auch Neuschaffung</li> <li>• Veränderungen des Nahrungsangebotes (z. B. infolge von nächtlichen Kaltluftseen verringertes Nahrungsangebot für Fledermäuse)</li> <li>• Barriereeffekt</li> <li>• Blockierung von Ausbreitungswegen, Verhinderung von Wiederbesiedelungen</li> <li>• Trennung und Isolation von (Teil-)Habitaten, Zerteilung von Populationen</li> <li>• Unterbrechung der Metapopulationsdynamik, genetische Isolation, Inzuchteffekte und verstärkte genetische Drift, Abbruch evolutionärer Entwicklungsprozesse</li> <li>• Unterschreitung von Minimalarealen, Artenverluste</li> <li>• Ausbreitungsbänder, Eindringen neuer Arten, z. T. als Infektionswege</li> <li>• verringerte Wirksamkeit der natürlichen Feinde von Schädlingen in der Land- und Forstwirtschaft (d. h. Erschwerung der biologischen Schädlingsbekämpfung)</li> </ul>	X	X	X
<b>Landchaftsbild</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verlärmung, optische Reize</li> <li>• „Verstraßung“, „Vermastung“ und „Verdrahtung“ der Landschaft</li> <li>• Gegensätze und Brüche; aber z. T. auch Belebung der Landschaft (z. B. durch Alleen)</li> </ul>		X	X
<b>Folgen für die Landnutzung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Folgen der Erschließung durch Straßen (z. B. Verkehrszunahme, erhöhter Siedlungs- und Mobilitätsdruck)</li> <li>• Flurbereinigung (v. a. Zweckflurbereinigung)</li> <li>• Qualitätsveränderungen des Erntegutes entlang von Straßen</li> <li>• Verlärmung, Verkleinerung und Zerteilung von Erholungsgebieten</li> <li>• weitere Nutzungskonflikte</li> </ul>		X	X



**Abb. 2:** Beispiel zur Illustration des „Zerschneidungseffektes“. Eine direkte Flächeninanspruchnahme von 2 ha hat einen Verlust von ca. 29 ha an Kernfläche zur Folge (aus PRIMACK 1995: 159). Erläuterungen im Text.

ten Straßen, die durch den Bau neuer Straßen ihre einstige Funktion verloren haben, ist zwar gesetzlich gefordert, wird aber nur in den seltensten Fällen auch durchgeführt. Eine Trendänderung in der Verkehrspolitik, um die verkehrsbedingten Umweltbelastungen zu reduzieren, ist nicht erkennbar (UBA 1997: 241f.). Im Gegenteil: Allen Verkehrsprognosen nach ist eine weitere starke Verkehrszunahme zu erwarten und der Neu- und Ausbau von Verkehrswegen wird weiter voran getrieben werden. Gleichzeitig entwickelt sich die Siedlungsstruktur – allen anders lautenden Zielerklärungen zum Trotz – zunehmend dispers und somit verkehrserzeugend. Diese Entwicklung ist nicht durch steigende Bevölkerungszahlen begründet, denn die Einwohnerzahl Deutschlands ist seit mehreren Jahren konstant und wird voraussichtlich künftig sinken.

Um die Entwicklung der Landschaftszerschneidung über längere Zeiträume zu dokumentieren, das Ausmaß der Veränderungen abzuschätzen und Trendänderungen zu erkennen, ist es nötig, die Landschaftszerschneidung zu messen. Dies ist auch Voraussetzung dafür, eine überprüfbare Regelung zur Bilanzierung und Begrenzung der Landschaftszerschneidung festlegen zu können. Daten über den Zustand der Zerschneidung zu ermitteln, liefert eine Grundlage für planerische und politische Zielfestlegungen und Maßnahmen. Zwar erhebt das Statistische Bundesamt regelmäßig Daten über den Landschaftsverbrauch. Demnach werden täglich in Deutschland 129 Hektar freie Landschaft in Siedlungs- und Verkehrsfläche umgewandelt (etwa 175 Fußballfelder pro Tag). In den Jahren zwischen 1993 und 1997 waren es noch 120 Hektar täglich. Solche Daten zum direkten Flächenbedarf sagen jedoch nichts darüber aus, wie sich die Beanspruchung der Landschaft für Verkehr, Gewerbe und Wohnsiedlungen auf die Größen der verbleibenden Gebiete und ihren ökologischen Zustand auswirkt. Hierzu werden andere Messgrößen benö-

tigt. Auf den Bedarf nach solchen Messgrößen, die nicht nur die Zahl der unzerschnittenen Räume größer als 100 km<sup>2</sup> ermitteln, weist beispielsweise das Wuppertal-Institut hin (BUND/MISEREOR 1996: 48f.): „Für eine genauere Beschreibung der ökologischen Relevanz anthropogener Flächennutzung sollte neben dem Mengenmaß ein Strukturmaß entwickelt werden. So ist zum Beispiel für die Bedrohung der biologischen Vielfalt nicht nur die rein quantitative Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen, sondern auch ihr Verteilungsmuster von Bedeutung. (...) Eine Überprüfung und Erweiterung des Konzepts [der unzerschnittenen verkehrssarmen Räume größer als 100 km<sup>2</sup>] ist deshalb dringend erforderlich.“ Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen meldet Bedarf nach Methoden zur flächendeckenden Ermittlung und Bewertung struktureller Landschaftsveränderungen an (SRU 1994: 126 Tz 250): „So können Aussagen über den direkten Lebensraumverlust, z.B. anhand des Versiegelungsgrades, oder über die Isolierung von Biotopen, z.B. mit Hilfe des Zerschneidungsgrades oder des Anteils unzerschnittener Räume, gemacht werden. Entsprechende Indikatoren sollten entwickelt oder weiter verfeinert werden.“ Zur Messung der Landschaftszerschneidung stehen heute mehrere Methoden bereit, die in Abschnitt 3 erläutert werden.

## 2 Begriffsklärungen

### 2.1 Definitionen

Darüber, was der Begriff Landschaftszerschneidung genau bezeichnen soll, besteht derzeit kein einheitliches Verständnis in der Fachwelt, wie die Ergebnisse einer Expertenbefragung gezeigt haben (siehe unten). Große Zustimmung

findet unter den Befragten aber die folgende relativ weite und funktional orientierte Definition: „Landschaftszerschneidung bezeichnet ein Zerreißen von gewachsenen ökologischen Zusammenhängen zwischen räumlich getrennten Bereichen der Landschaft“ (vgl. HABER 1993: 62). Allgemeiner kann auch von Landschaftsfragmentierung gesprochen werden. Die anthropogene Zerschneidung kann in struktureller Hinsicht als vom Menschen geschaffene, vorwiegend linienhafte Strukturen oder Materieströme beschrieben werden, mit denen Barriere-, Emissions- oder Kollisionswirkungen oder ästhetische Beeinträchtigungen verbunden sind (vgl. GRAU 1997; SCHUMACHER & WALZ 2000). Als Hindernisse bei der Ausbreitung und Wanderung von Tieren in einer Landschaft können zudem Fließ- und Stehgewässer, vor allem wenn die Ufer steilwandig befestigt sind (GERLACH & MUSOLF 2000), und hohe Felskanten wirken. Sie lassen sich als geogene Zerschneidung zusammenfassen.

Außer Straßen, Eisenbahnstrecken und Siedlungsgebieten werden häufig auch Hochspannungsleitungen, Skilifte, Kanäle und weitere Infrastrukturelemente zur Landschaftszerschneidung gerechnet, bei einigen Autoren auch Richtfunkstrecken und Flugschneisen (GRAU 1998). Auch Fichtenaufforstungen in Tälern können als Barrieren wirken, etwa für Fluginsekten (HERING et al. 1993).

Die beiden Begriffe Landschaftsfragmentierung und Landschaftszerschneidung werden oftmals synonym verwendet, sie legen allerdings unterschiedliche Schwergewichte: Fragmentierung betont eher das Mosaik flächiger Umwidmungen (z.B. zu Gewerbe- und Wohngebieten) und Zerschneidung eher das Netz aus linienhaften und flächigen Nutzungen (z.B. das Netz der Verkehrswege und Siedlungsflächen). Es ist zwischen zwei Begriffsbedeutungen zu unterscheiden: zwischen Zerschneidung (oder Fragmentierung) als Prozess im Sinn einer Veränderung der Landschaftsstruktur in einer bestimmten Richtung oder als Zustand im Sinn von Zerschneidungsgrad (oder Fragmentierungsgrad). Je nach Kontext kann die eine oder die andere Bedeutung gemeint sein.

Zu unterscheiden ist der spezifischere Begriff der Habitatfragmentierung, der in der Literatur in einer engeren Bedeutung verwendet wird (im Sinn von „Aufteilung von Habitaten in Bruchstücke“). Bei einigen Autoren umfasst er den Verlust von Habitatfläche, andere Autoren betrachten Habitatfragmentierung (habitat fragmentation per se) und Habitatverlust (habitat loss) hingegen als unabhängige Dimensionen getrennt voneinander (vgl. die Diskussion bei FAHRIG 1999, 2002, 2003).

## 2.2 Die sechs Fragmentierungsphasen

Die Fragmentierung der Landschaft ist ein Ergebnis der mosaikartig fortschreitenden Umwandlung einzelner Flächen zu intensiverer Nutzung (weniger naturnah) und der Verbindung dieser Flächen durch lineare Infrastrukturanlagen. Dieser Konversionsprozess führt zu einer Vielzahl von mehr oder weniger stark isolierten Lebensräumen, welche von einer zusammenhängenden Matrix aus anders genutzten Flächen und Linien umgeben sind. Die Matrix

beeinflusst die ökologischen Beziehungen zwischen den getrennten Flächen, z.B. indem sie als Barriere gegen die Fortbewegung von Tieren wirkt. Bezüglich der Flächengeometrie lassen sich sechs Prozesse der Fragmentierung von Lebensräumen unterscheiden (Abb. 3):

- (1) Perforation (perforation),
- (2) Inzision (incision),
- (3) Durchschneidung (dissection),
- (4) Zerstückerung (dissipation),
- (5) Verkleinerung (shrinkage),
- (6) Auslöschung (attrition).

Diese Fragmentierungsprozesse treten in der Landschaft nacheinander im Sinne von Phasen ein, wobei die Phasen oftmals zeitlich überlappen. Meist kann aber zumindest eine dominante Phase identifiziert werden. Die Darstellungen der Fragmentierungsphasen unterscheiden zwischen lediglich zwei Typen von Flächen. Ihre Anwendung auf eine Landschaft setzt eine Entscheidung voraus, welche Landschaftselemente als trennend betrachtet werden und welche nicht. Diese Entscheidung hängt von der Untersuchungsabsicht ab (LI & REYNOLDS 1995). Beispiele sind die Einteilung in Verkehrs- und Siedlungsfläche einerseits und freie Landschaft andererseits, in naturnahe und naturferne Flächen, in Habitat und Nicht-Habitat (in Abhängigkeit von den betrachteten Tier- oder Pflanzenarten) oder in bewaldete und waldfreie Fläche.

### Phasen der Landschaftsfragmentierung

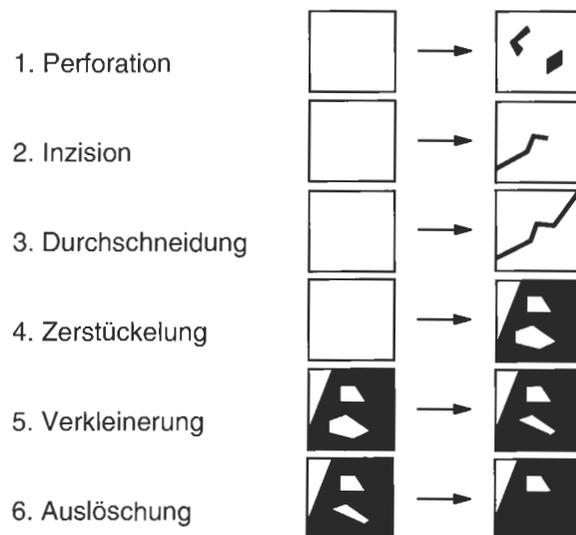


Abb. 3: Die sechs Phasen der Landschaftsfragmentierung, die sich nach geometrischen Kennzeichen unterscheiden lassen. Schwarz dargestellt sind Flächen, die ein Hindernis für die Ausbreitung von bestimmten Arten bzw. eine Lärm- und Unruhequelle darstellen (aus JAEGER 2000: 116; erweitert nach FORMAN 1995: 407, Abb. 12.1).

Auf welche Phasen bezieht sich nun der Begriff der Landschaftszerschneidung? Hierzu bestehen in der Fachwelt unterschiedliche Vorstellungen. Sie reichen von der Beschränkung auf die Phase der Durchschneidung bis zum Einbezug aller sechs Phasen (Tab. 2; JAEGER 2002: 235ff.). Wenn sich Zerschneidung auf die Landschaft insgesamt beziehen

soll und nicht nur auf einzelne Zerschneidungselemente, so ergeben sich zahlreiche Argumente dafür, alle sechs Phasen als zur Landschaftszerschneidung beitragend zu betrachten. Damit können die Fragmentierungsphasen aus Abbildung 3 synonym als Zerschneidungsphasen angesprochen werden.

**Tab. 2:** Begriffsverständnis von Landschaftszerschneidung mit Bezug auf die Fragmentierungsphasen von Abb. 3 und zusätzlich „Siedlung entlang von Straßen“. Es lassen sich sieben Positionen unterscheiden. Alle Positionen enthalten die Phase der Durchschneidung (daher nicht mit aufgelistet). Jede Position ist durch die einzelnen Fragmentierungsphasen gekennzeichnet, die außer der Durchschneidung noch mit zum Begriff Zerschneidung gerechnet werden (extensionale Begriffsbestimmung). Angegeben sind zudem die wichtigsten Argumente, die in der Expertenbefragung zur Begründung der jeweiligen Position angegeben wurden. Die Phase der Zerstückelung wurde nicht mit einbezogen, da sie sich aus den Phasen Durchschneidung und Verkleinerung zusammensetzen lässt (veränderte Darstellung nach JAEGER 2002: 240.)

<b>A. Siedlung entlang von Straßen – Perforation – Inzision – Verkleinerung – Auslöschung</b>	
Argumente:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es besteht eine Störquelle, von der Wirkungen auf die Umgebung ausgehen.</li> <li>• Die Störquelle stellt selbst eine Barriere dar.</li> <li>• Die Verkleinerung oder Auslöschung von Flächen in der Stadt trägt zur Zerschneidung bei, insbesondere wenn die Flächen noch Austauschbeziehungen zu anderen Flächen haben.</li> </ul>
<b>B1. Siedlung entlang von Straßen – Inzision – Verkleinerung – Auslöschung</b>	<b>C. Siedlung entlang von Straßen – Perforation – Inzision</b>
Argumente:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Die Wandermöglichkeit von Tieren wird durch die Verbreiterung von Barrieren (durch Siedlungen entlang von Straßen) und durch das Verkleinern oder Entfernen von Trittstein-Flächen eingeschränkt.</li> <li>• Der mögliche Falleneffekt von Störquellen zählt nicht zur „Zerschneidung“.</li> </ul>
<b>B2. Siedlung entlang von Straßen – Inzision – Verkleinerung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Auch Bebauung entlang von Straßen kann Zerschneidung verstärken.</li> <li>• Die Änderung von Nachbarschaftsverhältnissen kann die Zahl der Barrieren erhöhen, die die Tiere überwinden müssen.</li> <li>• Die Tiere müssen Umwege finden, um Barrieren zu umgehen.</li> <li>• Die Häufung von Gebäuden oder Größe von Gebäudekomplexen kann zu Zerschneidung führen, wenn Störungen von ihnen ausgehen.</li> <li>• Verkleinerung und Auslöschung sind keine Zerschneidung, sondern „Landschaftsverbrauch“.</li> </ul>
Argumente:	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Das <i>Durchschneiden</i> oder <i>Wegschneiden</i> von (Teil-) Lebensräumen zählt zur „Zerschneidung“, ebenso das <i>Einschneiden</i>, nicht aber das völlige Auslöschen.</li> <li>• Einzelne punktuelle Störquellen zählen nicht zur „Zerschneidung“.</li> </ul>	
<b>D. Siedlung entlang von Straßen – Inzision</b>	
Argumente:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eine Abtrennung von Flächen kann durch geschlossene Bebauung genauso eintreten wie durch einen Verkehrsweg (d.h. nicht nur durch lineare Objekte).</li> <li>• Bei einer Inzision kann ein Ausschnitt in der Darstellung gewählt werden, so dass der Eingriff darin wie eine durchgehende Trennung erscheint. (Bei der Perforation ist das hingegen nicht möglich.)</li> </ul>
<b>E. Inzision</b>	
Argumente:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zerschneidung erfolgt ausschließlich durch lineare Objekte.</li> <li>• Eine Siedlung ist flächig und daher keine „Zerschneidung“, sondern bedeutet eine „Verkleinerung von Flächen“ oder „Zersiedlung“.</li> <li>• Das Argument, dass Tiere Umwege laufen müssen, zählt hier nicht; eher zählen „Zerstückelung“ und „Verkleinerung von Netzmaschen“ (für Inzision) und ob die verbleibenden Teilflächen zusammenhängend sind (gegen Perforation).</li> </ul>
<b>F. eigentlich nur Durchschneidung, teilweise auch Inzision (doch nur als Grenzfall)</b>	
Argumente:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• „Zerschneidung“ bedeutet <i>durchgehende</i> lineare Unterteilung.</li> <li>• Inzision ist ein Grenzfall der Bedeutung von „Zerschneidung“ (im Sinn von „Teilzerschneidung“).</li> </ul>

Will man den Begriff Zerschneidung nicht nur auf einzelne lineare Eingriffe beziehen, sondern auch auf Landschaftsebene von Zerschneidung sprechen, muss die Frage beantwortet werden, ob und in welcher Weise Siedlungsflächen zur Landschaftszerschneidung beitragen. Einzelne Habitat-Patches können für Tiere eine verbindende Funktion als Trittsteine auf dem Weg durch ein nicht als Habitat geeignetes Gebiet haben. Wenn solche Trittsteine entfallen, dann erhöht sich die Trennwirkung und damit die Landschaftszerschneidung. Dieses Argument spricht dafür, auch die Phase der Auslöschung als mit zur Landschaftszerschneidung beitragend anzusehen (vgl. die Positionen A und B1 in Tab. 2). Ein quantitatives Zerschneidungsmaß, das in der Auslöschungsphase sinken würde, wäre daher irreführend. Ein weiteres Argument dafür, dass Siedlungswachstum zur Erhöhung der Landschaftszerschneidung beiträgt, ist die Veränderung der Nachbarschaftsverhältnisse (und damit der Erreichbarkeit von Habitaten) infolge der Ausdehnung einer Siedlungsfläche entlang einer Straße. Daher ist es ratsam, eine ausreichend weite Begriffsdefinition zu wählen, nach der auch die Phasen Zerstückelung, Verkleinerung und Auslöschung die Landschaftszerschneidung erhöhen – zumindest jedoch nicht zu ihrer Verringerung führen. Sucht man hingegen nach einem spezifischen Index nur für die Phase der Durchschneidung, so darf dieser Index nur die linearen Infrastrukturanlagen berücksichtigen, von Siedlungswachstum – d.h. den Phasen Verkleinerung und Auslöschung – dagegen nicht beeinflusst werden. Im Allgemeinen werden die Landschaftsindizes allerdings nicht jeweils für die einzelnen Fragmentierungsphasen bestimmt, sondern es wird untersucht, ob und wie stark eine jede Phase zu diesem oder jenem Index beiträgt.

