

BERICHTE  
FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG

Heft 48

# **Wildtierkorridore in Baden-Württemberg**

Uli Müller, Martin Strein, Rudi Suchant

FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT  
BADEN-WÜRTTEMBERG  
ARBEITSBEREICH WILDÖKOLOGIE der ABT. LANDESPFLEGE  
FREIBURG, 2003

ISSN 1436-1566

**Die Herausgeber:**

Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften,  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg;  
Forstliche Versuchs- und  
Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA)

**Autoren:**

Uli Müller, Martin Strein, Dr. Rudi Suchant

**Bildnachweis:**

Martin Strein

**Umschlaggestaltung:**

Berhard Kunkler Design, Freiburg

**Druck:**

Eigenverlag der FVA, Freiburg

**Bestellung an:**

Forstliche Versuchs- und  
Forschungsanstalt Baden-Württemberg  
Wonnhaldestr. 4  
D-79100 Freiburg i. Br.  
Tel.: 0761/4018-0, Fax: 0761/4018-333  
e-mail: [fva-bw@forst.bwl.de](mailto:fva-bw@forst.bwl.de)  
Internet: [www.fva-bw.de](http://www.fva-bw.de)

Alle Rechte, insbesondere das Recht  
der Vervielfältigung und Verbreitung  
sowie der Übersetzung vorbehalten.

Gedruckt auf 100 % chlorfrei gebleichtem Papier



Grünbrücke als Symbol des Machbaren: die eigentlich für unvereinbar gehaltenen Mobilitätsnetze von Mensch und Wildtier können parallel nebeneinander existieren und ihre funktionalen Aufgaben erfüllen.



## HERZLICHEN DANK

Das Projekt konnte nur durch die Unterstützung zahlreicher Personen und Institutionen realisiert werden. Mitinitiator der Projektkonzeption war Herr Dr. Rainer Baritz, der mittlerweile in Italien tätig ist, und dem der Arbeitsbereich Wildökologie auch heute noch eng verbunden ist.

Eine wichtige Kofinanzierung über die Landesjagdabgabe des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum war notwendige Voraussetzung für die Projektdurchführung. Den Entscheidungsträgern des Ministeriums und den die Landesjagdabgabe bezahlenden Jägern sei hiermit herzlich gedankt. Der Landesjagdverband hat das Projekt von Anfang an uneingeschränkt unterstützt. Stellvertretend seien Herr Landesjägermeister Neuhaus und Herr Dr. Jauch genannt. Auch die Bezirks- und Kreisjägermeister trugen durch ihre Beteiligung an den Befragungen zum Gelingen bei. Eine wichtige Informationsquelle für Tiernachweise waren die Daten, die für das Projekt "Wildlebende Säugetiere in Baden-Württemberg" erhoben wurden und in den Atlas „Die Säugetiere in Baden-Württemberg“ einfließen. Frau Braun vom Naturkundemuseum stellte uns daraus die Daten für Rot- und Gamswild zur Verfügung. Die staatlichen Forstämter lieferten ebenfalls sehr wichtige Beobachtungsdaten. Diese wurden ergänzt durch jagdstatistische Grundlagen, die uns von der Wildforschungsstelle in Aulendorf zur Verfügung gestellt wurden. Herr Dr. Pegel, Herr Linderoth und Herr Elliger konnten darüber hinaus in mehreren Besprechungen durch ihre kooperative Art wichtige Beiträge beisteuern. Für wildökologische Fragen waren weitere Kollegen unverzichtbare Ansprechpartner. Ein großes Dankeschön geht nach Bayern zu Dr. Bertram Georgii und den anderen Wildökologen von VAUNA e.V., nach Österreich zu Dr. Friedrich Völk und in die Schweiz zu Dr. Hans-Peter Pfister und Dr. Otto Holzgang von der Vogelwarte Sempach.

Im Bereich des Straßenbaus war für uns Herr Schlierer vom Umwelt- und Verkehrsministerium ein unentbehrlicher Ansprechpartner, der unsere Arbeit entscheidend unterstützte. Darüber hinaus war von Seiten des UVM für uns die Bereitstellung der digitalen Verkehrsdichtekarten eine weiterbringende Hilfe.

An letzter Stelle, aber nicht zuletzt möchten wir Anja Zuckschwerdt danken, die uns beim Versenden der unzähligen Karten und Briefe tatkräftig unterstützt hat.

## **INHALT**

Vorwort.....	3
Projektrahmen .....	5
1 Definitionen und methodische Grundlagen .....	9
1.1 Begriffsdefinition .....	9
1.2 Modellierung der Konnektivität zwischen Lebensräumen .....	10
1.2.1 Gliederung der angewandten Modelle .....	10
1.2.2 Herleitung der Konnektivität zwischen Lebensräumen .....	12
1.2.3 Sensitivität von Cost-Distance-Modellen.....	13
2 Wildtierkorridore in Baden-Württemberg.....	16
2.1 Untersuchungsgebiet und Methoden .....	16
2.1.1 Untersuchungsgebiet .....	16
2.1.2 Grundlagendaten .....	16
2.1.3 Verbreitungsdaten für Gams- und Rotwild .....	18
2.1.4 Festlegung von Quell- und Zielgebieten .....	21
2.1.5 Ein Expertenmodell für Rotwild.....	22
2.1.6 Empirische Modelle für Gams- und Rotwild .....	23
2.2 Ergebnisse.....	25
2.2.1 Verbreitung von Gams- und Rotwild in Baden-Württemberg .....	25
2.2.2 Wildtierkorridore in Baden-Württemberg.....	29
3 Diskussion der Methode.....	37
Wie es weitergehen könnte .....	39
Literatur .....	44

## VORWORT

Das Leitbild unseres Arbeitsbereichs Wildökologie an der FVA lautet:

*„Die Ansprüche von im Wald lebenden Wildtieren an ihren Lebensraum nach Struktur, Fläche und Verteilung werden im Rahmen naturnaher Waldwirtschaft so berücksichtigt, dass die Überlebensfähigkeit der Tierpopulationen langfristig gesichert wird und andere Nutzungs- und Schutzansprüche nicht negativ beeinträchtigt werden. Durch Wildtiere verursachte Schäden werden minimiert.“*

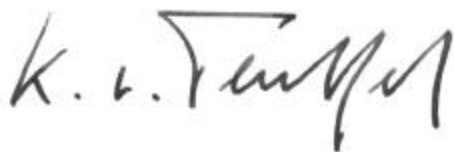
In diesem Sinne werden seit 15 Jahren Projekte zur Beurteilung, Bewertung und insbesondere zum integrativen Management von Wäldern als Wildtierlebensraum bearbeitet. Hierbei sind neue Methoden entwickelt worden, die wesentlich zu einer Objektivierung der „Wald-Wild-Mensch“ – Diskussion beitragen.