### 2.3 Abgrenzung zu anderen Begriffen

Eine wesentliche Konsequenz aus diesen Überlegungen betrifft den Unterschied zwischen dem Fragmentierungs- und Zerschneidungsbegriff einerseits und dem Heterogenitäts- oder Diversitätsbegriff andererseits, der die Anteile oder Durchmischung von verschiedenen Landnutzungstypen in einer Landschaft beschreibt (ADDICOTT et al. 1987: 341; LI & REYNOLDS 1995). Oftmals findet man in der Literatur die Behauptung, dass Maße für Landschaftsheterogenität auch als Maße für Landschaftsfragmentierung geeignet seien. Diese Ansicht beruht jedoch auf einer unzureichenden begrifflichen Abgrenzung und trifft höchstens teilweise zu. Viele Heterogenitätsmaße reagieren zwar auf eine Zunahme der Landschaftszerschneidung, reagieren aber auch auf zahlreiche andere Landschaftsveränderungen und sind daher nicht spezifisch genug, um als Zerschneidungsmaße verwendbar zu sein. Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass die Fragmentierung sich auf die Zerteilung von in einer bestimmten Hinsicht geeigneten Flächen (z.B. als Habitat oder als Erholungsgebiet) durch Linien und Flächen mit Trenn-, Hindernis- oder Störwirkung bezieht. Der Begriff Heterogenität beschreibt hingegen die Streuung, Dispersität oder Nutzungstypenverteilung in einer Landschaft, ohne zwischen geeigneten und ungeeigneten Flächen zu unterscheiden. Ein Beispiel für diesen Unterschied ist die Aufsiedlung von Flächen, die zuvor eine Trittstein-

funktion innerhalb der sie umgebenden Siedlungsfläche hatten: Die Trennwirkung erhöht sich und die Landschaftszerschneidung steigt, aber die Heterogenität nimmt ab, denn die Homogenität der Siedlungsfläche nimmt zu. Ein ausreichend hohes Maß an Landschaftsheterogenität wird in der Regel als förderlich für die Arten- und Lebensraumvielfalt angesehen. Wenn der Unterschied zwischen Heterogenität und Zerschneidung bei der Entwicklung von Zerschneidungsmaßen nicht genügend beachtet wird, kann z.B. der Effekt auftreten, dass die Zerschneidung zu sinken scheint, wenn sich die Siedlungsflächen ausdehnen. Flurbereinigung in der Landwirtschaft im Sinne einer Vergrößerung von Ackerflächen erfordert die Beseitigung von Wegen, die zwischen den Flächen liegen. Führt dies zur Verringerung oder Erhöhung der Landschaftszerschneidung? Einerseits werden zusammenhängende Bereiche vergrößert, andererseits werden dabei nicht nur die felderzerteilenden Wege, sondern auch die wegbegleitenden Raine und Hecken beseitigt und die Vernetzung der Lebensräume vieler Pflanzen und Tiere dadurch herabgesetzt. Offensichtlich lässt sich Flurbereinigung z.B. nicht mit der Aufhebung von Wegen in Wäldern gleichsetzen. Wesentlich ist zudem, welche Qualitäten die zerschneidenden Elemente haben und wie hoch die Kontraste zwischen ihnen und den durch sie zerteilten Flächen sind (GRAU 1997).

Aus der Perspektive von Tieren, welche auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen leben, für die landwirtschaftliche Wege ein Hindernis darstellen und außerdem Hecken oder Raine kein notwendiger Teillebensraum sind, kann die Vergrößerung der Ackerschläge zu einer Verringerung der Zerschneidung führen, da Trennlinien beseitigt werden. Je intensiver die landwirtschaftlichen Flächen genutzt werden, umso geringer ist jedoch die Zahl der Arten, für die diese Bedingungen zutreffen, und umso stärker stellt sich die Felderzusammenlegung als ein Verschwinden von Vernetzungselementen in einer lebensfeindlichen Umgebung dar. Die Wirkung der Flurbereinigung als Erhöhung oder Verringerung der Landschaftszerschneidung lässt sich daher nicht generell festlegen, sondern hängt davon ab, wie vielfältig oder eintönig die landwirtschaftlich genutzten Flächen sind. Der Einsatz größerer Maschinen auf den vergrößerten Ackerschlägen deutet auf eine Zunahme von Flächen hin, die als Lebensraum ungeeignet sind.

Eine Beurteilung von Flächenzusammenlegungen darf sich daher nicht allein auf die Größe, Form und räumliche Verteilung von Flächen abstützen, sondern muss die Flächenqualitäten mit einbeziehen. Vor allem wenn es sich um landwirtschaftliche Intensivnutzungsflächen handelt, trägt die Vergrößerung von Monostrukturen zur Verinselung von Lebensräumen und damit zur Fragmentierung der Landschaft bei.

Der Übergang vom Begriff Landschaftszerschneidung zu den Begriffen *landscape resistance* (FORMAN & GODRON 1986) bzw. *landscape connectivity* (MERRIAM 1984; SCHREIBER 1988; TAYLOR et al. 1993) und *Raumwiderstand* (HEYDEMANN 1957) ist fließend. *Landscape connectivity* ist definiert als „the degree to which a landscape facilitates or impedes movement [of organisms] among resource patches“ (TAYLOR et al. 1993). Die Entwicklung von artspezifischen Konnektivitätsmaßen ist eine wichtige neuere Arbeitsrichtung in der Ökologie und lässt interes-

sante Schlussfolgerungen zur Thematik der Landschaftszerschneidung erwarten (TISCHENDORF & FAHRIG 2000).<sup>1)</sup>

### 3 Messung der Landschaftszerschneidung

#### 3.1 Sinn der Quantifizierung und Übersicht

Die Quantifizierung der Landschaftszerschneidung hat die Funktion, die Umsetzung von Umweltqualitätszielen zu unterstützen (Nachprüfbarkeit bzw. reproduzierbare Messung des Zerschneidungsgrades). Im Einzelnen soll die quantitative Erfassung der Zerschneidung dazu beitragen, die folgenden Ziele zu erreichen oder besser zu erreichen:

1. Einstufung und Vergleich verschiedener Gebiete hinsichtlich ihres Zerschneidungsgrades;
2. Dokumentation von Landschaftsveränderungen über längere Zeiträume, Abschätzungen des Ausmaßes dieser Veränderungen, Erkennung von Trendänderungen;
3. Bilanzierung von Eingriffen und Ausgleichsmaßnahmen bezüglich ihrer Zerschneidungswirkung;
4. Festsetzung von zulässigen Höchstwerten der Zerschneidung (z.B. als Umweltqualitätsstandards in Form von Grenz- oder Richtwerten);
5. Bestimmung der Reichweite von spezifischen strukturellen Veränderungen im Sinne einer strukturellen Eingriffstiefe als Maß für ihre Schwere oder Erheblichkeit;
6. Aufdeckung von Zusammenhängen zwischen Strukturen und Funktionen der Landschaft, z.B. Korrelationen zwischen dem Ausmaß struktureller Veränderungen und dem Artenspektrum nachweisen (oder ausschließen), Formalisierung von naturgesetzlichen Zusammenhängen zur Folgenabschätzung für Landschaftseingriffe;
7. Erkennung und Analyse von kritischen strukturellen Veränderungen;
8. Formulierung normativ relevanter Strukturindikatoren;
9. Beurteilung der Umweltgefährdung durch die zivilisatorisch-technische Durchdringung der Landschaft.

Es lassen sich zwei Gruppen von Quantifizierungsansätzen für die Landschaftszerschneidung unterscheiden (Abb. 4, Tab. 3). Geometrisch-strukturelle Maße beschreiben die Struktur der Landschaft, indem sie sich auf geometrische Eigenschaften des Landschaftsmusters stützen. Sie sprechen auf strukturelle Unterschiede zwischen verschiedenen Mustern an. Solche Maße können topologieunabhängig oder topologiesensitiv sein, je nachdem ob sie auf eine Veränderung der Benachbarung der Flächen reagieren oder nicht. Hierzu zählen Maße für *connectedness* (SCHREIBER 1988). Funktionale Maße hingegen stützen sich auf bestimmte räumliche Zusammenhänge, z.B. die Erreichbarkeit von Habitaten in einem Landschaftsmuster zueinander (*connectivity*) oder den räumlichen Verlauf von Prozessen. Damit sind diese Maße in der Lage, Reaktionen

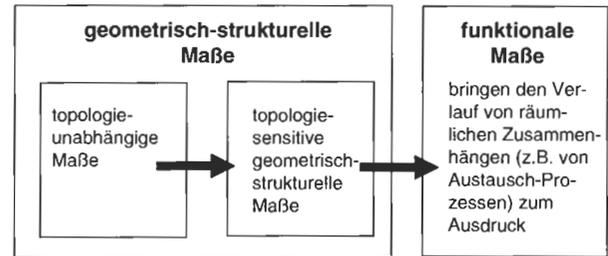


Abb. 4: Unterscheidung von zwei bzw. drei Typen von Quantifizierungsansätzen für die Landschaftszerschneidung. Die Pfeile deuten an, dass die Idee für die Quantifizierung der Landschaftszerschneidung, welche der Methode der effektiven Maschenweite zugrunde liegt, schrittweise weiterentwickelt werden kann, um zunehmend funktionale Aspekte einzubeziehen (aus JAEGER 2001: 119).

auf Strukturen oder Strukturänderungen zum Ausdruck zu bringen. Es lassen sich sowohl strukturbezogene als auch funktional ausgerichtete Kriterien für die Beschreibung und Beurteilung der Landschaftszerschneidung einsetzen. In Abhängigkeit von der Aufgabenstellung können die einen oder die anderen geeigneter sein. Zur Untersuchung der Frage, inwieweit sich die bestehenden funktionalen Beziehungen durch strukturelle Maße näherungsweise beschreiben lassen, werden vielfach Modelle und Ergebnisse aus der Perkolations-theorie genutzt (GARDNER & O'NEILL 1991; TISCHENDORF 2001).

Ein gutes Verständnis der Messgrößen zur Landschaftszerschneidung ist eine wesentliche Voraussetzung, um die Messgrößen in der Praxis sinnvoll einsetzen zu können. Dazu ist eine Überprüfung notwendig, wie eine jede Messgröße auf die sechs Fragmentierungsphasen (Abb. 3) reagiert. Generelle Anforderungen an quantitative Maße für den Zerschneidungsgrad sind:

- Nachvollziehbarkeit (Transparenz) und Anschaulichkeit;
- Korrektheit, Wohldefiniertheit und zuverlässige Reproduzierbarkeit der Mess- und Berechnungsergebnisse;
- Wiedergabe wesentlicher struktureller Eigenschaften der Landschaft;
- Vergleichbarkeit von verschiedenen Zerschneidungssituationen, unabhängig von der Größe der Untersuchungsgebiete;
- räumliche Differenzierungen der Zerschneidungsverhältnisse in einem Gebiet (örtliche Auflösung der Aussagen zur Fragmentierung);
- Monotonie hinsichtlich der berücksichtigten Struktureigenschaften, insbesondere der sechs Zerschneidungsphasen (Abb. 3); etwa eine Zunahme der Trennstärken oder der Siedlungs- und Verkehrsfläche (bei ansonsten unveränderter Konfiguration) sollten die Maße durch einen monoton steigenden bzw. sinkenden Wert wiedergeben;
- Effizienz und Praktikabilität: begrenzter Aufwand für Erhebung und Verarbeitung der Daten bei möglichst großer Aussagekraft der Resultate.

<sup>1)</sup> Zur Auseinandersetzung über das Verständnis von *patch connectivity* versus *landscape connectivity* in Landschaftsökologie und Metapopulationstheorie siehe die Kontroverse zwischen MOILANEN & HANSKI (2001) und TISCHENDORF & FAHRIG (2001).

Tab. 3: Beispiele für die zwei bzw. drei Typen von quantitativen Maßen für die Landschaftszerschneidung (vgl. Abb. 4).

geometrisch-strukturelle Maße		funktionale Maße
topologieunabhängige Maße	topologiesensitive Maße	
Verkehrsnetzdicke $l$ bzw. $l^*$	Mittlerer Abstand nächster Nachbarn <i>MNND</i>	Suchzeiten ( <i>search time</i> ) aus Modellsimulationen
Zahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume $> 100 \text{ km}^2$ (bzw. $> 50 \text{ km}^2$ ) (LASSEN 1979)	<i>Mean-Proximity-Index MPI</i>	Habitat-Immigrationsraten ( <i>dispersal success</i> ) aus Modellsimulationen
Bowens Landschaftsdurchschnittsindex ( <i>landscape dissection index</i> ) <i>LDI</i> (BOWEN & BURGESS 1981)	<i>Contagion-Index</i>	Zell-Immigrationsraten (TISCHENDORF & FAHRIG 2000)
relativer Zerschneidungsindex des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden ( <i>partitioning index</i> ) $PI_{\text{rel}}$ (DEGGAU et al. 1992)	<i>Connectivity Analysis</i> mit Rotationsradius und Korrelationslänge (KEITT et al. 1997) <sup>1</sup>	Bestimmung von „funktionalen Distanzen“ aus telemetrischen Daten (PETIT & BUREL 1998)
Zerschneidungsgradanalyse (GRAU 1997)	Radiale Transektanalyse nach KUHN (1998)	Wiederfangexperimente (PITHER & TAYLOR 1998, BOWMAN & FAHRIG 2002)
lokale Raumwiderstände $RW_G[A]_f$ (KAPPLER 1997)	topologiesensitiver Zerteilungsgrad $D(\beta)$ , topologiesensitiver Zerstückelungsindex $S(\beta)$ und topologiesensitive effektive Maschenweite $m_{\text{eff}}(\beta)$ (JAEGER 2002)	
Fragmentations-Index <i>FI</i> (JOHNSON 1995)		
Zerteilungsgrad $D$ , Zerstückelungsindex $S$ und effektive Maschenweite $m_{\text{eff}}$ (JAEGER 2000)		

<sup>1</sup> Dem genaueren Wortsinn nach handelt es sich hier um „connectedness“ und nicht um „connectivity“.

### 3.2 Eignungskriterien für Zerschneidungsmaße

Für den Vergleich der Aussagekraft und Praktikabilität verschiedener Zerschneidungsmaße sind die folgenden neun Eignungskriterien nützlich, die sich aus den obigen generellen Anforderungen ableiten lassen:

- Anschaulichkeit (intuitive Einsichtigkeit);
- mathematische Einfachheit (als Effizienzkriterium sowie für leichte Handhabbarkeit in der Praxis);
- nicht allzu hoher Datenbedarf (als Effizienzkriterium, Handhabbarkeit);
- Robustheit gegenüber der Berücksichtigung von Kleinstflächen (für zuverlässige Reproduzierbarkeit der Resultate);
- Ungleichbehandlung der fragmentierenden gegenüber den von der Fragmentierung betroffenen Flächen und Linien (entsprechend der Unterscheidung von Heterogenität und Zerschneidung);
- gleichgerichtete Reaktion auf verschiedene Fragmentierungsphasen sowie innerhalb einer jeden Fragmentierungsphase (Abb. 3);
- Sensitivität für wichtige strukturelle Unterschiede zwischen Zerschneidungsmustern;
- Homogenität (im mathematischen Sinn, siehe Anhang);
- Additivität (im mathematischen Sinn, siehe Anhang).

Die beiden letzten Kriterien ergeben sich aus der Forderung nach Vergleichbarkeit von verschiedenen Zerschneidungssituationen unabhängig von der Größe der Gesamtfläche (JAEGER 2000, 2002).

Außer den im Folgenden dargestellten Methoden gibt es eine Reihe weiterer, oft wesentlich komplizierterer Verfahren, um die Landschaftszerschneidung zu quantifizieren (z.B. PLOTNIK et al. 1993; KAPPLER 1997; GRAU 1997;

KUHN 1998; KEITT et al. 1997; WIEGAND et al. 1999; HE 2000; für einen Vergleich siehe GUSTAFSON 1998 und JAEGER 2002: 118ff.).

### 3.3 Anzahl $n_{\text{UVR}}$ der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UVR)

Das bisher am häufigsten verwendete Maß für die Landschaftszerschneidung ist die Anzahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume größer als  $100 \text{ km}^2$  (LASSEN 1979; BfN 1999). Das Bundesamt für Naturschutz definiert diese Räume dadurch, dass sie abgegrenzt sind durch Straßen außerorts, die eine Verkehrsmenge von über 1000 Fahrzeugen im 24-Stunden-Mittel aufweisen, sowie durch Eisenbahntrassen, sofern diese nicht in einem UVR enden. Dieses Maß ist ein geometrisch-strukturelles, topologieunabhängiges Maß (Tab. 3). Es ist sehr anschaulich, außerdem ist es mathematisch sehr einfach, hat einen sehr geringen Datenbedarf, ist additiv und differenziert zwischen zerschneidenden und betroffenen Flächen. Schwächen dieses Maßes sind:

- Die Zerteilung eines  $300 \text{ km}^2$  großen Raumes in zwei Gebiete von je  $150 \text{ km}^2$  führt zur Erhöhung von  $n_{\text{UVR}}$  und zeigt somit fälschlicherweise eine Verbesserung der Situation an.
- Die Verkleinerung einer Fläche von z.B.  $150 \text{ km}^2$  auf  $110 \text{ km}^2$  wird nicht registriert.
- Veränderungen bei den Flächen, die kleiner als  $100 \text{ km}^2$  sind, werden nicht berücksichtigt.

Insgesamt eignet sich  $n_{\text{UVR}}$  in Kombination mit der Angabe des Flächenanteils der UVR an der Gesamtfläche als ein grober Indikator für die Landschaftszerschneidung (z.B.

auf Landesebene). Das Maß ist sehr einfach zu handhaben, kann jedoch ohne die Angabe zum Flächenanteil der UVR irreführend sein.