In diesem Kontext wurde das Projekt „Wildtierkorridore“ entwickelt und wissenschaftlich bearbeitet. Nach der Entwicklung von Methoden zur flächigen Bewertung von Wildtier-Lebensräumen auf mehreren Maßstabsebenen, galt es für das Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg die Linienstrukturen zu bewerten, die sich aufgrund der Intensivnutzung unserer Kulturlandschaft noch ergeben: Wälder sind in manchen Landesteilen nur noch in sehr geringen Anteilen und allenfalls als Trittsteinbiotop in einer durch Straßen, Siedlungen und Ackerbauflächen geprägten Landschaft vorhanden. Als anschauliches Beispiel hierfür kann die Rheinebene genannt werden. Gleichzeitig gibt es in unserem Land aber auch sehr große Naturräume, die als zusammenhängende Waldgebiete noch sehr gute Lebensraumbedingungen für Wildtiere bieten, jedoch auch zunehmend unter Druck stehen. Hier ist der Schwarzwald als europäisch bedeutsames Gebiet zu nennen.

Doch wo gibt es noch Verbindungen zwischen Waldlebensräumen, die von Wildtieren potenziell genutzt werden können? Dies wurde in einem ersten Schritt auf der Grundlage von Landnutzungsdaten mit Hilfe diverser Module geografischer Informationssysteme (GIS) modelliert. Eine erste Validierung der Modelle durch wildtierbezogene Daten war ein weiterer wichtiger Arbeitsschritt.

Nun liegen die Ergebnisse des Projektes in Form dieses Arbeitsberichtes vor. Die dargestellten potenziellen Bewegungsachsen für Wildtiere können eine wichtige Grundlage der Raumplanung, des Straßenbaus und des Wildtier-Managements sein. Auch für die Beurteilung eines länderübergreifenden Biotopverbunds ist eine wichtige Basis geschaffen. Daher soll mit diesen ersten Ergebnissen eine Diskussion fachlich untermauert werden, die zu einem Konsens über den Bedarf

und die Lage überregional bedeutsamer Wildtierkorridore führt. Das Bewusstsein für die Notwendigkeit einer „Entscheidung“ unserer teilweise stark fragmentierten Landschaft kann durch die Projektergebnisse in Verwaltungen, Verbänden und auch der breiten Öffentlichkeit geschaffen oder weiterentwickelt werden. Gleichzeitig ist eine Basis für weiterführende Projekte erarbeitet, die den länderübergreifenden Biotopverbund und die Analyse von Wildunfällen zum Gegenstand haben.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'K. v. Teuffel'. The signature is stylized with a large, looped 'T' and a long, sweeping underline.

Prof. v. Teuffel

Direktor

## PROJEKTRAHMEN

Beim Titel „Wildtierkorridore in Baden-Württemberg“ mag sich so mancher Leser gefragt haben, welcher Sachverhalt sich hinter diesem Begriff verbirgt. Warum sollen ausgerechnet für unsere heimischen Wildtiere Vernetzungsstrukturen untersucht werden? Können Wildtiere, insbesondere die häufigeren jagdbaren Wildarten wie Reh- und Schwarzwild, nicht überall angetroffen werden, und werden diese von einigen Landnutzern nicht sogar schon als Plage bezeichnet? Um das Anliegen dieser Untersuchung darzustellen, möchten wir etwas weiter ausholen und zunächst die Landschaft und Vorgänge in ihr, so wie sie sich uns aktuell präsentieren, betrachten.

In der vom Menschen überprägten Landschaft Deutschlands sind die verbliebenen naturnahen Flächen, die einen Großteil der Lebensräume und Rückzugsgebiete für unsere heimische Fauna und Flora stellen, stark fragmentiert und zunehmend isoliert. Neben intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen ist hierfür insbesondere die Versiegelung der Landschaft verantwortlich. Tag für Tag werden weitere 130 ha versiegelt. Es ist vielfach dokumentiert, dass die vorhandenen und entstehenden Siedlungs- und Verkehrsstrukturen erhebliche negative Konsequenzen für die großräumige Funktionalität von Landschaft und damit der Lebensräume von Tieren und Pflanzen haben. Die Wirkungen gehen über die Schadstoff-, Licht- und Lärmemissionen oder durch Umgestaltung und Nutzungsumwidmung der angrenzenden Landschaftsräume weit über die eigentlichen Bauwerke hinaus. Die verbliebenen Lebensräume drohen in ihrer Vielfalt zu degradieren. Die Raumnutzung vieler Wildtiere konnte sich nur teilweise der anthropogenen Nutzung der Landschaft anpassen. Auffälligste Erscheinungen dieses Konfliktes sind Wildunfälle, die die Verkehrssicherheit an bestimmten Straßenabschnitten deutlich beeinträchtigen und erhebliche volkswirtschaftliche Schäden verursachen. In Baden-Württemberg ereignen sich jährlich etwa 20.000 Kollisionen mit großen und mittelgroßen Säugern, bundesweit mehr als das zehnfache. Der von den Versicherern in Deutschland regulierte Schaden beträgt rund 400 Mio. € per annum.

Dem gegenüber steht die Beeinträchtigung der mit großen Säugern im Ökosystem verbundenen Funktionen. In ihrer Rolle als Habitatbildner durch Lebensäußerungen wie beispielsweise Fraß und Tritt, schaffen sie vielmals besondere Umweltbedingungen, die andere Arten fördern oder spezialisierten Arten überhaupt erst ein Vorkommen ermöglichen. Für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten sind Großsäuger in einer für sie vernetzten Landschaft wiederum bedeutende Verbreitungsvektoren und tragen dadurch in erheblichem Maße zum Populationsverbund dieser Arten bei. Auch für die mit großen Säugern assoziierte Artengemeinschaft gewährleisten Korridorräume vernetzter Wildtierpopulationen

gute Wander- und Ausbreitungsmöglichkeiten. Vom Menschen können diese ökologischen Funktionen und der positive Beitrag der Säuger zum Erhalt der Biodiversität nur sehr bedingt, und dann nur mit enormen Kosten- und Pflegeaufwand, oder überhaupt nicht ersetzt werden.

Großsäuger-Populationen benötigen aber auch große Flächen als Lebensraum. Einige Arten, wie z.B. der Luchs, benötigen je Individuum in Abhängigkeit von der Lebensraumqualität bis zu mehreren hundert Quadratkilometern, überlebensfähige Populationen ein Vielfaches davon. Zudem sind weiträumige Wanderungen zu bestimmten Jahreszeiten oder Lebensphasen ein Merkmal vieler Arten. Wälder sind für diese Wanderungen und auch als Lebensraum für Wildtiere von besonderer Bedeutung. Durch diverse intensive anthropogene Nutzungsformen fast aller Landschaftsbereiche, von der Freizeitgestaltung bis zur Versiegelung, kommt Wäldern als relativ extensiv genutztem und damit naturnahem Landschaftsteil für viele unserer größeren heimischen Wildtiere eine besondere Rolle als Refugium zu. Für praktisch alle unsere größeren Säuger sind sie zumindest wichtiger Teillebensraum.

Wissenschaftlich wird die Forderung einer Lebensraumvernetzung u.a. durch die Metapopulationstheorie gestützt. Hierbei ist eine Metapopulation über mehrere Subpopulationen inselartig in der Landschaft verteilt. Diese Inseln sind weit genug voneinander entfernt, dass jede Population eine eigene Dynamik entwickeln kann, aber dennoch nahe genug, dass die einzelnen Subpopulationen gelegentlich über Individuen im Austausch stehen (Hanski and Gilpin 1991). Der gelegentliche Austausch von Individuen ist dabei maßgeblich für die Überlebensfähigkeit der Metapopulation. Dieses Konzept, für Fragestellungen zu natürlich isolierten Populationen entwickelt, ist in unserer stark fragmentierten Kulturlandschaft zunehmend gefährdet. Für den Rothirsch ist die Aufteilung in Subpopulationen durch die jagdpolitisch vorgegebene Ausweisung von ca. 140 so genannter Rotwildgebiete in Deutschland, fünf davon in Baden-Württemberg, vorgegeben. Genetische Differenzierungen zwischen nahe beieinander liegenden Rotwildgebieten, wie sie Herzog (1995) zeigen konnte, belegen den geringen Austausch von Individuen.

Der Gesetzgeber hat begonnen, auf diese schleichende Entwicklung der zunehmenden Fragmentierung zu reagieren. Insbesondere in der Schaffung eines nationalen Verbundes mittels Korridoren als Teil der Umsetzung des Auftrages aus den §§ 2, 3 und 14 des BNatSchG (Schumacher and Schumacher 2002) wird eine Erfolg versprechende Strategie gesehen, einen Austausch zwischen (Sub-) Populationen verschiedenster Tierarten zu gewährleisten. Auch aus den Artikeln 3 (3) und 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und den Vereinbarungen zur Eingriffsfolgenbewältigung (§§ 18 ff BNatSchG n.F., FFH-Verträglichkeitsprüfung) lassen sich gesetzliche Instrumentarien ableiten, eine weitere Landschaftsfragmentierung zu vermeiden. Mit den NATURA 2000-Gebieten soll ein europäisches „Netzwerk“ an Schutzgebieten geschaffen werden, das die biologische Vielfalt und die Funktionalität der Landschaft als Lebensraum für Mensch, Tier und Pflanzen sichern soll. Die Vernetzung muss ebenfalls über

Korridore entwickelt werden. Dabei steht nicht nur eine alleinige Entscheidung entlang der Verkehrsinfrastruktur im Vordergrund. Diese können einfacher als Konflikte mit flächenhafter Landnutzung durch Querungshilfen wirksam behoben werden. Es geht auch um eine generelle Permeabilität der Landschaft. Bevor jedoch eine Gestaltungs- und Entwicklungsphase beginnen kann, ist ein breiter Konsens über die räumliche Lage dieser Korridore notwendig, der ein systematisches, auf die vorhandene Zerschneidungssituation bezogenes Vorgehen ermöglicht (Krüger 2001), und der als gesellschaftlicher Auftrag verbindlich berücksichtigt wird.

In der Eingriffsbewältigung ergeben sich dennoch immer wieder Defizite. Zwar gelten Säuger als Teil eines Indikatorensystems sowohl für den Lebensraumverbund als auch für die Qualität des Lebensraumes, trotzdem werden bei Umweltverträglichkeitsstudien (UVS) häufig Aspekte der Konnektivität von Lebensräumen unzureichend oder überhaupt nicht gewürdigt. Zum einen liegt dies an einem Fokus der UVS auf die ökologischen Bedingungen im unmittelbar an den Eingriff angrenzenden Raum und der weitgehenden Vernachlässigung nicht gefährdeter Arten. Gravierender für die Funktionalität der Landschaft ist aber der Mangel an räumlich expliziten überregionalen, national oder international abgestimmten Konzepten zum Lebensraumverbund, den die UVS auf lokaler Ebene nicht beheben kann.

Zur Bewertung von Wildtierlebensräumen wurden an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg bereits Methoden entwickelt, die eine Beurteilung der Komplexität der Kulturlandschaft unter wildökologischen Gesichtspunkten ermöglicht. Durch die Einbeziehung mehrerer Maßstabsebenen konnte das „Lebensraumsystem für Wildtiere“ in Baden-Württemberg entwickelt werden. Was bei diesem System bisher fehlte, war die Berücksichtigung von Linienstrukturen.

Aus diesem Kontext heraus startete der Arbeitsbereich Wildökologie an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt im Frühjahr 2001 das Projekt „Wildtierkorridore in Baden-Württemberg“, das mit Mitteln der Landesjagdabgabe durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum kofinanziert wurde. Literaturrecherchen, der Austausch mit anderen Wissenschaftlern und die Aufarbeitung des Problemfeldes standen im Mittelpunkt des ersten Projektjahres. Im zweiten Projektjahr konzentrierten sich die Arbeiten auf die Modellierung eines landesweiten Netzwerks potenzieller Korridore mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS). Die geografische Lage Baden-Württembergs im Dreiländereck verdeutlichte bald den Bedarf, überregionale Betrachtungen über die Landesgrenzen auszudehnen. Vor diesem Hintergrund entstand ein weiteres Modell, das einen Überblick über den Verbund der größeren unzerschnittenen Lebensräume in Mitteleuropa liefert (Strein *et al.* im Druck).