### 3.4 Verkehrsnetzlänge $L$ und -dichte $l$

Das am zweithäufigsten verwendete Maß ist die Verkehrsnetzlänge  $L$  oder Verkehrsliniendichte  $l$ . Bei dieser Messgröße gibt es eine Definitionsschwierigkeit: Inwieweit sollen innerörtliche Straßen mitgezählt werden? Wenn innerörtliche Straßen keinen Beitrag liefern, so nimmt  $L$  bei einem Siedlungsflächenwachstum ab, und zwar um die Länge der aufgrund des Wachstums in die Siedlung integrierten Straßen. Um diesen Effekt zu vermeiden, wird  $L$  hier als Summe der außerörtlichen Verkehrsstrecken und der innerörtlichen Durchgangsstraßen (und -schienen) definiert.

Die Verkehrsliniendichte  $l$  bzw.  $l^*$  ist als das Verhältnis von  $L$  zur Gesamtfläche bzw. zur Summe der verbleibenden Flächen definiert,

$$l = \frac{L}{\bar{F}_g} \quad \text{bzw.} \quad l^* = \frac{L}{\sum_{i=1}^n F_i},$$

um mit  $l^*$  eine Verkleinerung der verbleibenden Flächen, z.B. durch Siedlungswachstum ohne Verlängerung der Verkehrsstrecken, wiedergeben zu können ( $n$  = Zahl der Flächen).

Dieses Maß ist sehr anschaulich, und es erfüllt die Kriterien mathematische Einfachheit, geringer Datenbedarf und Robustheit gegenüber Kleinstflächen ebenfalls sehr gut. Die Ungleichbehandlung fragmentierender und betroffener Flächen ist nur mit  $l^*$  gewährleistet, denn  $L$  und  $l$  berücksichtigen ausschließlich die zerschneidenden Linien. Dieser Unterschied wirkt sich auch auf die Reaktion von  $l^*$  und  $L$  bzw.  $l$  auf die verschiedenen Fragmentierungsphasen aus:  $L$  und  $l$  reagieren auf die Phasen Inzision, Durchschneidung und Zerstückelung mit einer Zunahme. Auf Perforation, Verkleinerung und Auslöschung sind sie jedoch nicht sensitiv, während  $l^*$  auf alle sechs Zerschneidungsphasen mit einem Anstieg reagiert (Tab. 4).

Die wesentliche Schwäche dieses Maßes ist, dass es nicht in der Lage ist, strukturelle Unterschiede zwischen Zerschneidungsmustern auszudrücken, z.B. ob die Verkehrslinien gleichmäßig über eine Landschaft verteilt verlaufen oder ob sie gebündelt sind und größere Flächen unzerschnitten belassen. Mathematische Eigenschaften:  $L$  ist extensiv und additiv. Sowohl  $l$  als auch  $l^*$  sind intensive Maße, allerdings ist nur  $l$  flächenproportional-additiv,  $l^*$  jedoch nicht.

Insgesamt ist die Verkehrsliniendichte  $l$  bzw.  $l^*$  ein sehr grober Indikator für die Landschaftszerschneidung, der zwar einfach zu handhaben ist, aber keine strukturellen Unterschiede zwischen verschiedenen Zerschneidungsmustern zum Ausdruck bringt. Das Maß ist daher nur eingeschränkt verwendbar. Die Dichte  $l^*$  hat den Vorteil, auf alle sechs Zerschneidungsphasen mit einer Zunahme zu reagieren ( $l$  gibt nur drei Phasen wieder).

**Tab. 4:** Reaktion der Zerschneidungsmaße auf die sechs Fragmentierungsphasen im Vergleich. Die effektive Maschengröße  $m_{\text{eff}}$  und die Straßendichte  $l$  (und  $l^*$ ) sind die einzigen Maße, welche eine Zunahme der Landschaftsfragmentierung verlässlich durch ein Ansteigen bzw. Absinken anzeigen ( $m_{\text{eff}}$  = effektive Maschenweite,  $PI_{\text{rel}}$  = relativer Zerschneidungsindex,  $n$  = Zahl der Patches,  $n_{\text{UVR}}$  = Zahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume größer als 100 km<sup>2</sup>,  $\bar{F}$  = Durchschnittsgröße der Patches,  $l$  = Straßendichte bezogen auf die Gesamtfläche der Region,  $l^*$  = Straßendichte bezogen auf die Summe der Patchflächen; - = Maß reagiert auf diese Phase mit einer Abnahme, o = Maß reagiert überhaupt nicht auf diese Phase, + = Maß reagiert mit einer Zunahme, +/o/- = manchmal Zunahme, manchmal Abnahme und manchmal keine Reaktion auf diese Phase; verändert nach JAEGER 2002: 161).

Fragmentierungsphase	Zerschneidungsmaß					
	$m_{\text{eff}}$	$n$	$\bar{F}$	$n_{\text{UVR}}$	$l(l^*)$	$PI_{\text{rel}}$
Perforation	-	o	-	o/-	o (+)	+/o/-
Inzision	o	o	o	o	+(+)	o
Durchschneidung	-	+	-	+/o/-	+(+)	+
Zerstückelung	-	+	-	+/o/-	+(+)	+/o/-
Verkleinerung	-	o	-	o/-	o (+)	+/o/-
Auslöschung	-	-	+/o/-	o/-	o (+)	-

### 3.5 Anzahl $n$ der verbleibenden Flächen

Dieses Maß ist zwar sehr einfach und anschaulich, es ist aber sehr empfindlich auf die untere Grenze für die Berücksichtigung kleiner Flächen. Da alle Flächen unabhängig von ihrer Größe mitgezählt werden, ist das Maß  $n$  nicht verlässlich bestimmbar, denn die Berücksichtigung oder Vernachlässigung von Kleinstflächen wirkt sich stark auf seinen Wert aus. Die Anforderung der Monotonie in der Reaktion auf unterschiedliche Fragmentierungsphasen erfüllt dieses einfache Maß nicht: Auf die Phasen Durchschneidung und Zerstückelung reagiert es zwar stets mit einem Anstieg, bei Auslöschung einer Fläche, z.B. eines Trittsteinbiotops, sinkt es jedoch ab und auf die Phasen Perforation, Inzision und Verkleinerung reagiert es überhaupt nicht (vgl. Tab. 4). Ein weiterer Nachteil ist die fehlende Sensitivität von  $n$  für strukturelle Unterschiede des Zerschneidungsmusters. Als Zerschneidungsmaß ist  $n$  nur mit sehr großen Einschränkungen

kungen geeignet. Es ist zwar äußerst einfach handhabbar, aber sein Informationsgehalt ist viel zu gering und sein Wert kann irreführende Aussagen über die Zerschneidung realer Landschaften zur Folge haben, insbesondere dann, wenn Verkleinerungen und Auslöschungen auftreten.

### 3.6 Durchschnittliche Größe $\bar{F}$ der verbleibenden Flächen

Dieses Maß ist ebenfalls sehr anschaulich, sehr einfach, hat einen geringen Datenbedarf und behandelt fragmentierende Flächen und verbleibende Flächen ungleich. Wie  $n$  ist  $\bar{F}$  jedoch nicht ausreichend robust gegenüber der Berücksichtigung oder Vernachlässigung von Kleinstflächen, da große und kleine Flächen in derselben Weise gezählt werden. Auf

die Zerschneidungsphasen Perforation, Durchschneidung, Zerstückelung und Verkleinerung reagiert  $\bar{F}$  durchgängig mit einer Abnahme, auf Inzisionen reagiert es nicht. In der Phase Auslöschung kann  $\bar{F}$  jedoch mit einer Zunahme (Verlust einer kleinen Fläche) oder mit einer Abnahme (Verlust einer großen Fläche) oder gar nicht reagieren (Tab. 4). Für strukturelle Unterschiede zwischen Zerschneidungsmustern ist  $\bar{F}$  nicht sensitiv.

Damit eignet sich  $\bar{F}$  ebenso wie  $n_{UVR}$  nur sehr bedingt als ein sehr grober, aber leicht handhabbarer Indikator für die Zerschneidung. Problematisch ist die große Empfindlichkeit gegenüber Kleinstflächen. Um Irreführungen zu vermeiden, ist als Zusatzinformation die Angabe des Flächenanteils der verbleibenden Flächen an der Gesamtfläche und der Größe der kleinsten noch berücksichtigten Fläche erforderlich.

Tab. 5: Vergleich mehrerer Zerschneidungsmaße anhand von neun Eignungskriterien (– = nicht erfüllt, \* = teilweise erfüllt, \*\* = überwiegend erfüllt, \*\*\* = sehr gut erfüllt).  $m_{eff}$  = effektive Maschenweite,  $PI_{rel}$  = relativer Zerschneidungsindex,  $n$  = Zahl der Patches,  $n_{UVR}$  = Zahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume,  $\bar{F}$  = durchschnittliche Patchgröße,  $l$  = Straßendichte bezogen auf die Gesamtfläche,  $l^*$  = Straßendichte bezogen auf die Summe der Patchgrößen. Der letzte Eintrag (Interpretationsfähigkeit) fasst die Kriterien 1, 5, 6 und 7 zusammen (verändert nach JAEGER 2002: 167).

	als Zerschneidungsmaße vorgeschlagene Größen					
	effektive Maschenweite	Anzahl der verbleibenden Flächen	Durchschnittsgröße der verbleibenden Flächen	Verkehrsliniendichte	Anzahl der UVR (> 100 km <sup>2</sup> )	relativer Zerschneidungsindex
Formel	$m_{eff} = \frac{1}{\bar{F}} \sum_{i=1}^n F_i^2$	$n$	$\bar{F} = \frac{\sum F_i}{n}$	$l = \frac{L}{F_g}$ $(l^* = \frac{L}{F_r})$	$n_{UVR}$	$PI_{rel}$
Eignungskriterien:						
1) Anschaulichkeit	**	***	***	***	***	*
2) mathematische Einfachheit	**	***	***	***	***	*
3) geringer Datenbedarf	***	***	***	***	***	**
4) Robustheit gegenüber Kleinstflächen	***	–	–	***	***	***
5) Ungleichbehandlung von fragmentierenden und betroffenen Flächen od. Linien	***	***	***	* (***)	***	***
6) Monotonie der Reaktion auf unterschiedliche Fragmentierungsphasen	***	–	–	** (***)	–	–

Tab. 5: Fortsetzung

	als Zerschneidungsmaße vorgeschlagene Größen					
	effektive Maschenweite	Anzahl der verbleibenden Flächen	Durchschnittsgröße der verbleibenden Flächen	Verkehrsliniendichte	Anzahl der UVR (> 100 km <sup>2</sup> )	relativer Zerschneidungsindex
7) Sensitivität für Strukturunterschiede	ja	nein	nein	nein	ja	ja
8) Homogenität (intensiv od. extensiv)	intens.	extens.	intens.	intens.	extens.	intens.
9) Additivität	flächenproportional-additiv	additiv	nein	flächenproportional-additiv (nein)	additiv	nein
10) Interpretationsfähigkeit als Zerschneidungsmaß	***	*	*	** (***)	**	**

### 3.7 Relativer Zerschneidungsindex $PI_{rel}$ des Statistischen Bundesamtes

Das Statistische Bundesamt Wiesbaden verwendet zur Erfassung der Landschaftszerschneidung für die umweltökonomische Gesamtrechnung den relativen Zerschneidungsindex  $PI_{rel}$  (DEGGAU et al. 1992, KRACK-ROBERG et al. 1995). Die Definition von  $PI_{rel}$  basiert auf den kumulativen Verteilungsfunktionen der verbleibenden unzerschnittenen Flächen für zwei Zerschneidungssituationen. Motivation der Methode ist der Vergleich des Zerschneidungsmusters einer Landschaft zu verschiedenen Zeitpunkten.

Der wichtigste Kritikpunkt am relativen Zerschneidungsindex  $PI_{rel}$  betrifft die Reaktion auf die Fragmentierungsphasen: In den Phasen Perforation, Zerstückelung und Verkleinerung kann der Wert von  $PI_{rel}$  zunehmen, unverändert bleiben oder abnehmen. Die Interpretation von  $PI_{rel}$  als ein Zerschneidungsmaß ist problematisch, da er so unterschiedlich auf die verschiedenen Zerschneidungsphasen reagiert. Lediglich auf Durchschneidungen reagiert  $PI_{rel}$  zuverlässig mit einer Zunahme seines Wertes (Tab. 4). Besonders hinderlich ist jedoch, dass sich der relative Zerschneidungsindex  $PI_{rel}$  in manchen Fällen irreführend verhält: Wenn zwei Verkleinerungsphasen nacheinander stattfinden mit jeweils zunehmenden Werten von  $PI_{rel}$ , dann führt die Summe manchmal zu einem negativen Wert von  $PI_{rel}$ , was eine Abnahme der Zerschneidung ausdrückt (JAEGER 2002: 134ff.). Diese Ergebnisse zeigen, dass  $PI_{rel}$  mangelhaft mit den verschiedenen Fragmentierungsphasen korrespondiert.

### 3.8 Effektive Maschenweite $m_{eff}$

Die effektive Maschenweite wurde an der Akademie für Technikfolgenabschätzung entwickelt (JAEGER 2000). Sie wird im regelmäßig erscheinenden Statusbericht zur Nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg als Indikator im Bereich Biodiversität eingesetzt wird (RENN et al. 2000a, 2000b). Diese Messgröße hat mehrere Vorteile gegenüber den zuvor genannten Verfahren und wird daher ausführlicher vorgestellt und vergleichend diskutiert (Kasten 1):

- Die Methode beachtet sämtliche im „Netz“ der Infrastrukturtrassen und Siedlungsgebiete verbleibenden Flächen und berücksichtigt sie entsprechend ihrer Größe.
- Das Verfahren vermittelt eine rasche vergleichende Einschätzung von verschiedenen Landschaftsräumen anhand eines quantitativen Maßes und ermöglicht eine einfache Ermittlung der Trendentwicklung durch die Angabe einer Zeitreihe für das untersuchte Gebiet (Monitoring-Funktion).
- Die Methode ist durch die systematische Überprüfung anhand von Eignungskriterien wissenschaftlich abgesichert (JAEGER 2000).
- Sie kann auf einfache Weise so erweitert werden, dass sie auch die Nachbarschaftsbeziehungen der Flächen einbezieht (über die Barrierestärke  $\beta$  mit Werten zwischen 0 und 1; siehe JAEGER 2002).

Die effektive Maschenweite ist dafür geeignet, die Zerschneidung von Gebieten unterschiedlicher Gesamtgröße sowie mit differierenden Anteilen an Siedlungs- und Verkehrsfläche zu vergleichen. Sie reagiert auf fünf der sechs Fragmentierungsphasen (Abb. 3).

**Kasten 1: Definition der effektiven Maschenweite  $m_{\text{eff}}$**

Die Definition von  $m_{\text{eff}}$  erfolgt über den Kohärenzgrad  $C$ :

- Der Kohärenzgrad  $C$  gibt die Wahrscheinlichkeit dafür an, dass sich zwei Tiere, die an zufällig gewählten Orten (und unabhängig voneinander) im betrachteten Gebiet ausgesetzt werden, einander begegnen können. Diese ist, wenn die Tiere die Barrieren nicht überqueren können, gleich der Wahrscheinlichkeit dafür, dass sich zwei Tiere, welche vor der Zerschneidung ungehindert und unabhängig voneinander im gesamten Gebiet fortbewegen konnten, in derselben Fläche befinden, wenn zu einem zufälligen Zeitpunkt das Netz der zerschneidenden Linien und Flächen über das Gebiet gelegt wird.
- Die effektive Maschengröße  $m_{\text{eff}}$  ist definiert als die Größe der Flächen, die man erhält, wenn das Gebiet in lauter gleich große Flächen zerteilt würde, so dass sich die selbe Begegnungswahrscheinlichkeit  $C$  dafür ergibt, dass sich die beiden (an zufällig gewählten Orten) ausgesetzten Tiere begegnen können, wie für das untersuchte Gebiet.

Wenn die Barrieren zwischen den Flächen für die betrachtete Tiergruppe unüberwindbar sind und die Begegnungswahrscheinlichkeit der Tiere innerhalb einer jeden Fläche gleich 1 gesetzt wird, ist dies gleich der Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Punkte innerhalb derselben unzerschnittenen Fläche liegen. Eine kurze Rechnung (siehe z. B. JAEGER 2001) führt für diesen Fall auf die einfachen Formeln:

$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g}\right)^2 \quad \text{und} \quad m_{\text{eff}} = \frac{1}{F_g} \sum_{i=1}^n F_i^2$$

mit  $n$  = Zahl der verbleibenden Freiflächen,  $F_i$  = Flächeninhalt von Fläche  $i$ ,  $F_g$  = Gesamtfläche der untersuchten Region, welche in  $n$  Flächen oder *patches* zerteilt wurde.

Die Wahl dieser Definition ist durch mehrere Punkte begründet:

1. Einfachheit: Das Aussetzen von zwei Individuen ist eine möglichst einfache Modellvorstellung, um die Zerschneidungssituation durch eine Wahrscheinlichkeit zu kennzeichnen; weitere Individuen sind dafür nicht nötig, ein Individuum allein ist nicht hinreichend.
2. Transparenz: Die Definition der effektiven Maschenweite ist transparent und gut nachvollziehbar, da die Betrachtung der Begegnungswahrscheinlichkeit durch die mathematische Formel direkt umgesetzt wird:

Die Wahrscheinlichkeit, dass das erste Tier in Fläche 1 ist, beträgt  $\frac{F_1}{F_g}$ .

Die Wahrscheinlichkeit, dass das zweite Tier in Fläche 1 ist, beträgt ebenfalls  $\frac{F_1}{F_g}$ .