Die hier vorgestellten Resultate sollen dazu beitragen, einen Konsens über die Lage von Wildtier- und Lebensraumkorridoren zu entwickeln. In vielen Bereichen lassen sich die Ergebnisse der Modellierung direkt in der planerischen Praxis anwenden. Daneben bleiben auch zahlreiche Fragen offen. Sie betreffen einerseits

die Gültigkeit der Modellierung in einigen schwierig zu beurteilenden Regionen. Vor allem aber wissen wir noch sehr wenig, ob das verbleibende Potenzial für den Austausch zwischen Subpopulationen ausreicht, um das Überleben von Arten langfristig sicherzustellen.

# 1 DEFINITIONEN UND METHODISCHE GRUNDLAGEN

## 1.1 BEGRIFFSDEFINITION

Einige im Zusammenhang mit der Konnektivität von Wildtierlebensräumen verwendete Begriffe werden bei verschiedenen Autoren mit unterschiedlicher Bedeutung eingesetzt. Unklarheiten, wie die Begriffe im vorliegenden Bericht eingesetzt werden, sollen mit den folgenden Definitionen beseitigt werden.

- Kerngebiet - Kerngebiete sind zusammenhängende Bereiche, die durch ihre naturräumliche Ausstattung und Größe als Lebensraum für eine Art oder Artengemeinschaften herausragende Bedeutung haben. Im Zusammenhang mit Gams- und Rotwild in Baden-Württemberg ist die Definition von Kerngebieten insofern eingeschränkt, als diese Gebiete zusätzlich auf Grund politischer Entscheide künstlich begrenzt werden.
- Korridor - Korridore sind mehr oder weniger breite Bänder, die (Teil-) Lebensräume von Wildtieren miteinander verbinden. Im vorliegenden Bericht bezeichnen Korridore immer potenziell als Verbindung besser geeignete Bereiche. Ob oder in welchem Umfang ein potenzieller Korridor tatsächlich von einer Tierart genutzt wird, war nicht Gegenstand des Projektes. Hierfür wären langjährige umfangreiche Untersuchungen notwendig.
- Engpass - An Engpässen werden Korridore durch natürliche oder anthropogene Strukturen oder intensiv genutzte Flächen auf schmale Bänder reduziert, ohne dass parallel verlaufende Korridore eine Ausweichmöglichkeit bieten.

Wir möchten auf den Unterschied zur Begriffsdefinition bei den Untersuchungen in der Schweiz hinweisen. Dort sind Korridore nur „Teilstücke in den Bewegungsachsen von Wildtieren, die durch natürliche oder anthropogene Strukturen oder intensiv genutzte Areale seitlich permanent begrenzt sind“ (Holzgang *et al.* 2001). Sie entsprechen daher mehr dem von uns verwendeten Begriff „Engpass“. Die von uns gewählten Definitionen schienen uns dem allgemeinen Sprachgebrauch eher zu entsprechen und daher leichter zu

kommunizieren. Wir gehen mit unserer Definition eines Korridors auch mit der in der Geo-Informatik gebräuchlichen Syntax konform.

## **1.2 MODELLIERUNG DER KONNEKTIVITÄT ZWISCHEN LEBENSRAÜMEN**

### **1.2.1 Gliederung der angewandten Modelle**

Unsere Konnektivitätsanalysen verfolgten verschiedene methodische Ansätze. Gemeinsam ist allen die Anwendung sogenannter Cost-Distance-Algorithmen, wie sie in Geographischen Informationssystemen verfügbar sind. Die Ausrichtung der Modellparameter war in Teiluntersuchungen sowohl artspezifisch als auch artunspezifisch (Strein *et al.* im Druck). Die Festlegung der Parameter erfolgte entweder in Form eines Expertenmodells oder eines empirischen Modells.

#### **1.2.1.1 Artspezifische und artunspezifische Modelle**

Eine Studie der Konnektivität von Lebensräumen ist in der Regel an bestimmten Arten oder zumindest Artengruppen orientiert. Dies drückt sich aus in der Festlegung der Maßstabsebene, auf der gearbeitet wird, sowie in der Auswahl der Habitatparameter, die als relevant erachtet werden. Artspezifische Modelle orientieren sich dabei weitgehend an den Lebensraumansprüchen einer oder weniger Arten mit ähnlichen Ansprüchen. Parameter für die Beurteilung der Konnektivität von Lebensräumen können dabei entweder gutachterlich vergeben oder aus Kalibrierungsdaten mit statistischen Methoden bestimmt werden. Je mehr über die Ansprüche einer Art bekannt ist, oder je mehr sichere Daten für eine Kalibrierung zur Verfügung stehen, umso detaillierter kann eine Modellierung erfolgen. In einer Konnektivitätsanalyse könnten neben flächigen Landnutzungsdaten auch lineare Strukturen mit zahlreichen Attributen (Strassen mit verschieden hohem Verkehrsaufkommen, Flüsse variabler Breite und mit unterschiedlichem Verbauungsgrad u.s.w.) einbezogen werden. Die richtigen Parameter vorausgesetzt sind Modelle denkbar, die das Verhalten einer Art nahezu exakt wiedergeben. Der Nachteil solch detailreicher Modelle ist die eingeschränkte Übertragbarkeit auf andere Glieder einer Biozönose. Auf der anderen Seite ist es genauso möglich, die Parameter eines Modells auf einen „kleinsten gemeinsamen Nenner“ zu reduzieren, der nur diejenigen Anforderungen beschreibt, die viele Arten gemeinsam haben.

Die Modelle, die wir für Baden-Württemberg erstellten, verfolgten zunächst einen artspezifischen Ansatz. Wir setzten die Lebensraumansprüche von Gams- und Rotwild in Modelle um, die als Ergebnis die bestmöglichen oder wahrscheinlichsten Verbindungen zwischen Teillebensräumen dieser Arten ergaben. Dabei verwendeten wir jedoch nur relativ wenige Parameter, nämlich nur eine einfach

klassifizierte Landnutzungsverteilung sowie die Hangneigung. Dieser Ansatz war einerseits durch das Fehlen genauerer Informationen zur Artbiologie, andererseits durch die Forderung nach Übertragbarkeit des Modells auf andere mittelgroße Säuger gegeben. Obwohl inzwischen zahlreiche, meist auf der Radiotelemetrie basierende Studien erklären, wie beide Arten ihre Einstandsgebiete wählen, und welches Habitat sie darin bevorzugen, liegen nur wenige Daten darüber vor, welche Strukturen bei Wanderungen leicht oder „gerade noch“ gequert werden. Dieser Mangel besteht übrigens nicht nur bei Gams- und Rotwild, sondern bei nahezu allen schwer beobachtbaren Tierarten.

Die Übertragbarkeit des Modells auf andere mittelgroße Säuger war in unserem Projekt besonders wichtig. Bei Gams- und Rotwild ist zur Zeit aus forstpolitischen Gründen keine Ausbreitung über die administrativ festgelegten Gebiete gewünscht. Eine Konnektivitätsanalyse allein für diese Arten wäre daher wenig sinnvoll. Die beiden Arten stehen vielmehr stellvertretend für zahlreiche andere Wildarten, die den Wald als Lebensraum bevorzugen. Die Auswahl der beiden Arten als Leitarten beruhten auf den folgenden Überlegungen:

Rot- und Gamswild unternehmen regelmäßig Wanderungen über große Entfernungen von 100 km oder mehr (vgl. Wagenknecht 1996). Sie eignen sich daher als Weiser für überregionale Zusammenhänge, während sich Arten wie Rehwild in der Regel nur über wenige Kilometer bewegen (Müri 1999).

Die Begrenzung der beiden Arten auf Rot- bzw. Gamswildgebiete lässt, mit gewissen Unwägbarkeiten, die Interpretation zu, dass sich außerhalb dieser Gebiete vorkommende Individuen auf Wanderungen außerhalb ihres üblichen Streifgebietes befinden. Nachweise außerhalb der Kerngebiete liefern daher Daten zu den Habitatansprüchen auf Wanderungen.

Von Rotwild ist bekannt, dass es auf seinen Wanderungen relativ empfindlich auf Hindernisse reagiert. Besonders in Zusammenhang mit der Nutzung von künstlichen Querungshilfen über Strassen wurde festgestellt, dass die Bauwerke, die von Rotwild angenommen werden, auch von allen anderen vorkommenden Wildarten genutzt werden (Pfister *et al.* 1997).

#### **1.2.1.2 Expertenmodelle und empirische Modelle**

Die Vorhersage der Habitategnung einer Landschaft für Tiere beruht in der Regel auf der Herleitung von Gesetzmäßigkeiten durch verschiedenste statistische Verfahren. Grundlage für alle Verfahren sind Daten, die die räumliche Nutzung einer Landschaft durch die untersuchte Art beschreiben. Radiotelemetrisch hergeleitete Raumnutzungsmuster oder Beobachtungen von Individuen in verschiedenen Habitaten kommen dafür in Betracht. Solche Modelle, die aus empirischen Daten Gesetzmäßigkeiten ableiten, bezeichnen wir kurz als empirische Modelle.

Die Zielsetzung bei der Modellierung von Korridoren unterscheidet sich allerdings wesentlich von der anderer Habitatmodelle. Ziel ist nicht, die Eignung eines Landschaftsausschnittes als Lebensraum zu ermitteln. Vielmehr stellt sich die

Frage, ob und wie eigentlich ungeeignete Lebensräume überbrückt werden können. Während also üblicherweise Präferenzen modelliert werden, stellt sich bei der Konnektivitätsmodellierung zusätzlich die Frage der Toleranz gegenüber negativen Faktoren. Dieser Unterschied bedingt, dass Daten, die in den Einstandsgebieten einer Art gewonnen wurden, das Verhalten in einem eher ungeeigneten Umfeld nur beschränkt vorhersagen können. Diese Problematik dürfte der Hauptgrund dafür sein, dass bei der Herleitung von Korridoren häufig sogenannte Expertenmodelle zum Einsatz kommen (z.B. Walker and Craighead 1997, Schadt et al. 2002, Knauer 2001). Dabei werden die Modellparameter durch Expertenwissen festgelegt, das durch Befragungen oder die existierende Literatur aufgearbeitet wird.

Für die Herleitung von Korridoren erstellten wir sowohl ein Expertenmodell für Rotwild, wie auch je ein empirisches Modell aus Beobachtungsdaten von Gams- und Rotwild. Der Vergleich der einzelnen Modelle erlaubte uns, Schwächen und Stärken der Ansätze zu bestimmen (Clevenger and Wierzychowski 2001).

## **1.2.2 Herleitung der Konnektivität zwischen Lebensräumen**

### Cost-Distance

Bei allen genannten Modellansätzen setzten wir Cost-Distance-Analysen ein. Cost-Distance-Analysen sind als Werkzeug in zahlreichen Geographischen Informationssystemen verfügbar. Sie erlauben, die günstigste Verbindung zwischen einem Start- und einem Zielpunkt (bzw. Start- und Zielgebiet) zu ermitteln. Die Berechnungen erfolgen auf Basis eines Raster-Datensatzes, in dem jeder Zelle im Untersuchungsgebiet ein Widerstand zugewiesen ist, also ein Maß, das beschreibt, mit welchem Aufwand („Kosten“) die Zelle durchquert werden kann. Damit ist es möglich, ausgehend von einem Startpunkt die kumulativen Kosten (Cost-Distance) bis zu jeder anderen Zelle im Untersuchungsgebiet zu berechnen. Aus diesem ersten Schritt lassen sich weitere Informationen ableiten:

### Cost-Path

Aus der Cost-Distance-Analyse kann die kostengünstigste Verbindungslinie (Cost-Path) zwischen zwei Punkten bestimmt werden.

### Korridor

Werden zwei Cost-Distance-Raster, die von unterschiedlichen Startpunkten ausgehen, überlagert, so lässt sich ein Bereich abgrenzen, der mit den gleichen Kosten erreichbar ist. Dieser Bereich (Korridor) enthält immer die Cost-Path-Verbindung zwischen den beiden Punkten. Zusätzlich wird sichtbar, ob die Korridor-Funktion in einem breiten Band besteht, oder ob es Engpässe gibt.

Cost-Distance-Modelle ergeben immer mindestens eine Verbindung zwischen Start- und Zielpunkt. Sie zeigen die günstigste Verbindung für die unterstellten Parameterwerte an. Sie sagen jedoch nichts darüber aus, ob die modellierte Verbindung tatsächlich genutzt wird, oder ob die kumulierten Kosten über den Verlauf des Korridors so hoch sind, dass kein Individuum die gesamte Strecke zurücklegen kann.

### 1.2.3 Sensitivität von Cost-Distance-Modellen

Wie bei jedem Modell kann die Realität auch mit Cost-Distance-Analysen nur ansatzweise wiedergegeben werden. Unsicherheiten gibt es bei der Auswahl der als relevant angesehenen Deskriptoren eines Habitats wie auch deren Bewertung. Daneben hat die Festlegung des Maßstabs, in dem die Auswertung erfolgt, erheblichen Einfluss auf das Ergebnis. Es macht unter Umständen einen wesentlichen Unterschied, ob Cost-Distance-Analysen auf Raster-Daten mit einer Auflösung von 30 m oder 1 km beruhen. So können bei einer groben Auflösung kleine Einheiten, die eine Trittsteinfunktion haben, ebenso wie schmale, aber möglicherweise absolute Barrieren übersehen werden.