Die Wahrscheinlichkeit, dass beide Tiere *zugleich* in Fläche 1 sind (und sich daher begegnen können),

ist somit  $\left(\frac{F_1}{F_g}\right)^2$ . Die Wahrscheinlichkeiten werden für alle Flächen 1 bis  $n$  aufaddiert:

$$\left(\frac{F_1}{F_g}\right)^2 + \left(\frac{F_2}{F_g}\right)^2 + \left(\frac{F_3}{F_g}\right)^2 + \dots + \left(\frac{F_n}{F_g}\right)^2 = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g}\right)^2$$

Damit dieser Wert mit den Werten von anderen Gebieten (die eine andere Gesamtfläche haben können) vergleichbar wird, wird die Begegnungswahrscheinlichkeit anschließend noch in die Größe einer Fläche – die effektive Maschenweite – umgerechnet. Es zeigt sich, dass man dies durch die Multiplikation mit  $F_g$  erreicht (siehe JAEGER 2001, 2002). Dies liefert die obige Formel für  $m_{\text{eff}}$ , denn es gilt:

$$F_g \cdot \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g}\right)^2 = \frac{1}{F_g} \cdot \sum_{i=1}^n F_i^2$$

3. Anschauliche Interpretation als Überlebensbedingung:  $m_{\text{eff}}$  ist direkt interpretierbar als ein Faktor, der die Überlebensfähigkeit von Tieren beeinflusst, denn die Begegnungsmöglichkeit von Tieren ist Voraussetzung für ihre Fortpflanzung und damit für das Überleben einer Art (sowie für den Genaustausch in einer Metapopulation).
4. Mathematische Eigenschaften:  $m_{\text{eff}}$  hat mehrere sehr vorteilhafte mathematische Eigenschaften; z. B. ist  $m_{\text{eff}}$  unempfindlich gegenüber dem Einbezug oder Weglassen kleiner und kleinster Restflächen, und das Maß ist aufgrund seiner mathematischen Eigenschaften für den Vergleich unterschiedlich großer Gebiete geeignet.
5. Berücksichtigung der Struktur des Verkehrs- und Siedlungsnetzes: Im Gegensatz zur Verkehrsliniendichte bringt  $m_{\text{eff}}$  Veränderungen in der räumlichen Anordnung der Verkehrsstrecken zum Ausdruck (z. B. eine Bündelung von Verkehrslinien).

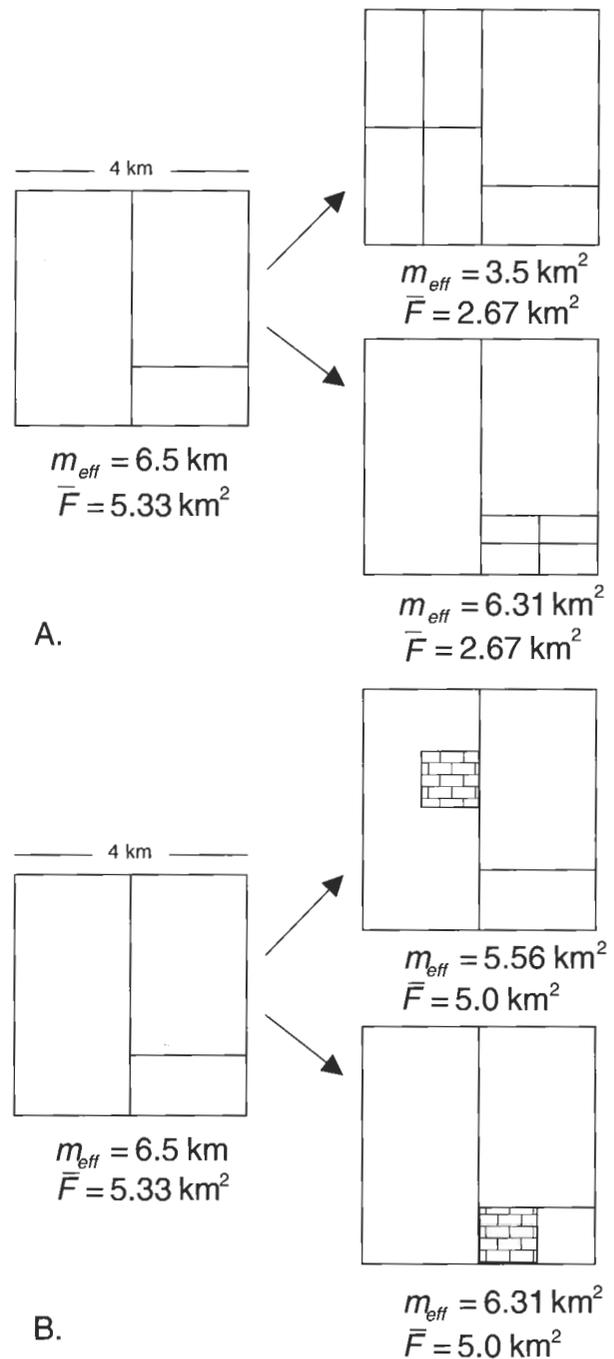
Der Maximalwert der effektiven Maschenweite wird erreicht für ein vollkommen unzerschnittenes Gebiet; der Wert von  $m_{\text{eff}}$  ist dann gleich der Größe des Gebietes (und  $C = 1$ ). Wird ein Gebiet in  $n$  gleich große Teile zertrennt, so ist der Wert von  $m_{\text{eff}}$  gleich der Größe dieser Teilräume. ( $m_{\text{eff}}$  ist allerdings im allgemeinen nicht gleich der Durchschnittsgröße der verbleibenden Flächen.) Der minimale Wert von  $m_{\text{eff}}$  ist  $0 \text{ km}^2$ ; erreicht wird er, wenn ein Gebiet vollständig von Verkehrs- und Siedlungsfläche überdeckt wird.

Die Beschreibungs-idee, die der effektiven Maschenweite zugrunde liegt und sich schrittweise weiter ausarbeiten und verfeinern lässt, lautet: Das Zerschneidungsmaß ist ein Ausdruck für die Möglichkeit, dass sich zwei Tiere, die zufällig (und unabhängig voneinander) im betrachteten Gebiet ausgesetzt werden, begegnen können. Je mehr Barrieren in die Landschaft eingefügt werden, umso geringer wird die Begegnungswahrscheinlichkeit.

Die Vorteile dieser Modellvorstellung liegen in ihrer Einfachheit und Transparenz, ihrer Anschaulichkeit als Überlebensbedingung für die Tierarten, den mathematischen Eigenschaften des resultierenden Maßes und der Möglichkeit zur graphischen Veranschaulichung im kumulierten Größenverteilungsdiagramm. Eine verfeinerte Bestimmung der Begegnungswahrscheinlichkeiten kann z.B. als Computersimulation umgesetzt werden. Dieser Ansatz berücksichtigt die Größen von unzerschnittenen Flächen und die Erreichbarkeit von Flächen. Beide Faktoren beeinflussen das Extinktionsrisiko wesentlich. Für das Überleben von (Meta-) Populationen und einen ausreichenden Genaustausch ist eine Begegnungsmöglichkeit von Tieren derselben Art nicht nur vorteilhaft, sondern notwendig.

Der systematische Vergleich der effektiven Maschenweite mit den fünf anderen Maßen anhand der neun Eignungskriterien (Abschn. 3.2) zeigt, dass  $m_{eff}$  uneingeschränkt als Zerschneidungsmaß interpretierbar ist, während die übrigen Messgrößen in ihrer Eignung mehr oder weniger stark beschränkt sind (Tab. 5).  $m_{eff}$  erfüllt außerdem die wissenschaftlichen, funktionalen und pragmatischen Anforderungen an Naturschutzindikatoren<sup>2)</sup> in hohem bis sehr hohem Maß (ESSWEIN et al. 2003). Ein zusätzlicher Vorteil dieses Ansatzes ist die Möglichkeit, die Methode auszudehnen, um weitere Aspekte des Landschaftswiderstandes zu berücksichtigen, z.B. die Überwindbarkeit von Barrieren und die relative Lage der Flächen (vgl. JAEGER 2002). Zur Berechnung der effektiven Maschenweite können das Analyseprogramm FRAGSTATS (ab Version 3.1; erhältlich unter <http://www.umass.edu/landeco/>) oder die Programmsammlung *r.le* von GRASS (ab Version 5.0; <http://www.geog.uni-hannover.de/grass/>) verwendet werden.

Abbildung 5 zeigt, dass die effektive Maschenweite und die Durchschnittsgröße auf Änderungen der Landschaftsstruktur unterschiedlich reagieren. Die Durchschnittsgröße bringt wichtige Strukturunterschiede, z.B. ob große oder kleine Flächen zerschnitten werden, nicht zum Ausdruck, die effektive Maschenweite hingegen tut dies sehr gut.<sup>3)</sup>



**Abb. 5:** Beispiel zur Illustration des Unterschieds zwischen effektiver Maschenweite  $m_{eff}$  und Durchschnittsgröße  $\bar{F}$ . A: Bei der Durchschneidung einer großen Fläche (in der linken Hälfte) in vier Viertel nimmt die effektive Maschenweite deutlich stärker ab als bei Durchschneidung einer kleinen Fläche. Die Durchschnittsgröße  $\bar{F}$  hingegen nimmt in beiden Fällen gleich stark ab. B: Bei Verkleinerung einer großen Fläche nimmt die effektive Maschenweite stärker ab als bei Verkleinerung einer kleinen Fläche (wobei die umgewidmete Fläche in beiden Fällen gleich groß ist), während die Durchschnittsgröße  $\bar{F}$  gleich stark abnimmt.

2) Die wissenschaftlichen Anforderungen sind: Problemrelevanz, Transparenz, Reproduzierbarkeit, Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge; die funktionalen Anforderungen sind: Verständlichkeit, umweltpolitische Relevanz, Existenz von Zeitreihen, internationaler Kontext; und die pragmatischen Anforderungen sind: vertretbarer Aufwand, Datenverfügbarkeit, Bezug zu Zielaussagen.

3) Hinweis: Wenn die Habitatfragmentierung unabhängig vom Habitatverlust gemessen werden soll (FAHRIG 1999, 2003), eignet sich die effektive Maschenweite in modifizierter Form, wobei statt der Gesamtfläche des untersuchten Gebietes mit der Summe der Habitatflächen,  $F_t = \sum F_i$ , gerechnet wird,

$$\text{d.h. } m_{eff} = \sum \frac{F_i^2}{F_t}$$

Ebenfalls gut geeignet für den Vergleich der Zerschneidung von Gebieten unterschiedlicher Gesamtgröße sowie mit differierenden Anteilen an Siedlungs- und Verkehrsfläche ist die effektive Maschendichte (oder Zerstückerungsdichte)  $s = \frac{1}{m_{\text{eff}}}$ . Sie gibt die Dichte der Netzmaschen an, d.h. Anzahl von Flächen gleicher Größe pro 100 km<sup>2</sup>, in die das untersuchte Gebiet zu zerteilen wäre, so dass die Wahrscheinlichkeit dafür, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in derselben Fläche liegen, denselben Wert hat (vgl. Kasten 1) wie für die jetzige Situation im Untersuchungsgebiet (für ein Beispiel siehe Abschn. 4, Abb. 10). Der Wert der effektiven Maschendichte steigt, wenn die Landschaftszerschneidung zunimmt.

#### 4 Beispieldaten zur Entwicklung der Landschaftszerschneidung

Quantitative Untersuchungen zum Zustand und zur Entwicklung der Landschaftszerschneidung gibt es in Deutschland bisher nur in geringer Zahl (siehe die Übersichten in GRAU 1998; GRAU im Druck). Die Studie des Bundesamtes für Naturschutz (1999) dokumentiert einen Rückgang der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume in den alten Bundesländern von 349 (= 22,7% der Landesfläche) im Jahr 1977 auf 296 (= 18,6%) im Jahr 1987 und auf nur noch 225 (= 14,2%) heute. (Zwar wurden 1999 teilweise andere Abgrenzungskriterien verwendet, die Unterschiede fallen jedoch gegenüber der Trendentwicklung nicht ins Gewicht.) Die aktualisierten Daten umfassen auch die neuen Bundesländer (Tab. 6) und zeigen, dass Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg die weitaus höchsten Flächenanteile der UVR an der Landesfläche besitzen. Weitere bundesweite Untersuchungen zu unzerschnittenen Räumen wurden von DOSCH et al. (1995: 15), vom Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (2000: 156) sowie von SCHUMACHER & WALZ (2000) vorgelegt. Ältere (auf Westdeutschland bezogene) Studien haben FRITZ (1984) und HEISS (1992) durchgeführt (jedoch nur für Waldflächen).

Die ersten quantitativen Untersuchungen für Baden-Württemberg führten EICHHORST & GERMAN (1974) für den Regierungsbezirk Tübingen, REICHEL (1979) für den Schwarzwald-Baar-Kreis und SCHREIBER et al. (o. J.) für die Region Mittlerer Neckar durch. Landesweite Darstellungen für Baden-Württemberg geben die Arbeiten von JAEGER et al. (2001) und ESSWEIN et al. (2002). Die Untersuchungen des BfN weisen einen aktuellen Bestand von lediglich noch 28 unzerschnittenen Räumen (10,7% der Landesfläche) in Baden-Württemberg aus, d.h. dass nahezu 90% des Landes bereits in kleinere Räume (kleiner als 100 km<sup>2</sup>) zerstückelt worden sind. Die aktuelle Situation in den übrigen Bundesländern wird die Recherche von GRAU (im Druck) charakterisieren. Tabelle 7 stellt eine Auswahl neuerer Untersuchungen zu unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen dar.

Ein Vergleich der Ergebnisse aus verschiedenen Untersuchungen ist nur mit der nötigen Vorsicht hinsichtlich der verwendeten Definitionen und Methoden möglich. Alle bisherigen Studien verwenden unterschiedliche Methoden und setzen jeweils andere Kriterien zur Ermittlung der

Tab. 6: Unzerschnittene verkehrsarme Räume größer als 100 km<sup>2</sup> in Deutschland, Stand 1998 (unter Berücksichtigung der Kreisstraßen mit mehr als 1000 Kraftfahrzeugen in 24 h; außer Stadtstaaten und Saarland; wegen fehlender Verkehrsmengenzählungen für die Kreisstraßen sind in Sachsen 9 von 15 Kreisen, in Sachsen-Anhalt 3 von 16 Kreisen und in Brandenburg 4 von 14 Kreisen nicht erfasst; aus BfN 1999: 39).

Bundesland	Anzahl der UVR	Anteil der UVR (in Prozent der Landesfläche)
Baden-Württemberg	28	10,7 %
Bayern	76	19,6 %
Brandenburg	80	53 %
Hessen	20	12,5 %
Mecklenburg-Vorpommern	71	53,8 %
Niedersachsen	60	18,8 %
Nordrhein-Westfalen	8	3,3 %
Rheinland-Pfalz	22	15,8 %
Sachsen	29	23,8 %
Sachsen-Anhalt	35	29,2 %
Schleswig-Holstein	11	9,5 %
Thüringen	40	41 %
gesamt	480	22,4 %

Freiflächen ein (Tab. 7). Die Gegenüberstellung zeigt, dass es empfehlenswert ist, eine einheitliche Methode (oder zumindest vergleichbare Methoden) für ganz Deutschland und Europa auszuwählen, mit der Bundesländer und europäische Regionen auch untereinander verglichen werden können. Langfristiges Ziel ist es, Vergleichsdaten (auf Kreis- und Naturraumbene) zu schaffen als Grundlage für besser greifende Maßnahmen, mit denen die Landschaftszerschneidung beschränkt und die seit langem geforderte Trendwende eingeleitet werden kann.

Zeitreihen zur Entwicklung des Zerschneidungsgrades seit 1930 sind erstmals für das Bundesland Baden-Württemberg ermittelt worden (ESSWEIN et al. 2002). Die effektive Maschenweite für ganz Baden-Württemberg beträgt  $m_{\text{eff}} = 20,24 \text{ km}^2$  (ohne Gemeindeverbindungsstraßen).<sup>4)</sup> Mit

<sup>4)</sup> Als Zerschneidungselemente wurden Autobahnen, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindeverbindungsstraßen, Bahnlinien, Flüsse ab 6 m Breite, Siedlungsflächen und Seen berücksichtigt (Vergleich mit/ohne Gemeindestraßen).

Tab. 7: Vergleich verschiedener neuerer Untersuchungen zu unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen (UVR). Zusätzlich ist eine Untersuchung in Sachsen in Arbeit (M. Scherfke, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie); aus ESSWEIN et al. (2002: 33).

Institution	Bezugsraum	Trennelemente							Ergebnis
		Klassifizierte Straßen	Gemeindestraßen	Schienen	Wasserstraßen/ Flüsse	Hochspannungsleitungen	Siedlungen	Seen/ Gewässer	
Bundesamt für Naturschutz (1999)	Deutschland	ab einer Belastung > 1000 Kfz/Tag	-	X	-	-	-	X <sup>1</sup>	480 UVR > 100 km <sup>2</sup> (Deutschl.); 28 UVR in BW
Nationalatlas BRD (SCHUMACHER & WALZ 2000)	Deutschland	ohne Kreisstraßen	-	nur ICE, IC/EC, IR	-	-	ab 10 ha Fläche	-	28 UVR in BW
Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Raumordnungsbericht 2000)	Deutschland	X	-	-	Bundeswasserstraßen	X	-	-	Keine Angaben für Flächen > 100 km <sup>2</sup>
Akademie für Technikfolgenabschätzung (Statusbericht Nachhaltige Entwicklung, RENN et al. 2000a/b, JAEGER et al. 2001)	Baden-Württemberg	X	X <sup>2</sup>	X	Flüsse ab 6 m Breite	-	X (Ortslagen)	X	8 Flächen > 100 km <sup>2</sup> (ohne GVS <sup>3</sup> ) 6 Flächen > 100 km <sup>2</sup> (mit GVS)
Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung NRW (BAUMANN & HINTERLANG 2001)	Nordrhein-Westfalen	X	X	X	Künstliche, schiffbare Wasserstraßen (Kanäle)	-	Ab 10 ha oder 10 Ansiedlungen <sup>4</sup>	-	1 Fläche > 100 km <sup>2</sup>
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (1999)	Mecklenburg-Vorpommern	X <sup>5</sup>	Alle Straßen und Wege	X	-	X (Mittelspannungsleitungen u. Oberleitungen der Eisenbahn)	X (+ bebauungsähnliche Einrichtungen, Windenergieanl.)	Standgewässer > 1 km <sup>2</sup>	0 Flächen > 100 km <sup>2</sup> 9 Flächen > 50 km <sup>2</sup>
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1998)	Bayern	ab einer Belastung > 1000 Kfz/Tag	-	sofern überwiegend 2-spurig verlaufend	-	-	X Siedlungsflächen	-	79 Flächen > 100 km <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Befindet sich in einem UVR ein Gewässer, welches mehr als die Hälfte des Raumes beansprucht, wird dieses Gebiet nicht als UVR betrachtet.

<sup>2</sup> Es wird ein Vergleich mit/ohne Gemeindestraßen durchgeführt.

<sup>3</sup> GVS = Gemeindeverbindungsstraße

<sup>4</sup> Die Untersuchung berücksichtigt zusätzlich Flächen außerhalb von Ortslagen mit besonderer funktionaler Prägung (z.B. Kraftwerke, Sportanlagen, Schleusen, Flugplätze).

<sup>5</sup> Alle Zerschneidungselemente werden entsprechend ihrer Kategorie mit einer Pufferzone versehen (Wirkzone).

### Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg

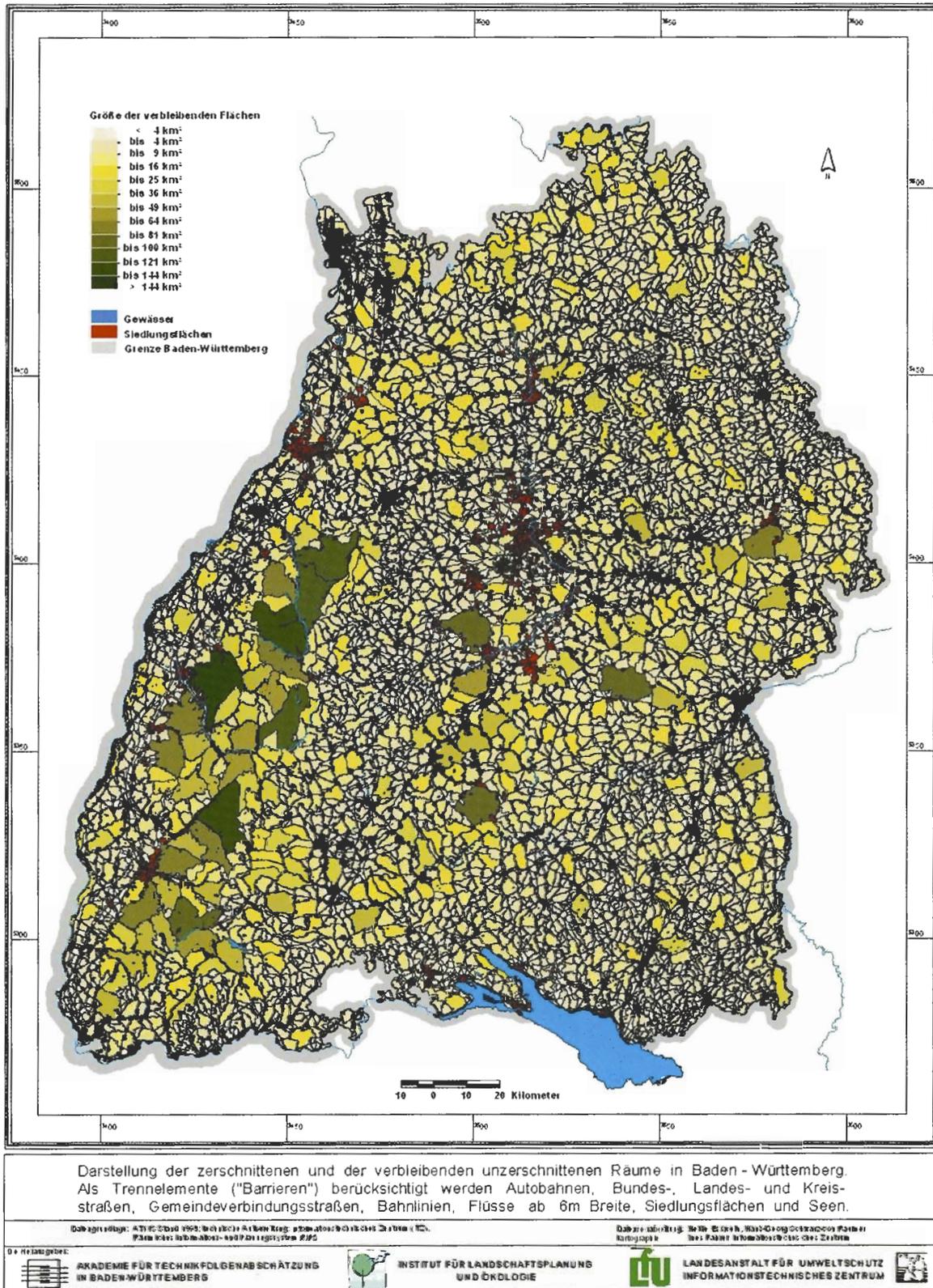


Abb. 6: Darstellung der zerschnittenen und der verbleibenden unzerschnittenen Räume in Baden-Württemberg um 1998. Als Zerschneidungselemente wirksam sind Autobahnen, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen, Bahnlinien, Flüsse ab 6 m Breite, Siedlungen und Seen (aus JAEGER et al. 2001).

Einbezug der Gemeindeverbindungsstraßen sinkt die effektive Maschenweite um 32% ab, auf  $m_{\text{eff}} = 13,66 \text{ km}^2$  (JAEGER et al. 2001; Berechnung mit Landesgrenzen als äußerem Rand auf Grundlage von ATKIS-Daten). Baden-Württemberg ist somit weit stärker zerschnitten, als es die Ergebnisse vorheriger Studien (BfN 1999; SCHUMACHER & WALZ 2000; GAWLAK 2001) aufgezeigt haben. Die Zahl der unzerschnittenen Räume (UVR) größer als  $100 \text{ km}^2$  beträgt acht (ohne Gemeindestraßen; insgesamt  $1109 \text{ km}^2$ , entsprechend 3,1% der Landesfläche) bzw. sechs (mit Gemeindestraßen;  $752 \text{ km}^2 = 2,1\%$  der Landesfläche). Für die Flächen größer als  $50 \text{ km}^2$  ergibt sich eine UVR-Anzahl von 40 (ohne Gemeindestraßen;  $3209 \text{ km}^2 = 9,0\%$  der Fläche) bzw. 22 (mit Gemeindestraßen;  $1880 \text{ km}^2 = 5,3\%$  der Fläche). SCHUMACHER & WALZ (2000) hingegen stellen 28 Flächen größer als  $100 \text{ km}^2$  ( $4350 \text{ km}^2 = 12\%$  der Landesfläche) und 193 Flächen größer als  $50 \text{ km}^2$  ( $16100 \text{ km}^2 = 45\%$  der Landesfläche) innerhalb Baden-Württembergs dar. Die großen Unterschiede erklären sich vor allem daraus, dass SCHUMACHER & WALZ keine Kreisstraßen, keine Gemeindeverbindungsstraßen, keine Bahnstrecken, auf denen nicht mindestens InterRegion-Züge verkehren, keine Flüsse und keine Seen als Barrieren berücksichtigen. Die meisten Räume, die gemäß der Übersichtsmethode nach SCHUMACHER & WALZ noch als

relativ unzerschnitten erscheinen, entfallen, sobald die weiteren zerschneidungsrelevanten Landschaftselemente einbezogen werden (Abb. 6).

Abbildung 7 zeigt die Ergebnisse für die 44 Landkreise (mit Gemeindestraßen). Die Unterschiede zwischen den Landkreisen sind sehr ausgeprägt. Die Werte der effektiven Maschenweite überdecken eine Spanne von  $1,6 \text{ km}^2$  bis  $30 \text{ km}^2$ . Große Werte ( $>18 \text{ km}^2$ ) erreicht die effektive Maschenweite beispielsweise im Ortenaukreis, in Emmendingen, im Breisgau-Hochschwarzwald und in Freudenstadt. Am Ende (mit Werten unter  $5 \text{ km}^2$ ) stehen die Kreise Stuttgart, Mannheim, Ulm, Karlsruhe (Stadt), Pforzheim, Ludwigsburg und Heilbronn (Stadt) sowie der Bodenseekreis, Konstanz und Hohenlohe.

Die effektive Maschenweite hat von  $31,6 \text{ km}^2$  im Jahr 1930 um 36% auf  $20,24 \text{ km}^2$  im Jahr 1998 abgenommen (ohne Gemeindestraßen). Mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen beträgt der Rückgang sogar 40,4% von  $22,92 \text{ km}^2$  (1930) auf  $13,66 \text{ km}^2$  (1998). Abbildung 8 zeigt die zeitliche Entwicklung für ganz Baden-Württemberg. Die Zeitreihen für sieben Landkreise in Abbildung 9 vermitteln einen Eindruck davon, dass der Trend in vielen Teilen des Landes sehr ähnlich aussieht: Das Netz der Verkehrsnetze und Siedlungsflächen wird immer engermaschiger.

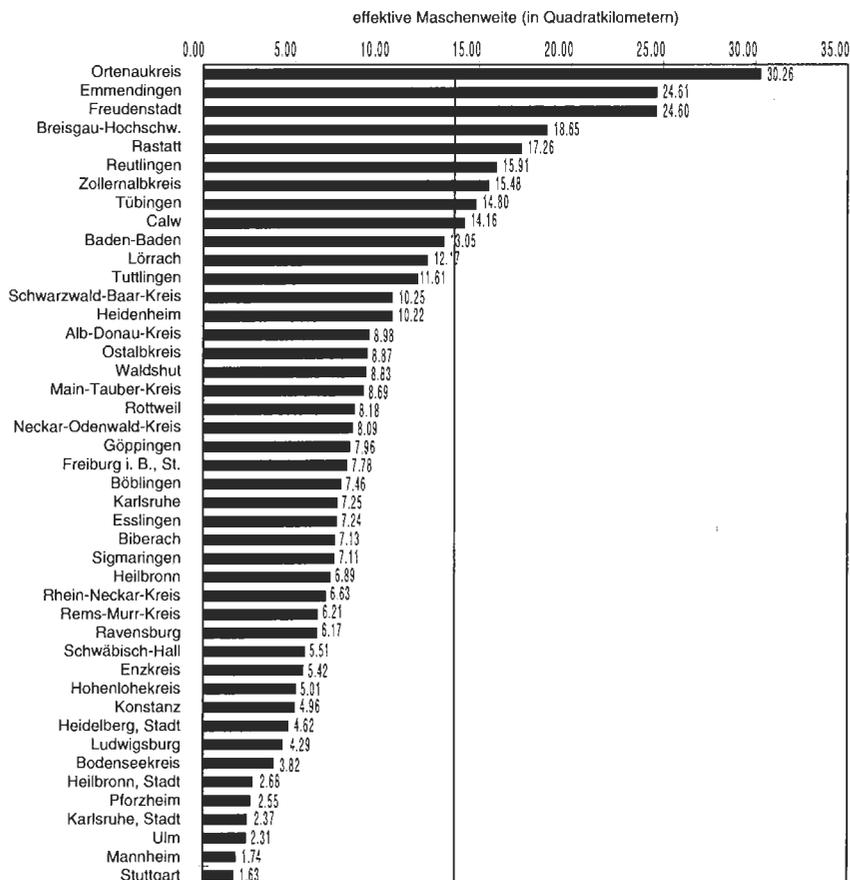


Abb. 7: Darstellung des Zerschneidungsgrades für die 44 Landkreise in Baden-Württemberg (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen) im Jahr 1998 durch die effektive Maschenweite ( $m_{\text{eff}}$ ) in  $\text{km}^2$  nach dem Ausschneideverfahren. Zum Vergleich mit angegeben ist der Wert der effektiven Maschenweite für ganz Baden-Württemberg von  $13,66 \text{ km}^2$  (durchgezogene Linie) (aus JAEGER et al. 2001: 310).

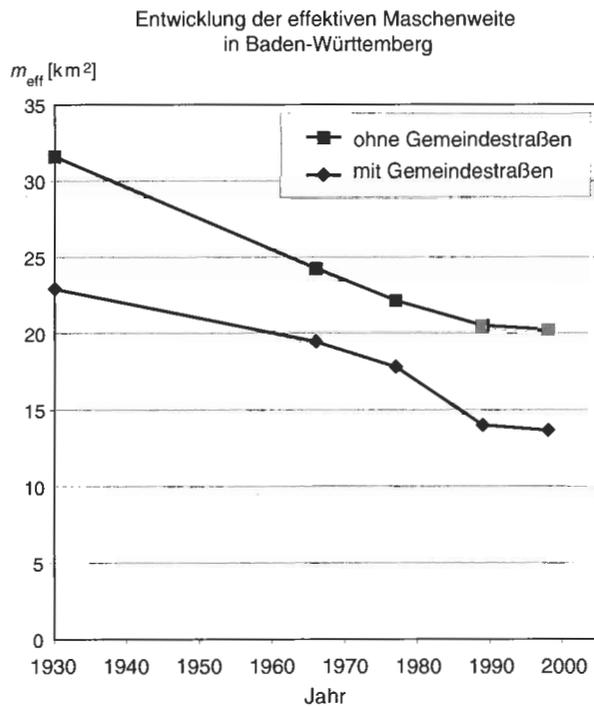


Abb. 8: Zeitreihe zur Entwicklung des Zerschneidungsgrades in Baden-Württemberg, gemessen mit der effektiven Maschenweite ( $m_{\text{eff}}$ ) in  $\text{km}^2$  (aus ESSWEIN et al. 2002: 51).

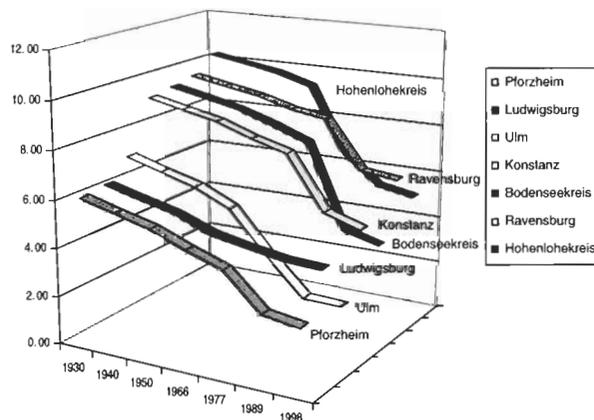


Abb. 9: Zeitreihen zur Entwicklung des Zerschneidungsgrades in Baden-Württemberg in den Landkreisen Ludwigsburg, Ravensburg, Konstanz, Ulm, Pforzheim, Bodenseekreis und Hohenlohekreis, gemessen mit der effektiven Maschenweite ( $m_{\text{eff}}$ ) (nach dem Ausschneideverfahren; mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen; Daten aus ESSWEIN et al. 2002).

Extrapoliert man den Rückgang von unzerschnittenen Räumen  $> 50 \text{ km}^2$  seit 1930 linear in die Zukunft, so wäre ein Verlust sämtlicher UVR bis spätestens zum Jahr 2070 zu erwarten. Die effektive Maschenweite hat sich seit 1930 um mehr als 40% verringert (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen). Hier führt eine lineare Extrapolation des Trends für das Jahr 2100 auf eine effektive Maschenweite von  $0 \text{ km}^2$ , d.h. zu vollständiger Überdeckung des Landes mit Verkehrs- und Siedlungsfläche.

Alternativ zur effektiven Maschenweite kann auch die effektive Maschendichte verwendet werden, die mit zunehmender Landschaftszerschneidung ansteigt (Abschn. 3.8; Abb. 10). Seit 1930 hat die effektive Maschendichte in Baden-Württemberg um 56% (ohne Gemeindestraßen) bzw. 68% (mit Gemeindestraßen) zugenommen.

Auch auf EU-Ebene werden zunehmend Daten über den Grad der Landschaftszerschneidung erhoben (EEA 2002: 23) und Projekte zur Zerschneidungswirkung von Verkehrsstrecken durchgeführt (z.B. COST 341: „Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure“). Das europäische Netzwerk IENE („Infra Eco Network Europe“) hat sich zur Aufgabe gemacht, den Austausch zwischen Forschenden und Entscheidungsträgern in den Bereichen Naturschutz und Verkehrswesen zu fördern ([www.iene.info](http://www.iene.info)).

## 5 Landschaftszerschneidung und Naturschutz

### 5.1 Derzeitige Situation

Die anthropogene Landschaftszerschneidung ist eines der größten und folgenreichsten Probleme im Natur- und Umweltschutz (vgl. Tab. 1). Die resultierenden Landschaftsveränderungen erscheinen zwar im menschlichen Zeitmaßstab schleichend, im Zeitmaßstab des Entstehens und Verschwindens von Tier- und Pflanzenarten jedoch bedeuten sie außerordentlich rasche und grundlegende Änderungen der Lebensbedingungen, an die sich die meisten Arten nicht anpassen können. Überwiegend handelt es sich um zahlreiche kleine, je für sich wenig erheblich erscheinende Landschaftseingriffe, die kumulativ die Landschaft verändern: eine neue Umgehungsstraße hier, ein kleines neues Gewerbegebiet dort, ein neues Wohngebiet bis an die alte Umgehungsstraße heran, einige Jahre später auch darüber hinaus. Die Folgen, die sich in der Summe langfristig daraus ergeben und sich gegenseitig verstärken können, werden angesichts der Begrenztheit jedes einzelnen Eingriffs, des schleichenden Charakters der Veränderungen und der begrenzten Prognostizierbarkeit von Summenwirkungen oft stark unterbewertet. Jeder einzelne Eingriff erscheint marginal, so dass die langfristige kumulative Wirkung allzu leicht verkannt wird („Marginalisierungsfälle“). Wenn eine Landschaft bereits geogen fragmentiert ist, z.B. durch Gewässer oder ein gebirgiges Relief, dann wirken sich die anthropogenen Barrieren umso stärker aus, da sie fast unvermeidlich mit den Wanderkorridoren von Tieren in Konflikt geraten (z.B. Straßen und Siedlungen entlang von und quer zu Flusstälern in Berggebieten). Daher ist es wichtig, die geogenen Ausbreitungsbarrieren bei der Messung und Bewertung der Landschaftszerschneidung mit zu erfassen.