Die Qualität von Habitatmodellen sollte immer geprüft werden. Entweder erfolgt eine Validierung mit vorhandenen Daten, um zu testen, wie gut die Vorhersagen des Modells sind, oder es wird mit einer Sensitivitätsanalyse festgestellt, wie das Modell reagiert, wenn Parameter verändert werden. Bei Cost-Distance-Analysen wird diese gute wissenschaftliche Praxis meist vernachlässigt. Der Grund dafür ist einerseits der beschriebene Mangel an Daten zum Verhalten von Tieren auf einem Korridor. Gerade bei Sensitivitätsanalysen, die auf der wiederholten Anwendung des Modells beruhen, dürfte außerdem der hohe Rechen- und damit Zeitaufwand, den eine Cost-Distance-Analyse erfordert, den wesentlichen Hinderungsgrund darstellen.

Wir untersuchten unter ähnlichen Bedingungen, wie wir sie in den endgültigen Modellen verwendeten, die Sensitivität von Cost-Distance-Analysen auf die Wahl der Parameter und auf die räumliche Auflösung, mit der die Parameter in das Modell einfließen.

Grundlagendaten für die Analyse waren Rasterdaten einer Landnutzungskartierung der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), die wir zu sechs Klassen vereinfachten (vgl. 2.1.2). Wir definierten einen Startpunkt in der Mitte und vier Zielpunkte in den Ecken des durch die Rasterdaten abgedeckten Bereiches. In 200 Durchgängen berechneten wir die Cost-Distance vom Startpunkt und leiteten davon die Cost-Paths zu den vier Eckpunkten ab. Bei jedem Durchgang veränderten wir zufällig die Parameter der Widerstandswerte. Die Bereiche, aus denen Widerstandswerte einer Klasse zugeordnet wurden, definierten wir für jede Klasse in Form einer Dreiecksverteilung (Abb. 1), so dass jede mögliche Kombination von Werten ökologisch denkbar war. Nach jeweils 50 Rechenschritten veränderten wir die räumliche Auflösung systematisch in vier Schritten. Wir verwendeten die Daten in der Originalauflösung von 30 m sowie gemittelt für Flächen von 1 ha, 10 ha und 100 ha. Als Ergebnis für jede Parameterkombination wurden die berechneten Pfade festgehalten.

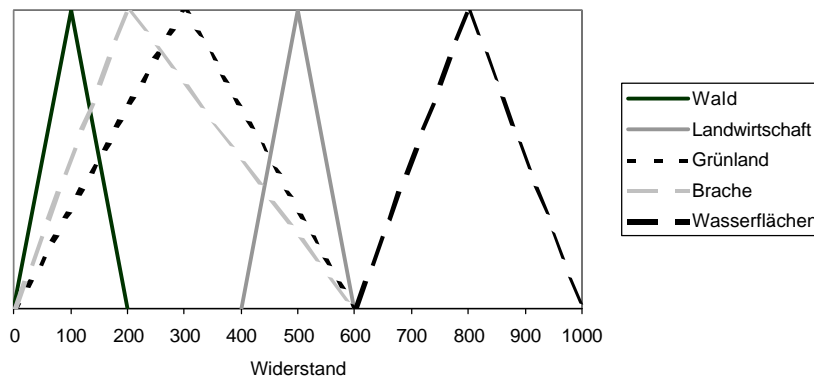


Abb. 1: Dreiecksverteilungen der Widerstandswerte, die den Landnutzungsklassen für die Sensitivitätsanalyse zugeteilt wurden. Die Klasse Siedlungen wurde immer als weitgehende Barriere mit dem Wert 10'000 bewertet.

Die gesamte Sensitivitätsanalyse erforderte insgesamt zehn Tage Rechenzeit. Wegen mehrmaligen Programm-Abstürzen standen am Ende 725 Pfade statt 800 (je 200 zu den vier Eckpunkten) zur Verfügung.

Abb. 2 zeigt die Unterschiede, die sich bei ähnlichen Parametersätzen ergaben. Der Großteil der Pfade konzentrierte sich immer wieder in denselben Bereichen. Dies trifft vor allem dort zu, wo die Landschaft großräumig betrachtet homogen ist, wie vor allem im Schwarzwald, aber auch zwischen Schwäbischer Alb und Bodensee, wo die „Homogenität“ im relativ gleichförmigen Wechsel von Wald und Offenland besteht. Andererseits können eklatante Abweichungen entstehen, wenn unterschiedlich strukturierte Landschaften durchquert werden. In der Abbildung ist dies im Nordosten des Untersuchungsgebietes deutlich, wo große waldreiche Gebiete neben großflächig ackerbaubetonten Gebieten liegen.

Insgesamt zeigten die Cost-Distance-Analysen in weiten Bereichen robuste Ergebnisse. Dennoch ist eine Prüfung mit veränderten Parametern und anhand echter Daten unerlässlich.