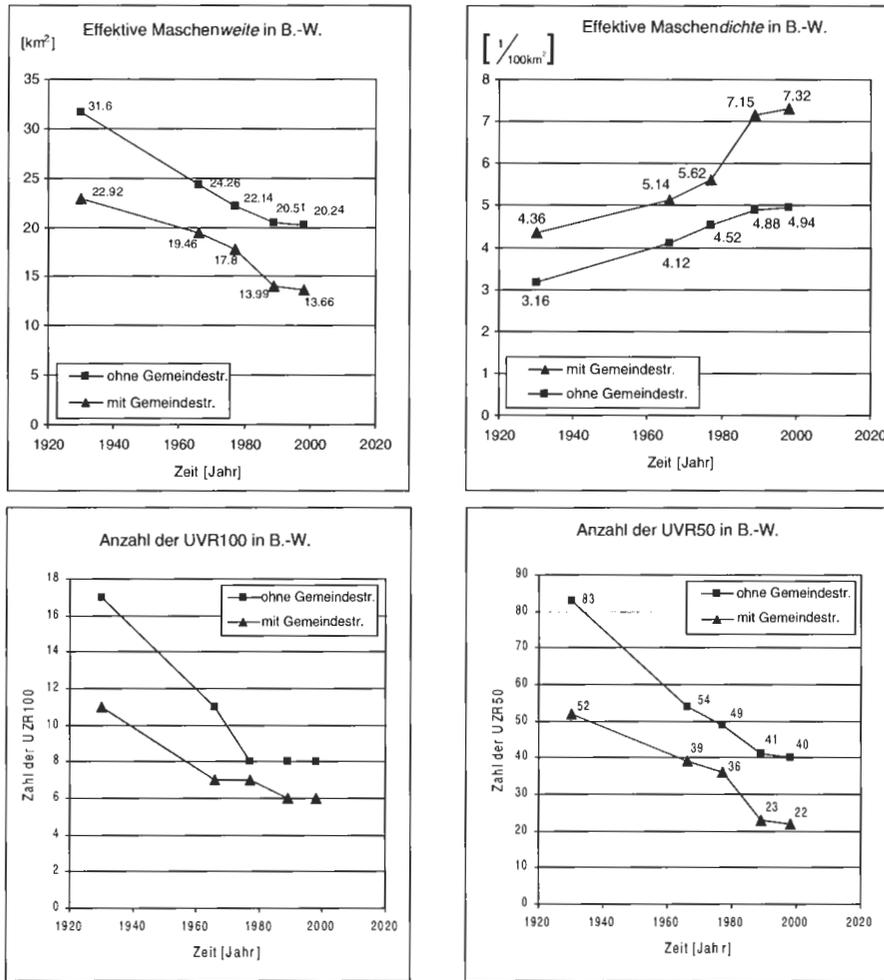


Abb. 10: Darstellung der Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg seit 1930 im Vergleich mehrerer Messgrößen: effektive Maschenweite, effektive Maschendichte, Zahl der unzerschnittenen verkehrsfähigen Räume  $> 100 \text{ km}^2$  bzw.  $> 50 \text{ km}^2$ . Der Wert der effektiven Maschendichte nimmt mit ansteigender Landschaftszerschneidung zu, die effektive Maschenweite und die Zahl der UVR nehmen hingegen ab. Der Vergleich zeigt u.a., dass die Zahl der UVR  $> 100 \text{ km}^2$  die Entwicklung der Landschaftszerschneidung seit 1977 nicht wiedergibt (Daten aus ESSWEIN et al. 2002: 51).

Für einzelne Arten kann die Landschaftszerschneidung auch positive Folgen haben. Dies betrifft jedoch vor allem weit verbreitete Generalisten, die sich an eine Vielzahl von Lebensbedingungen anpassen können, und nicht-heimische, von außen eindringende Arten, deren Verbreitung in der Regel aus Naturschutzsicht negativ zu bewerten ist (HARRISON & BRUNA 1999). Auch wenn die Folgen der Landschaftszerschneidung nicht ausnahmslos als nachteilig zu bewerten sind, sind doch insgesamt die nachteiligen Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt nach heutigem Wissensstand weit überwiegend (HEYWOOD & WATSON 1995; BAUR & ERHARDT 1995; SETTELE et al. 1996; AMLER et al. 1999).

Gemäß den heutigen Verkehrsprognosen wird steigender Warenaustausch (v.a. mit osteuropäischen Ländern) in den kommenden Jahren eine starke Verkehrszunahme in Deutschland bewirken. Die geplanten Verkehrsprojekte in den ostdeutschen Bundesländern werden die Zahl der unzerschnittenen Räume größer als  $100 \text{ km}^2$  erheblich herabsetzen und langfristig zu einer ähnlichen Zerschneidungssituation wie in Westdeutschland führen, wenn sich Verkehrspolitik und Siedlungspolitik nicht grundlegend

ändern. Derzeit beträgt der Anteil der unzerschnittenen Räume (gemäß der Definition des BfN) an der Landesfläche in den neuen Bundesländern noch durchschnittlich 40,2% (mit mehr als 50% in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg), während er in allen westlichen Bundesländern bei unter 20% liegt (Tab. 6). Die genauere Erforschung der Auswirkungen des Verkehrsnetzes auf Tierpopulationen ist daher ein aktuelles Desideratum. Trotz einer großen Menge an Publikationen mit Zahlen darüber, wieviele Tiere durch den Verkehr getötet werden, ist das Verständnis der Wirkungen auf die Populationsdynamik erst gering entwickelt. Zum Vergleich der populationsökologischen Auswirkungen unterschiedlicher Konfigurationen von Verkehrswegen gibt es bisher keine wissenschaftliche Literatur. Die Bündelung wird zwar aus Lärmschutzgründen und aufgrund von Plausibilitätsüberlegungen seit Jahrzehnten in der deutschen Verkehrsplanung propagiert, aber zur Frage, wie stark sie tatsächlich zu geringeren negativen Wirkungen auf Tierpopulationen führt, gibt es bisher (2003) weder empirische noch Modellstudien.

## 5.2 Modellarten

Tierarten mit großen Raumsprüchen oder geringer Besiedlungsdichte reagieren am stärksten und am schnellsten auf die Zerstückelung und Verkleinerung der Lebensräume (Tab. 1). Als Modellarten eignen sich hier beispielsweise Fischotter und Dachs (ROTH et al. 2000), Luchs, Wildkatze, Rothirsch, Schreiadler, Seeadler, Fischadler, Feldhase, Baumarder und Iltis. Es ist hilfreich, sie in Gruppen zu unterteilen, die sich genauer kennzeichnen lassen dadurch, dass die Tiere insular verbreitet sind (Rothirsch), ihr Bestand rückläufig ist (Feldhase), sie nur in geringer Dichte vorkommen (Luchs, Baumarder, Iltis), einer hohen Verkehrsmortalität unterliegen (Dachs, Fischotter, Igel) oder stark gefährdet sind (Fischotter, Wildkatze). In Baden-Württemberg kommt beispielsweise die Wildkatze (*Felis silvestris*) nur noch in wenigen Exemplaren vor (PEGEL 2001a). Der Rothirsch (*Cervus elaphus*) war früher einmal flächendeckend in Baden-Württemberg verbreitet, heute gibt es hier lediglich noch vier freilebende Bestände und einen vollständig eingegatteten Bestand. Die Art hat in den letzten 200 Jahren über 90% ihres europäischen Verbreitungsgebietes verloren. Deutschlandweit kommt die Art heute in rund 140 räumlich voneinander getrennten „Rotwildgebieten“ vor. Als Folge der Isolation sind bereits genetische Veränderungen festzustellen, die Situation ist daher aus der Sicht des Artenschutzes unbefriedigend (GEORGII 2001). Der Feldhase (*Lepus europaeus*) war in Baden-Württemberg einst die häufigste Wildart. Heute ist er zwar noch flächendeckend verbreitet, aber sein Bestand ist rückläufig und er wurde deshalb in die Vorwarnliste eingeordnet. In einigen anderen Bundesländern ist diese Art sogar bereits als gefährdet eingestuft. Der Dachs (*Meles meles*) zählt in Baden-Württemberg aktuell nicht mehr zu den gefährdeten Arten (PEGEL 2001b), leidet jedoch in durch Straßen zerschnittenen Lebensräumen unter sehr hohen Verkehrsverlusten. Das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) benötigt große geschlossene Waldgebiete abseits von Siedlungen und Straßen. Noch etwa die Hälfte der Waldfläche des Schwarzwaldes hat ein hohes Lebensraumpotenzial für das Haselhuhn (SUCHANT & BARITZ 2001). Als Lebensraum für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) sind große abgeschiedene Waldgebiete in den Schwarzwaldhochlagen geeignet. Aufgrund des Vordringens von Straßen und Siedlungen verbleiben lediglich 13% der Waldfläche als potenziell geeignet, die zudem stark fragmentiert und über den Nord- und Südschwarzwald verteilt sind; insbesondere im Mittleren Schwarzwald (im Bereich des Kinzigtales) weisen sie eine große Lücke auf (SUCHANT & BARITZ 2001).

Luchse (*Lynx lynx*) leben von Natur aus in einer geringen Dichte. Für eine erfolgreiche Wiedereinbürgerung des Luchses in Deutschland, z.B. im Schwarzwald, wäre daher eine Verbindung zu anderen Beständen in der Schweiz und in Frankreich erforderlich, oft über bestehende Verkehrsadern hinweg (z.B. die Verkehrswege entlang des Rheins). Hierzu haben SCHADT et al. (2002a, b) wegweisende Untersuchungsergebnisse vorgelegt. Die Streifgebiete von Luchsen haben eine Größe von 100–150 km<sup>2</sup> (weibliche Tiere) bzw. 200–400 km<sup>2</sup> (männliche Tiere) (THOR & PEGEL 1992), sind also weit größer als die effektive Maschenweite aller Naturräume Baden-Württembergs (mit und ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen) und auch größer als die größten unzerschnittenen Räume. Wegen der

geringen Besiedlungsdichte des Luchses wiegen bereits Verluste einzelner Tiere durch den Straßenverkehr schwer. Der Schreiadler (*Aquila pomarina*) ist die am stärksten gefährdete Greifvogelart Deutschlands. Derzeit gibt es diese Art noch in Mecklenburg-Vorpommern (ca. 90 Brutpaare) und Brandenburg (ca. 20 Brutpaare) sowie in einem isolierten Vorkommen im Harz. Der Schreiadler benötigt naturnahe alte Wälder und die umgebende Offenlandschaft für die Nahrungssuche. Die Tiere sind sehr störungsempfindlich. Mit Telemetrie-Untersuchungen wurde die strikte Vermeidung von Siedlungen und größeren Straßen selbst auf seinen Jagdflügen nachgewiesen (ULBRICHT & KLENKE 2000). Gerade die großen einheimischen Arten beanspruchen meist Territorien, die die durchschnittliche Ausdehnung unzerschnittener, störungsarmer Flächen in Deutschland deutlich überschreiten. Einige Beispiele für Aktionsraumgrößen: Schreiadler, vom Aussterben bedroht: 2–100 km<sup>2</sup>; Steinadler, stark gefährdet: 54–103 km<sup>2</sup>; Baumarder, Vorwarnliste: 1,8–2,9 km<sup>2</sup>; Großtrappe, stark gefährdet: > 10 km<sup>2</sup>; Dachs: 0,14–15 km<sup>2</sup> (ROTH et al. 1999). Die Minimalareale für überlebensfähige Populationen sind entsprechend größer, in Abhängigkeit davon, wie stark die Aktionsräume der Individuen überlappen. Daher kommen viele dieser Arten schwerpunktmäßig nur noch in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg vor, den beiden Bundesländern mit dem geringsten Zerschneidungsgrad (Tab. 6).

Ob Wiedereinbürgerungen des Fischotters (*Lutra lutra*) in Regionen der alten Bundesländer künftig erfolgreich sein können, hängt ebenfalls, wie beim Luchs, stark von der Höhe der Verkehrsverluste in Relation zu anderen Todesursachen und zur Reproduktionsrate ab. In den neuen Bundesländern stellt der Straßentod die Hauptmortalitätsursache dar und droht heute, die Fischotterpopulationen soweit zu dezimieren, dass sie nicht mehr dauerhaft überlebensfähig sind (BINNER et al. 1999).

Elch und Wolf besitzen das Potenzial, aus den ost- und südosteuropäischen Nachbarländern wieder nach Westeuropa zu kommen, im Alpenraum auch der Braunbär. Sie benötigen ebenfalls große, möglichst unzerschnittene Lebensräume. Andere Tierarten, die von der Landschaftszerschneidung negativ betroffen sind, sind Kleinsäuger und Wirbellose, vor allem Amphibien (siehe die ausführliche Übersicht bei GLITZNER et al. 1999: 38–60). GERLACH & MUSOLF (2000) haben für die Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) die genetische Isolation aufgrund einer Straße im Süden Baden-Württembergs nachgewiesen, vgl. die Untersuchung von REH & SEITZ (1990) für den Grasfrosch (*Rana temporaria*). Die durch die Straße getrennten Populationen zeigen genetische Unterschiede (genetische Differenzierung), die durch fehlenden Genaustausch begründet sind. Untersuchungen von RECK & KAULE (1993) belegen, dass die Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) seit dem Bau des Autobahnkreuzes Stuttgart nicht in der Lage war, die Fahrbahn zu überwinden oder Lebensräume auf der anderen Seite von Zubringerstraßen mit einer Breite von 10 Metern dauerhaft zu besiedeln. Parasitoide sind durch die Fragmentierung von Lebensräumen stärker betroffen als ihre pflanzenfressenden Wirte. Als Folge dieser verminderten Wirkung der Parasitoide in der biologischen Schädlingsbekämpfung erscheinen Landwirten dann in der Regel höhere Biozidmengen erforderlich (KRUESS & TSCHARNTKE 1994; THIES & TSCHARNTKE 1999; WITH et al. 2002).

Pflanzen sind ebenfalls nachteilhaft von der Landschaftszerschneidung und -fragmentierung betroffen (FISCHER & STÖCKLIN 1997; DANNEMANN et al. 1999; POSCHLOD et al. 1999). Kleine, isolierte Pflanzenpopulationen sind wie Tierpopulationen stärker von demographischen Schwankungen, von schwankenden Umweltbedingungen und vom Verlust genetischer Vielfalt bedroht als große Populationen und unterliegen negativen Einflüssen vom Rand, d.h. von außerhalb der Habitate her. Pflanzenarten, bei denen die Bestäubung oder die Verbreitung ihrer Samen durch Tiere erfolgt (BONN & POSCHLOD 1998), haben einen verringerten Genaustausch und geringere Ausbreitungsreichweite, wenn die Tiere, auf die sie angewiesen sind, Habitatverkleinerungen und -zerteilungen erleiden und dadurch in ihrer Fortbewegung eingeschränkt werden. Zur Frage, wie stark Straßenränder für Pflanzenarten als Wanderwege dienen, besteht Forschungsbedarf (WESTERBERGH & SAURA 1994; KWAK et al. 1998).

Dass eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten Straßenränder als Habitate nutzen (WAY 1977; STOTTELE 1995; SPELLERBERG 1998; FORMAN et al. 2003), kann für den Naturschutz bedeutsam sein und ist durch die besonderen Lebensraumbedingungen dieser nutzungsfreien, wenn auch teilweise stark belasteten und gestörten Bereiche begründet (SCHMIDT 1991). Insbesondere Eisenbahnböschungen haben oftmals einen hohen Naturschutzwert. Dies ist allerdings keine Auswirkung der Landschaftszerschneidung an sich, sondern eine Folge der Schaffung und Erhaltung von Habitaten mit bestimmten Lebensraumbedingungen.

### 5.3 Erste Maßnahmenvorschläge

Die gegenwärtige Entwicklung steht in krassem Widerspruch zu den eingangs genannten Zielerklärungen der Bundesregierung und der Umweltministerkonferenz für eine „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft“. Die Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ schlussfolgert, dass in Deutschland eine „schon ansatzweise erkennbare Zersiedlung mit erheblichen Qualitätsverlusten für Freizeit, Naturschutz und ggf. auch das Wohnen“ droht. Die Flächeninanspruchnahme müsse „als ein strukturelles gesellschaftliches Problem angesehen werden“ (Deutscher Bundestag 1998: 264). Der steigende Problemdruck weist auf den dringenden Bedarf nach überprüfbaren Zielvorgaben und wirksameren Maßnahmen als die bisherigen Absichtserklärungen und programmatischen Forderungen hin. Dennoch ist dieses Problem auf der politischen Tagesordnung bisher nicht mit hoher Priorität behandelt worden. In den sehr dicht besiedelten Niederlanden mit 445 Einwohnern pro km<sup>2</sup> (gegenüber 230 E/km<sup>2</sup> in Deutschland) diskutieren und bearbeiten Wissenschaft und Politik die Folgeprobleme des dichten Verkehrsnetzes und mögliche Gegenmaßnahmen hingegen seit mehr als 20 Jahren mit deutlich mehr Nachdruck (SCHREIBER 1988; CANTERS 1997). Der Rückgang der Dachbestände war der Anlass für ein nationales „Entschneidungsprogramm“ (beschlossen 1984), das unter anderem den Bau von zahlreichen Dachstunneln zum Inhalt hatte (BEKKER & CANTERS 1997; KRÜGER 2000). Der erste Dachstunnel war bereits 1974 gebaut worden. Der Bestandsrückgang konnte aufge-

halten werden und inzwischen sind die Dachbestände sogar wieder leicht angestiegen.

Viele Darstellungen von deutschen Verkehrsministerien enthalten beschönigende Umschreibungen des Baus von Infrastrukturanlagen als „landschaftsgemäß und umweltverträglich“. Solche Formulierungen tragen jedoch nicht zur Lösung der Probleme bei, sondern verharmlosen und verschleiern die bestehenden Konflikte und suggerieren, es könne eine landschaftsgemäße Verlärmung, einen umweltschonenden Schadstoffeintrag und eine naturverträgliche Verkleinerung und Isolation von Lebensräumen geben. Erforderlich sind vielmehr, wie das Beispiel der Niederlande zeigt, ein angemessenes Problembewusstsein und konkrete Maßnahmen. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (1994: 128 Tz 253) fordert beispielsweise die Festlegung von „Grenzen für strukturelle Veränderungen der Landschaft im Zeitablauf“.

Vorreiter in Deutschland ist Mecklenburg-Vorpommern mit seiner öffentlichkeitswirksamen Problemdarstellung in der 54-seitigen Broschüre „Freiraum Landschaft: Der stille Schatz“ (LUNG MV 2001) und mit seiner Eingriffsregelung, in der der landschaftliche Freiraum ein eigenes Kriterium darstellt, das bei der Bewertung der Folgen eines Vorhabens sowie bei der Festlegung der Ausgleichsmaßnahmen berücksichtigt werden muss.

Als Grundlage für planerische Zielfestlegungen werden geeignete, vergleichbare Daten über den aktuellen Zustand der Landschaftszerschneidung benötigt, möglichst im historischen Vergleich und im Vergleich von landschaftsbezogenen Raumkategorien. Solche Daten sind zugleich als Nachhaltigkeitsindikatoren gut geeignet, da sie als proxy measures im Sinn von relativ hoch aggregierten Messgrößen für die Abschätzung von Umweltbelastungen eine Reihe verschiedener Belastungsfaktoren zusammenfassen und die grobe Entwicklungsrichtung der Umweltbelastung erkennbar machen (BERG & SCHERINGER 1994). Der Zerschneidungsgrad besitzt eine Indikatorfunktion für die Gefährdung der Biodiversität durch die Lebensraumzerstückelung. Der Bedarf nach solchen Größen wird in der internationalen Literatur zur Landschaftsökologie und zur Abschätzung und Bewertung von Umweltrisiken betont (z.B. TURNER & GARDNER 1991; GEOGHEGAN et al. 1997). Der Zerschneidungsgrad hat wegen der Vielzahl der umweltbelastenden Folgen und ihres kumulativen Charakters eine starke normative Relevanz als ein Bewertungskriterium (hierzu ausführlich JAEGER 2002).