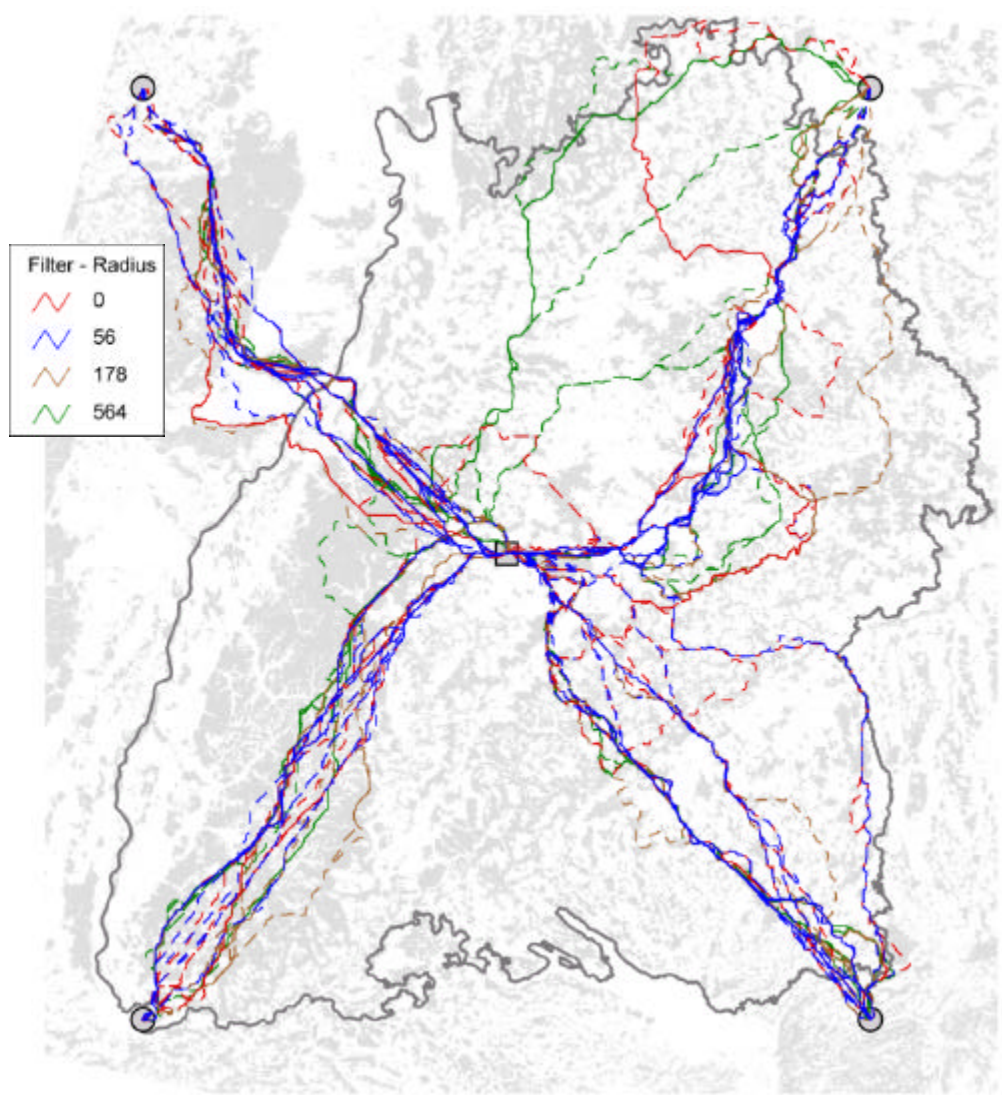


Abb. 2: In einer Sensitivitätsanalyse ermittelte Pfade (Cost-Path) vom Ursprung in der Kartenmitte zu jedem von vier Eckpunkten. Als Hintergrund ist die Waldbedeckung dargestellt. Den Berechnungen liegen Widerstandswerte zugrunde, die für jede Landnutzungs-kategorie bei jedem Rechenschritt zufällig aus einer Dreiecksverteilung ermittelt wurden. Die resultierenden Datensätze wurden entweder direkt für die Cost-Distance-Analyse genutzt (Radius  $r=0$ ,  $n=213$ ) oder mit Mittelwert-Filtern über Flächen von 1 ha ( $r=56$ ,  $n=200$ ), 10 ha ( $r=178$ ,  $n=200$ ) und 100 ha ( $r=564$ ,  $n=140$ ) nachbearbeitet.

## **2 WILDTIERKORRIDORE IN BADEN-WÜRTTEMBERG**

### **2.1 UNTERSUCHUNGSGEBIET UND METHODEN**

#### **2.1.1 Untersuchungsgebiet**

Die in diesem Kapitel vorgestellten Untersuchungen beziehen sich im Wesentlichen auf das Bundesland Baden-Württemberg. Die benachbarten Bundesländer Rheinland-Pfalz, Hessen und Bayern sowie die angrenzenden Gebiete in Frankreich und der Schweiz wurden, soweit sie durch die verwendeten geographischen Grundlagendaten abgedeckt werden konnten, zur Komplettierung des Modells berücksichtigt. Bei dem Ansatz eines Expertenmodells für das Rotwild, der allein auf Bodenbedeckungsdaten beruht, konnten wir ein Gebiet bearbeiten, das einem Rechteck um das Land Baden-Württemberg in einem Abstand von mindestens 30 km entspricht. Bei den empirischen Modellen für Gams- und Rotwild, bei denen zusätzlich ein Höhenmodell sowie der Verlauf und die Kategorisierung von Strassen und Bahnlinien berücksichtigt wurden, musste das Untersuchungsgebiet auf die Grenzen von Baden-Württemberg beschränkt werden.

#### **2.1.2 Grundlagendaten**

Die Konnektivität zwischen Lebensräumen hängt artspezifisch einerseits von der Habitataignung der flächenhaften Bodenbedeckung und andererseits vom Vorhandensein meist linearer Barrieren in einer Landschaft ab.

Informationen zur flächenhaften Bodenbedeckung leiteten wir aus einer Landnutzungskartierung (eigentlich eine Karte der Bodenbedeckung) der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Projektbericht s. Jacobs 2001) ab. Dieser Datensatz beruht auf einer multitemporalen Klassifizierung von Landsat TM 5-Satellitenbildern mit einer Auflösung von 30 m aus den Jahren 1999 und 2000. Die angewandte Maximum-Likelihood-Klassifizierung führt nach Angaben des Bearbeiters zu einem Datensatz, der bei Maßstäben > 100'000 zu einer zuverlässigen Beurteilung der Bodenbedeckung führt. Wir haben die original vorhandenen 16 Kategorien zu wenigen Klassen zusammengefasst. Für die erste Modellierung legten wir 6 Klassen entsprechend unserer Einschätzung einer ökologisch bedeutsamen Kategorisierung fest. Bei späteren Analysen wendeten wir die Klassifizierung nach dem EUNIS-Schema (Moss and Davies 2002) an. Tab. 1 zeigt die Ableitung der verwendeten Klassen aus den Originaldaten der LfU.