Die planerische Verwendbarkeit der Ergebnisse steigt umso mehr, je gezielter die Resultate mit Empfindlichkeitsuntersuchungen verknüpft werden. Dazu ist es hilfreich, Räume zu identifizieren, für die mit der Zerschneidung eine besonders hohe Wahrscheinlichkeit von negativen Auswirkungen zu erwarten ist (Beeinträchtigung der Erholungsfunktion, Verringerung der Chance zum Habitatwechsel oder zum notwendigen Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen). Beeinträchtigt werden vor allem jene Tierarten, die aufgrund ihrer Habitatansprüche eine Kombination unterschiedlicher Landschaftselemente oder spezielle Landschaftsstrukturen benötigen, sowie Tierarten, die ihre regionale Überlebensfähigkeit über eine erfolgreiche Metapopulationsdynamik gewährleisten müssen. Für die Maßstabebene der Landesplanung ist es jedoch derzeit noch nicht möglich, landesweite Beschrei-

bungen der Zerschneidungswirkung auf der Basis analysierter Wanderungsbewegungen von Tierarten zu gewinnen. Eine solche Erhebung wäre zwar wünschenswert, steht aber bis auf Weiteres nicht in Aussicht. Vielmehr muss sich die großräumige Beurteilung der Zerschneidungswirkung auf eine Definition von Raumkategorien stützen, die auf Räume mit einer hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit für zerschneidungsempfindliche Wanderungsbewegungen hinweist. Hierzu eignen sich Verbreitungsgebiete von zerschneidungsempfindlichen Zielarten und -artengruppen (vgl. RECK et al. 1996), Gebiete mit Korridorfunktion (vgl. die Karte „Gebiete und Korridore mit besonderer Eignung für einen großräumig wirksamen Lebensraumverbund“ im Kartenatlas zum Landschaftsrahmenprogramm, IER/ILPÖ 1999) sowie Raumkategorien des Naturschutzes und der Landes- und Regionalplanung, z. B. Landschaftsschutzgebiete und Vorranggebiete für Natur und Landschaft.

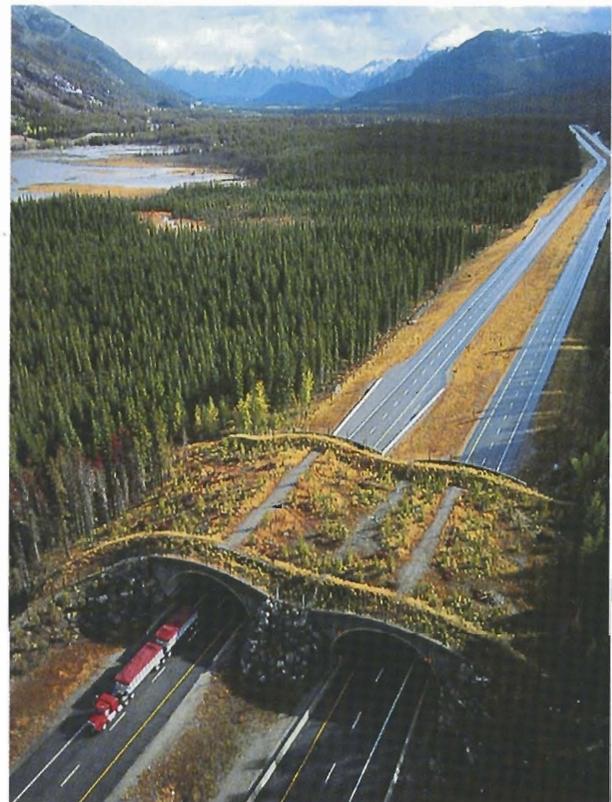
Korrelationsanalysen zwischen dem Zerschneidungsgrad und dem Vorkommen von Ziel- oder Schlüsselarten können über die Auswirkungen Auskunft geben (KUHN 1998; SCHRÖDER 2000). Überlagerungen mit dem Vorkommen und den Rückgangstendenzen einzelner Arten, insbesondere Arten von Roten Listen, könnten zukünftig zeigen, ob der Bestand und der Verlust unzerschnittener Räume die Situation der Arten widerspiegeln.

In der Schweiz liegen landesweite Ergebnisse zu Wildtierkorridoren und ein Sanierungskonzept für die beeinträchtigten und unterbrochenen Wildtierkorridore vor (HOLZGANG et al. 2001). Die Wildtierkorridore in Baden-Württemberg werden durch die Forstlichen Versuche und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Freiburg) ermittelt. Solche Untersuchungen beantworten z. B. die folgenden Fragen für konkrete Arten mit genauen räumlichen Aussagen (SUCHANT & BARITZ 2001: 128):

- Werden durch vorhandene oder geplante Verkehrswege Wildtierlebensräume so zerschnitten, dass kein Populationsaustausch mehr möglich ist?
- Wo gibt es Möglichkeiten, diesen Populationsaustausch mit vertretbarem Aufwand zu erhalten oder wiederherzustellen?
- Welche Möglichkeiten des Populationsaustausches gibt es für seltene, auf Teilräume beschränkte Tierarten?
- Welche Ausbreitungswege können Wildkrankheiten nehmen, die aufgrund hoher Wildtierdichten entstehen (Beispiele: Wildschwein, Fuchs)?
- Wie können wildtierökologische Aspekte (insbesondere Wildtierkorridore) in Landschaftspläne und Raumplanung aufgenommen werden?

Grundsätzlich lassen sich vier Gruppen von Einzelmaßnahmen unterscheiden: (1) Minimierung der Belastungen bei Trassenplanung und -bau, (2) Sanierungsmaßnahmen bei bestehenden Verkehrsstrecken, (3) Verhinderung der weiteren Zunahme von Verkehrsstrecken, (4) Rückbau von bestehenden Verkehrsstrecken. Je nach Kontext können Maßnahmen aus der einen oder der anderen Gruppe am sinnvollsten sein. Vor allem sollten die Einzelmaßnahmen aufeinander abgestimmt werden in einem Gesamtkonzept für die Erhaltung und Neuschaffung von Wildwanderwegen und zur Aufhebung der Fragmentierung der Landschaft („Entscheidungsprogramm“), z. B. einem bun-

desweiten Tierfernwegennetz oder Durchlässigkeitskonzept (GEORGII 2001). Solche länderweiten Konzepte gibt es bereits in den Niederlanden (KRÜGER 2000), der Schweiz (HOLZGANG et al. 2001) und in Österreich (VÖLK & GLITZNER 2000). Hierfür spielen technische Maßnahmen wie Straßentunnel, Aufständungen, Tierdurchlässe und Grünbrücken (Abb. 11) eine wichtige Rolle. Bei sorgfältiger Planung gilt ihre Nutzung durch die Tiere heute als gesichert (PFISTER et al. 1997; KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001; CLEVINGER et al. 2002; FORMAN et al. 2003: 156-167). Allerdings sollten sich die Maßnahmen nicht auf diesen Bereich beschränken. Der Kern eines Erfolg versprechenden bundesweiten Konzeptes werden die Ziele Verkehrsreduktion, Verkehrsvermeidung, Straßenrückbau und Entwurf von zerschneidungsärmeren Verkehrsnetzen sein müssen. Wesentlich ist zudem die Erhaltung der noch vorhandenen Habitatflächen (FAHRIG 2001); ein Biotopverbund und auch ein Tierfernwegennetz nützen wenig, wenn die verbliebenen Habitate zu sehr geschrumpft sind oder in naher Zukunft schrumpfen werden.



**Abb. 11:** Grünbrücken ermöglichen Wildtieren das gefahrlose Überqueren auch von stark befahrenen Straßen wie hier der Trans Canada Highway im Banff National Park in den kanadischen Rocky Mountains. Diese Straße hat ein sommerliches Verkehrsaufkommen von 21000 Fahrzeugen pro Tag mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 110-115 km/h (GIBEAU et al. 2002). Foto: JOEL SARTORE; aus CHADWICK (2001: 8) (Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung von J. SARTORE).

## Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskripts und hilfreiche Kommentare danke ich Ulrich Hampicke, Werner Konold und Anna-Katharina Pantli. Das diesem Aufsatz zugrunde liegende Forschungsprojekt wird von der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung gefördert (Förderkennzeichen BMBF-LPD 9901/8-27).

## 6 Anhang: Homogenität und Additivität

Die Definitionen von Homogenität und Additivität finden in Mathematik und Physik Verwendung (z.B. CHANDLER 1987: 22–25) und lassen sich unmittelbar auf Landschaftsindizes anwenden. Im Folgenden bezeichnen

$$\Phi_1 = \{F_1^{(1)}, F_2^{(1)}, \dots, F_{n_1}^{(1)}\} \text{ und } \Phi_2 = \{F_1^{(2)}, F_2^{(2)}, \dots, F_{n_2}^{(2)}\}$$

zwei Größenverteilungen von Flächen (Mengen der Flächen in einer Konfiguration). Die  $F_i^{(k)}$  geben die Größen der einzelnen Flächen oder patches an. Ein Landschaftsindex  $I$  ist eine Funktion von Größenverteilungen,  $I: \Phi \rightarrow I(\Phi)$ .  $\lambda \cdot \Phi$  drückt die Multiplikation der Flächenkonfiguration, die durch  $\Phi$  repräsentiert wird, unter Bewahrung der Flächenverteilung aus. Beispiel: Für  $\Phi = \{1 \text{ ha}, 2 \text{ ha}, 5 \text{ ha}\}$  führt die Multiplikation mit  $\lambda = 2$  zu  $2 \cdot \Phi = \{1 \text{ ha}, 1 \text{ ha}, 2 \text{ ha}, 2 \text{ ha}, 5 \text{ ha}, 5 \text{ ha}\}$ .

**Definition 1 (Homogenität).** Ein Landschaftsindex  $I: \Phi \rightarrow I(\Phi)$  heißt *homogen vom Grade  $\alpha$* , falls

$$I(\lambda \cdot \Phi) = \lambda^\alpha I(\Phi) \text{ für alle Flächenkonfigurationen } \Phi$$

und alle  $\lambda \in \{0, 1, 2, \dots\}$ .

Wenn  $\alpha = 0$ , d.h.,  $I(\lambda \cdot \Phi) = I(\Phi)$ , so heißt  $I$  *intensiv*; wenn  $\alpha = 1$ , so heißt  $I$  *extensiv*.

**Definition 2 (Additivität).** Ein Landschaftsindex  $I: \Phi \rightarrow I(\Phi)$  heißt *additiv* genau dann, wenn

$$I(\Phi_1 \cup \Phi_2) = I(\Phi_1) + I(\Phi_2) \text{ für alle Größenverteilungen } \Phi_1 \text{ und } \Phi_2.$$

Ein Landschaftsindex  $g: \Phi \rightarrow g(\Phi)$  heißt *flächenproportional-additiv* genau dann, wenn

$$g(\Phi_1 \cup \Phi_2) = g(\Phi_1) \cdot \frac{F(\Phi_1)}{F(\Phi_1) + F(\Phi_2)} + g(\Phi_2) \cdot \frac{F(\Phi_2)}{F(\Phi_1) + F(\Phi_2)}$$

für alle Größenverteilungen  $\Phi_1$  und  $\Phi_2$ , wobei  $F$  den Flächeninhalt zu  $\Phi = \{F_1, F_2, \dots, F_n\}$  bezeichnet, d.h. die Gesamtfläche des untersuchten Gebietes,

$F_g(\Phi) \geq F_r(\Phi)$ , oder die Summe der Flächen,

$$F_r(\Phi) = \sum_{i=1}^n F_i.$$

Eine flächenproportional-additive Messgröße für die Zerschneidung einer Landschaft kennzeichnet ein Gebiet unabhängig von seiner Ausdehnung, so wie ein physikalischer Körper durch die intensiven Größen Temperatur und Massendichte oder eine Flüssigkeit durch die Stoffkonzentrationen unabhängig vom Volumen charakterisiert wird: Bei einer Halbierung des Körpers bzw. des Gebietes bleibt diese Größe konstant und bei einem Zusammenfügen zweier Körper bzw. Flüssigkeiten mit unterschiedlichen Ausgangswerten  $c_1$  und  $c_2$  hat die Mischung den gewichteten Mittelwert

$$c = \frac{V_1}{V} c_1 + \frac{V_2}{V} c_2,$$

wobei  $V_1$  und  $c_1$  das Volumen und die Stoffkonzentration, angegeben in Vol.-%, der ersten Flüssigkeit bezeichnen und  $V_2$  und  $c_2$  Volumen und Stoffkonzentration für die zweite Flüssigkeit;  $V$  ist das Gesamtvolumen  $V = V_1 + V_2$ . Jeder additive Landschaftsindex ist extensiv, jeder flächenproportional-additive Landschaftsindex ist intensiv; die Umkehrung gilt jedoch im Allgemeinen nicht.

Beispiele: Der Gesamtflächeninhalt (sowohl  $F_g$  als auch  $F_r$ ) und die Flächenanzahl  $n$  (Abschn. 3.5) sowie die Verkehrsnetzlänge (Abschn. 3.4) sind extensiv und additiv. Intensive und flächenproportional-additive Maße sind die Verkehrsnetzdicke (Abschn. 3.4) und die effektive Maschengröße  $m_{\text{eff}}$  (Abschn. 3.8). Die Durchschnittsgröße  $\bar{F}$  (Abschn. 3.6) und die effektive Maschendichte  $s$  (Abschn. 3.8) sind intensive Maße, die nicht flächenproportional-additiv sind.

## 7 Literatur

- ADDICOTT, J.F.; AHO, J.M.; ANTOLIN, M.F.; PADILLA, D.K.; RICHARDSON, J.S.; SOLUK, D.A. (1987): Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. – *Oikos* 49(3): 340–346
- AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P.; SETTELE, J. (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- BAUMAN, W. & HINTERLANG, D. (2001): Unzerschnittene Landschaftsräume in Nordrhein-Westfalen: ein bedeutendes Projekt für den Freiraumschutz. – In: Jahresbericht der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen: 95–102.
- BAUR, B. & ERHARDT, A. (1995): Habitat fragmentation and habitat alterations: principal threats to most animal and plant species. – *GAIA* 4: 221–226.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU) (ed.) (1998): Karte „Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Bayern“ im Maßstab 1:1000000 zum Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (ABSP). Unveröffentlicht.
- BEKKER, H.G.J. & CANTERS, K.J. (1997): The continuing story of badgers and their tunnels. – In: CANTERS, K.; PIEPERS, A.; HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.): Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the International Conference „Habitat Fragmentation, Infrastructure and the Role of Ecological Engineering“, 17–21 September 1995, Maastricht and The Hague: 344–353. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management (DWW publication P-DWW-97-046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft
- BERG, M. & SCHERINGER, M. (1994): Problems in environmental risk assessment and the need for proxy measures. – *Fresenius Environmental Bulletin* 3: 487–492

- BINNER, U.; HAGENGUTH, A.; KLENKE, R.; WATERSTRAAT, A. (1999): Analyse des Einflusses von Zerschneidungen und Störungen auf die Population des Fischotters (*Lutra lutra*) in Mecklenburg-Vorpommern. Endbericht zu Teilprojekt 3.2 im Verbundprojekt „Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“ im Auftrag des BMBF. Unveröffentlicht
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. – Quelle & Meyer, Wiesbaden
- BOWEN, G.W. & BURGESS, R.L. (1981): A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. – ORNL Environmental Sciences Division, Publication No. 1719, ORNL/TM-7759, Oak Ridge, TN
- BOWMAN, J. & FAHRIG, L. (2002): Gap crossing by chipmunks: an experimental test of landscape connectivity. – Canadian Journal of Zoology 80: 1556–1561.
- BREUSTE, J.; FELDMANN, H.; UHLMANN, O. (eds.) (1998): Urban ecology. – Springer, Berlin/New York
- BRUGGER, A. (1990): Baden-Württemberg – Landschaft im Wandel. – Theiss, Stuttgart
- BUND/MISEREOR (ed.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. – Birkhäuser, Basel
- BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (BBR) (2000): Raumordnungsbericht 2000. Berichte Band 7. Bonn – Selbstverlag des BBR, Bonn
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (ed.) (1999): Daten zur Natur 1999. – Landwirtschaftsverlag, Bonn
- BUNDESMINISTER DES INNERN (BMI) (ed.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985. – Kohlhammer, Stuttgart
- CANTERS, K.; PIEPERS, A.; HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.) (1997): Habitat Fragmentation & Infrastructure. Proceedings of the International Conference „Habitat Fragmentation, Infrastructure and the Role of Ecological Engineering“, 17–21 September 1995, Maastricht and The Hague. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management (DWW publication P-DWW-97-046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft
- CHADWICK, D.H. (2001): Grizzlies. Survival: their fate is in our hands. National Geographic 200 (1) (July 2001): 2–25
- CHANDLER, D. (1987): Introduction to Modern Statistical Mechanics. – Oxford University Press, New York
- CLEVENGER, A.P.; WIERZCHOWSKI, J.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. (2002): GIS-generated expert based models for identifying wildlife habitat linkages and mitigation passage planning. – Conservation Biology 16: 503–514
- DANNEMANN, A.; JACKEL, A.-K.; WEIß, G.; POSCHLOD, P.; MAHN, E.-G. (1999): Auswirkungen räumlicher Isolationsmechanismen auf Pflanzen – Grundlagen und ausgewählte Beispiele (*Biscutella laevigata* L. und *Muscari tenuiflorum* Tausch). – In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P.; SETTELE, J. (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren: 70–78. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- DEGGAU, M.; KRACK, E.; RADEMACHER, W.; SCHMID, B.; STRALLA, H. (1992): Methodik der Auswertung von Daten zur realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz. Teilbeitrag zum Praxistest des Statistischen Informationssystems zur Bodennutzung (STABIS). – Hrsg. vom Umweltbundesamt, Berlin
- DEUTSCHER BUNDESTAG (ed.) (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. BT-Drucksache 13/11200. Zur Sache 4/98. – Selbstverlag, Bonn
- DOSCH, F.; LUTTER, H.; OTTO, I.; PÜTZ, T.; SCHMITZ, S. (1995): Verkehrlich hoch belastete Räume. Versuch der Abgrenzung einer raumordnerisch bedeutsamen Gebietskategorie. – Arbeitspapiere Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung 9/1995, Bonn
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2002): Paving the way for EU enlargement. Indicators of transport and environment integration – TERM 2002. Environmental issue report No 32. Luxembourg: – Office for Official Publications of the European Communities. 64 S. ISBN 92-9167-517-2. online: [http://reports.eea.eu.int/environmental\\_issue\\_report\\_2002\\_24/en/TERM-2002\\_final.pdf](http://reports.eea.eu.int/environmental_issue_report_2002_24/en/TERM-2002_final.pdf)
- EICHHORST, U. & GERMAN, R. (1974): Zerschneidung der Landschaft durch das Straßennetz im Regierungsbezirk Tübingen. – Veröff. Landesanstalt Naturschutz und Landschaftspflege BW 42: 66–84
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G.; MÜLLER, M. (2002): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung Nr. 214. – Selbstverlag, Stuttgart
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2003): Der Grad der Landschaftszerschneidung als Indikator im Naturschutz: unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZR) oder effektive Maschenweite ( $m_{eff}$ )? – NNA-Berichte 16(2) (im Druck) – Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA), Niedersachsen
- FAHRIG, L. (1999): Forest loss and fragmentation: which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals? – In: ROCHELLE, J.A.; LEHMANN, L.A.; WISNIEWSKI, J. (eds.): Forest fragmentation. Wildlife and management implications: 87–95. – Brill, Leiden
- FAHRIG, L. (2001): How much habitat is enough? – Biological Conservation 100: 65–74
- FAHRIG, L. (2002): Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. – Ecological Applications 12(2): 346–353
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – Annual Review of Ecology and Systematics 34: 487–515
- FINDLAY, C.S. & BOURDAGES, J. (2000): Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. – Conservation Biology 14(1): 86–94
- FISCHER, M. & STÖCKLIN, J. (1997): Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. – Conservation Biology 11: 727–737
- FORMAN, R.T.T. (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. – Cambridge University Press, Cambridge (GB)
- FORMAN, R.T.T. (2000): Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. – Conservation Biology 14(1): 31–35

- FORMAN, R. & GODRON, M. (1986): *Landscape ecology*. – John Wiley & Sons, New York
- FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.A.; CLEVINGER, A.P.; CUTSHALL, C.D.; DALE, V.H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C.R.; HEANUE, K.; JONES, J.A.; SWANSON, F.J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T.C. (2003): *Road Ecology. Science and Solutions*. – Island Press, Washington
- FRITZ, G. (1984): Erhebung und Darstellung unzerschnittener, relativ großflächiger Wälder in der BRD. – *Natur und Landschaft* 59(7/8): 284–286
- GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V. (1991): Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. – In: TURNER, M.G. & GARDNER R.H. (eds.): *Quantitative methods in landscape ecology*: 289–307. – Springer, New York
- GAWLAK, C. (2001): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. – *Natur und Landschaft* 76(11): 481–484
- GEOGHEGAN, J.; WAINGER, L.A.; BOCKSTAEEL, N. (1997): Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. – *Ecological Economics* 23: 251–264
- GEORGII, B. (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischem Begleitplan – vom Blick über den Straßenrand hinaus. – In: HUTTER, C.-P.; JAUCH, E.; LINK, F.-G. (ed.): *Ein Brückenschlag für Wildtiere*: 61–73. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30. Stuttgart
- GERLACH, G. & MUSOLF, K. (2000): Fragmentation of landscapes as a cause for genetic subdivision in bank voles. – *Conservation Biology* 14(4): 1066–1074
- GIBEAU, M.L.; CLEVINGER, A.P.; HERRERO, S.; WIERZCHOWSKI, J. (2002): Effects of highways on grizzly bear movement in the Bow River watershed, Alberta, Canada. – In: EVINK, G. (ed.): *2001 Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation (ICOET)*, 24–28 September 2001 in Keystone, CO): 458–472. – Hrsg. vom Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, 2002. Online: <http://www.itre.ncsu.edu/cte/icoet/downloads/ICOET2001ProceedingsPrintVersion.pdf>.
- GLITZNER, I.; BEYERLEIN, P.; BRUGGER, C.; EGERMANN, F.; PAILL, W.; SCHLÖGEL, B.; TATARUCH, F. (1999): Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt. Endbericht. Erstellt im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien, Abteilung 22-Umweltschutz. – „G5“-Game-Management, Graz. Online: <http://www.magwien.gv.at/ma22/pool/doc/TiereundStrassen.pdf>.
- GRAU, S. (1997): Konzeption und Methoden zur Erfassung sowie Bewertung der Landschaftszerschneidung im Land Sachsen-Anhalt, dargestellt unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems am Beispiel des Landkreises Wernigerode. – Diplomarbeit Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie
- GRAU, S. (1998): Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu unzerschnittenen Räumen in der Bundes-, Landes- und Regionalplanung Deutschlands. – *Natur und Landschaft* 73(10): 427–434
- GRAU, S. (im Druck): Erfassung unzerschnittener Räume in der Bundesrepublik Deutschland. – In: BAIER, H.; HOLZ, R.; WATERSTRAAT, A. (eds.): *Freiraum und Naturschutz*. – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.
- GUSTAFSON, E. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? – *Ecosystems* 1: 143–156
- HABER, W. (1993): *Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes*. – Economica, Bonn
- HARRISON, S. & BRUNA, E. (1999): Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? – *Ecography* 22: 225–232
- HE, H.S.; DEZONIA, B.E.; MLADENOFF, D.J. (2000): An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. – *Landscape Ecology* 15: 591–601
- HEISS, G. (1992): Erfassung und Bewertung großflächiger Waldgebiete zum Aufbau eines Schutzgebietssystems in der Bundesrepublik Deutschland. – *Forstliche Forschungsberichte München, Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 120*
- HERING, D.; REICH, M.; PLACHTER, H. (1993): Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 31–42
- HEYDEMANN, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. – *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft zu Hamburg*: 332–347
- HEYWOOD, V.H. & WATSON, R.T. (eds.) (1995): *Global biodiversity assessment. Commissioned by the United Nations Environment Programme (UNEP)*. – Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge
- HOLZGANG, O.; PFISTER, H.P.; HEYNEN, D.; BLANT, M.; RIGHETTI, A.; BERTHOUD, G.; MARCHESI, P.; MADDALENA, T.; MÜRI, H.; WENDELSPIESS, M.; DÄNDLIKER, G.; MOLLET, P.; BORNHAUSER-SIEBER, U. (2001): *Korridore für Wildtiere in der Schweiz – Grundlagen zur überregionalen Vernetzung von Lebensräumen*. – Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) in Zus.arb. mit der Schweizerischen Gesellschaft für Wildtierbiologie (SGW) und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 326 – Wildtiere. Best.-Nr. SRU-326-D. Bern
- IER/ILPÖ (INSTITUT FÜR ENERGIEWIRTSCHAFT UND RATIONELLE ENERGIEANWENDUNG / INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE, UNIVERSITÄT STUTTGART) (1999): *Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg: Kartenatlas*. – Im Auftrag des Ministeriums Ländlicher Raum und des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Unveröffentlicht
- 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): Ansätze zur Quantifizierung der Landschaftszerschneidung und die Einbeziehung räumlich-funktionaler Zusammenhänge. – In: JOPP, F. & WEIGMANN, G. (eds.): *Rolle und Bedeutung von Modellen für den ökologischen Erkenntnisprozess*: 115–128. – Peter Lang, Frankfurt/Main
- JAEGER, J. (2002): *Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung*. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- JAEGER, J.; ESSWEIN, H.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G.; MÜLLER, M. (2001): *Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg – Ergebnisse einer landesweiten räumlich differenzierten quantitativen Zustandsanalyse*. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33(10): 305–317 (mit Kartenbeilage)
- JOHNSON, K. (1995): Fragmentation index as a region based GIS operator. – *International Journal of Geographical Information Systems* 9(2): 211–220

- KAPPLER, O. (1997): GIS-gestützte Verfahren zur Ausgrenzung und Bewertung von unzerschnittenen und störungsarmen Landschaftsräumen für Wirbeltierarten und -populationen mit großen Raumsprüchen. – In: KRATZ, R. & SUHLING, F. (eds.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis: 77-94. – Westarp-Wissenschaften, Magdeburg
- KEITT, T.H.; URBAN, D.L.; MILNE, B.T. (1997): Detecting critical scales in fragmented landscapes. – *Conservation Ecology* [online] 1 (1): 4. Online: [www.consecol.org/vol1/iss1/art4](http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4)
- KRACK-ROBERG, E.; RIEGE-WICISLO, W.; WIRTHMANN, A. (1995): Konzept einer Gesamtrechnung für Bodennutzung und Bodenbedeckung. – Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 4. Abschlussbericht des Statistischen Bundesamtes als Beitrag zur Arbeitsgruppe „Physical Environmental Accounting“, Untergruppe „Land use/Land cover“ der Konferenz Europäischer Statistiker. UGR-Materialien. – Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- KRAMER-ROWOLD, E.M. & ROWOLD, W.A. (2001): Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Straßen und Bahnlinien. – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 21(1): 2–58
- KRÜGER, U. (2000): Die großräumige und systematische Aufhebung von Lebensraumzerschneidungen – eine realistische Forderung des Naturschutzes? – *Natur und Landschaft* 75(11): 412–425
- KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T. (1994): Habitat fragmentation, species loss, and biological control. – *Science* 264: 1581–1584
- KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. – Peter Lang, Frankfurt/Main
- KWAK, M.M.; VELTEROP, O.; VAN ANDEL, J. (1998): Pollen and gene flow in fragmented habitats. – *Applied Vegetation Science* 1: 37–54
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (LANA) (1995): Beschlüsse „Naturschutz und Verkehr“: Handlungskonzept „Naturschutz und Verkehr“ auf der Grundlage der Lübecker Grundsätze des Naturschutzes der LANA und der Beschlüsse von Krickbeck/Nettetal. – Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (LUNG) MECKLENBURG-VORPOMMERN (1999): Landschaftliche Freiräume in Mecklenburg-Vorpommern. – Unveröff. Manuskript (mit Karte der Landschaftlichen Freiräume in Mecklenburg-Vorpommern).
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (LUNG) MECKLENBURG-VORPOMMERN (ed.) (2001): Freiraum Landschaft. Der stille Schatz. Text: P. FRIEDRICH. – Druckhaus Panzig, Güstrow
- LASSEN, D. (1979): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. – *Natur und Landschaft* 54: 333–334
- LASSEN, D. (1990): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km<sup>2</sup> – eine Ressource für die ruhige Erholung. – *Natur und Landschaft* 65: 326–327
- LI, H. & REYNOLDS, J.F. (1995): On definition and quantification of heterogeneity. – *Oikos* 73(2): 280–284
- MADER, H. J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – *Biological Conservation* 29: 81–96
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1995): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351. – U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR
- MERRIAM, G. (1984): Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. – In: BRANDT, J. & AGGER, P. (eds.): Proceedings of the 1st International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning: 5–15. Roskilde University, Denmark.
- MERRIAM, G.; KOZAKIEWICZ, M.; TSUCHIYA, E.; HAWLEY, K. (1989): Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. – *Landscape Ecology* 2: 227–235
- MOILANEN, A. & HANSKI, I. (2001): On the use of connectivity measures in spatial ecology. – *Oikos* 95(1): 147–151
- PEGEL, M. (2001a): Wanderbewegungen von Wildtieren. Grundsätzliche Betrachtungen am Beispiel der Säugetiere, die dem Jagdrecht unterliegen. – In: HUTTER, C.-P.; JAUCH, E.; LINK, F.-G. (eds.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30: 83–107. Stuttgart
- PEGEL, M. (2001b): Zur Bestandssituation des Dachses in Baden-Württemberg. – *WFS-Mitteilungen* 1/2001: 1–4. – Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Aulendorf
- PETT, S. & BUREL, F. (1998): Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69: 243–252
- PFISTER, H.P.; KELLER, V.; RECK, H.; GEORGII, B. (1997): Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. – *Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 756. – Bundesministerium für Verkehr, Bonn
- PITHER, J. & TAYLOR, P.D. (1998): An experimental assessment of landscape connectivity. – *Oikos* 83: 166–174
- PLATT, R.H.; ROWNTREE, R.A.; MUICK, P.C. (eds.) (1994): The ecological city: preserving and restoring urban biodiversity. – University of Massachusetts Press, Amherst
- PLOTNICK, R.E.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. (1993): Lacunarity indices as measures of landscape texture. – *Landscape Ecology* 8: 201–211
- POSCHLOD, P.; KIEFER, S.; JACKEL, A.-K.; FISCHER, S. (1999): Populationsbiologische Untersuchungen an Pflanzen der Trockenrasen – ein zöonosenbezogener Ansatz der Analyse der Gefährdung durch Fragmentierung und Isolation. – In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P.; SETTELE, J. (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren: 78-92. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- RECK, H. (1994): Umweltverträglichkeitsuntersuchung und landschaftspflegerischer Begleitplan im Straßenbau: Entwicklung eines Handlungsrahmens zur Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. – Diss Universität Stuttgart
- RECK, H. & KAULE, G. (1993): Straßen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. – *Forschung Stra-*

- ßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 654. – Bonn-Bad Godesberg
- RECK, H.; WALTER, R.; OSINSKI, E.; HEINL, T.; KAULE, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). – Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. 1730 Seiten und ein Kartenband. – Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart. Unveröffentlicht
- REH, W. & SEITZ, A. (1990): The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. – *Biological Conservation* 54: 239–249
- REICHEL, G. (1979): Landschaftsverlust durch Straßenbau. – *Natur und Landschaft* 54: 335–338.
- RENN, O.; LEÓN, C.D.; CLAR, G. (2000a): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg: Statusbericht 2000. Kurzfassung. – Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Selbstverlag, Stuttgart
- RENN, O.; LEÓN, C.D.; CLAR, G. (2000b): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg. Statusbericht 2000. Langfassung. – Arbeitsbericht der Akademie für Technik folgen abschätzung Nr. 173. – Selbstverlag, Stuttgart
- ROTH, M. et al. (1999): Endbericht zu Teilprojekt 3.3 im Verbundprojekt „Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumsprüchen“ im Auftrag des BMBF. – Unveröffentlicht; zitiert nach LUNG MV (2001)
- ROTH, M.; WALLISER, G.; HENLE, K.; HERTWECK, K.; BINNER, U.; WATERSTRAAT, A.; KLENKE, R.; HAGENGUTH, A. (2000): Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere. – In: Zerschneidung als ökologischer Faktor: 47–64. – Laufener Seminarbeiträge 2/00. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1994): Umweltgutachten 1994. – Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. – *Conservation Biology* 5: 18–32
- SCHADT, S.; REVILLA, E.; WIEGAND, T.; KNAUER, F.; KACZENSKY, P.; BREITENMOSER, U.; BUFKA, L.; CERVENY, J.; KOUBEK, P.; HUBER, T.; STANISA, C.; TREPL, L. (2002a): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. – *Journal of Applied Ecology* 39(2): 189–203
- SCHADT, S.; KNAUER, F.; KACZENSKY, P.; REVILLA, E.; WIEGAND, T.; TREPL, L. (2002b): Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity of the Eurasian lynx. – *Ecological Applications* 12(5): 1469–1483
- SCHMIDT, W. (1991): Forschungsstand und -bedarf des Arten- und Biotopschutzes im Bereich „Straße“ aus botanischer Sicht. – In: HENLE, K. & KAULE, G. (eds.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – Forschungszentrum Jülich
- SCHREIBER, W.; MAUSER, R.; ZALONIS, K. (o.J.): Landschaftsverbrauch durch Verkehr. Untersuchungen über die Entwicklung von 1955–1990 in der Region Mittlerer Neckar. – Im Auftrag des MELU Baden-Württemberg, Stuttgart
- SCHREIBER, K.-F. (ed.) (1988): Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Seminar of the „International Association for Landscape Ecology“ (Münster 1987). – Münstersche Geographische Arbeiten 29, F. Schöningh, Paderborn
- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. – *Landschaftsökologie und Umweltforschung* Heft 35, Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig
- SCHUMACHER, U. & WALZ, U. (2000): Landschaftszerschneidung durch Infrastrukturtrassen. – In: Institut für Länderkunde Leipzig (Hrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Band 10: Freizeit und Tourismus (mitherausgegeben von C. BECKER u. H. JOB): 132–135. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
- SETTELE, J.; MARGULES, C.R.; POSCHLOD, P.; HENLE, K. (1996): Species survival in fragmented landscapes. – Kluwer, Dordrecht
- SIMBERLOFF, D. (1988): The contribution of population and community biology to conservation science. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 473–511
- SPELLERBERG, I.F. (1998): Ecological effects of roads and traffic: a literature review. – *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317–333
- STOTTELE, T. (1995): Vegetation und Flora am Straßennetz Westdeutschlands. Standorte – Naturschutzwert – Pflege. – *Dissertationes Botanicae* 248, J. Cramer, Berlin/Stuttgart
- SUCHANT, R. & BARITZ, R. (2001): Das Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg. – In: HUTTER, C.-P.; JAUCH, E.; LINK, F.-G. (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30: 109–132. Stuttgart
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. – *Oikos* 68: 571–572
- THIES, C. & TSCHARNTKE, T. (1999): Landscape structure and biological control in agroecosystems. – *Science* 285: 893–895.
- THOR, G. & PEGEL, M. (1992): Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in Baden-Württemberg. – *Wildforschung in Baden-Württemberg*, Bd. 2. – Hrsg. von der Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Aulendorf
- TISCHENDORF, L. (2001): Can landscape indices predict ecological processes consistently? – *Landscape Ecology* 16: 235–254
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000): How should we measure landscape connectivity? – *Landscape Ecology* 15: 633–641
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2001): On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. – *Oikos* 95(1): 152–155
- TROMBULAK, S.C. & FRISSELL, C.A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. – *Conservation Biology* 14(1): 18–30
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (ed.) (1991): Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. – Springer, New York
- ULBRICHT, J. & KLENKE, R. (2000): Populationsdynamik von Greifvögeln verschiedener Zönosen in Abhängigkeit von Zerschneidung und Störung der Lebensräume. – Endbericht zum Teilprojekt 4.2 im BMB+F-Verbundprojekt „Auswirkungen

und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“. FKZ 0339541. – Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie Kratzburg e.V. Unveröffentlicht

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.) (1997): Beschlüsse der Umweltministerkonferenz (UMK) und Berichte der Bund/Länder-Arbeitsgruppe „Umwelt und Verkehr“ der UMK 1989–1996. Texte 6/97. – Selbstverlag, Berlin

VÖLK, F. & GLITZNER, I. (2000): Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung. – In: Zerschneidung als ökologischer Faktor: 9–36. – Laufener Seminarbeiträge 2/00. – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach

WAY, J.M. (1977): Roadside verges and conservation in Britain: A review. – *Biological Conservation* 12: 65–74

WESTERBERGH, A. & SAURA, A. (1994): Gene flow and pollinator behaviour in *Silene dioica* populations. – *Oikos* 71: 215–224

WIEGAND, T.; MOLONEY, K.A.; NAVES, J.; KNAUER, F. (1999): Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. – *American Naturalist* 154: 605–627

WITH, K.A.; PAVUK, D.M.; WORCHUCK, J.L.; OATES, R.K.; FISHER, J.L. (2002): Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. – *Ecological Applications* 12(1): 52–65