Relativ schmale lineare Elemente wie Strassen und Bahnlinien sind in einer Satellitenbildklassifizierung mit 30 m Auflösung unterrepräsentiert. Bei unserer Fragestellung war jedoch ein wesentlicher Einfluss dieser Strukturelemente auf die Habitategnung zu erwarten. Wir überlagerten daher die aus Satellitenbildern abgeleitete Landnutzungsklassifizierung mit Strassen und Bahnlinien aus dem ATKIS-Datenbestand des Landesvermessungsamtes. Alle Rasterzellen, die von einer Kreis-, Landes- oder Bundesstrasse, von einer Autobahn oder einer Bahnlinie geschnitten wurden, wiesen wir der Kategorie „Siedlungen und überbaute Flächen“ zu. Die sich aus diesem Vorgehen ergebende Darstellung von Strassen und Bahnlinien als mindestens 30 m breite Bänder führte zu einer Hervorhebung der überbauten Flächen, die aufgrund der erwarteten Wirkung auf die Wanderbewegung von Wildtieren angebracht schien. Eine weitergehende Differenzierung der Barrierewirkung von Strassen und Bahnlinien anhand der in ATKIS enthaltenen Attribute erwies sich als problematisch, da neben der abgebildeten Breite insbesondere der tatsächlich auftretende Verkehr maßgeblich ist. Daten zur Verkehrsstärke, die uns vom Landesamt für Straßenwesen zur Verfügung gestellt wurden, erforderten zeitaufwändige Aufbereitungen, so dass sie nicht mehr in die Modelle integriert werden konnten.

Als weiteren flächenhaften Datensatz verwendeten wir das digitale Höhenmodell des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg mit einer horizontalen Auflösung von 50 m. Aus den Höhendaten berechneten wir für jede Rasterzelle die Hangneigung, die vor allem bei der Beurteilung der Habitategnung für Gamswild von Bedeutung ist.

Tab.1: Reklassifizierungs-Schemen für die Landnutzungskartierung der LfU. Das erste Schema (Spalten 3-4) wurde im Expertenmodell eingesetzt, das zweite Schema (Spalten 5-6) im empirischen Modell.

Kategorien der Originaldaten		Kategorien im Expertenmodell		EUNIS Habitattypen	
Code	Bezeichnung	Code	Bezeichnung	Code	Bezeichnung
-	nicht definiert	-	nicht definiert	1	A Marine habitats
-	nicht definiert	-	nicht definiert	2	B Coastal and halophytic habitats
160	Wasserflächen	6	Wasserflächen	3	C Freshwater aquatic habitats
170	Feuchtflächen	4	Grünland	4	D Wetland habitats
90	Intensivgrünland			5	E Grassland habitats
110	Extensivgrünland				
50	Wein, Obstplantage	3	Landwirtschaft	6	F Heathland and scrub habitats
60	Streuobst				
130	Nadelwald	1	Wald	7	G Woodland and forest habitats and other wooded lands
139	Windwurf				
140	Laubwald				
150	Mischwald				
70	Brachland	5	Brache	8	H Inland sparsely vegetated or unvegetated habitats
80	vegetationslos				
40	Ackerbau	3	Landwirtschaft	9	I Regularly or recently cultivated habitats and gardens
10	dichte Siedlung	2	Siedlung	10	J Constructed industrial and other artificial habitats
11	Industrie				
20	lockere Siedlung				

### 2.1.3 Verbreitungsdaten für Gams- und Rotwild

Unsere Analysen in Baden-Württemberg verfolgten einen artspezifischen Ansatz. Wir versuchten, das Potenzial für die Verbindung von Lebensräumen anhand unserer Kenntnisse zur Lebensweise, zum Habitatanspruch und zur Verbreitung von Leitarten beispielhaft zu ermitteln. In Baden-Württemberg kamen nur Gams- und Rotwild als Leitarten in Betracht (vgl. 1.2.1). Für beide Arten sammelten wir Daten zur Lage von Kern-Verbreitungsgebieten sowie zu Einzelbeobachtungen. Wir konnten dazu teilweise auf die Arbeiten anderer Institutionen zurückgreifen, die wir mit eigenen Daten ergänzten.

Alle Datensätze können Nachweise von Tieren enthalten, die aus Gehegen stammen und daher an Orten auftauchten, die mit den Kerngebieten nicht in Verbindung stehen. Wir hatten keine Möglichkeit, die Daten entsprechend zu filtern und können diese Fehlerquelle daher nur einer kritischen Diskussion unterziehen.

#### **2.1.3.1 Gemeindeweise Abschussstatistiken**

Die Wildforschungsstelle Baden-Württemberg erhebt jährlich die Abschüsse jagdbarer Wildarten auf Basis der administrativen Gemeinden des Landes. Für Gams- und Rotwild zeigen diese Daten einerseits die Konzentration beider Arten auf Kerngebiete (benachbarte Gemeinden mit jeweils mehreren Abschüssen), als auch das Auftreten einzelner Individuen außerhalb der Kerngebiete (einzelne Gemeinden mit einem oder zwei Abschüssen). Die beschränkte räumliche Auflösung machte diese Daten für eine analytische Auswertung in unserem Zusammenhang ungeeignet. Sie ermöglichten jedoch eine visuelle Beurteilung der Validität unserer Ergebnisse.

#### **2.1.3.2 Erhebungen für den Atlas „Die Säugetiere Baden-Württembergs“**

Das Museum für Naturkunde in Karlsruhe bearbeitet im Rahmen des Projekts „Wildlebende Säugetiere in Baden-Württemberg“ einen Atlas der Säugetiere in Baden-Württemberg. Dazu wurde für Messtischblätter (1:25.000) im ganzen Land die Präsenz bzw. Absenz potenziell vorkommender Säugerarten kartiert. Wir erhielten einen Auszug der Rohdaten für den Atlas, aus denen sich wiederum Kerngebiete und Gebiete mit Einzelbeobachtungen für Gams- und Rotwild differenzieren ließen. Auch bei diesen Daten stellt die geringe räumliche Auflösung ein Problem bei einer quantitativen Analyse dar. Zudem konzentrieren sich die Erhebungen auf die frühen 1990er Jahre, einige Daten stammen sogar aus historischen Aufzeichnungen seit dem frühen 20. Jahrhundert. Rezente landschaftliche Veränderungen, die einen Einfluss auf Vorkommen und Wandermöglichkeiten von Gams- und Rotwild haben, können mit diesen Daten nicht berücksichtigt werden. Der Einsatzzweck in unserem Projekt beschränkte sich daher ähnlich der gemeindeweisen Abschussstatistik auf eine visuelle Validierung unserer Ergebnisse.

#### **2.1.3.3 Befragungen von Förstern und Jägern**

Um aktuelle Daten zum Vorkommen von Gams- und Rotwild zu erheben, führten wir schriftliche Befragungen aller Forstämter und Kreisjägersvereinigungen in Baden-Württemberg durch. Wir druckten jedes Gebiet auf ein bis zwei Karten im A3-Format, so dass sich Vorlagen im Maßstab 1:25'000 bis 125'000 ergaben. Die Drucke zeigten auf Grundlage von topographischen Karten die Grenzen der offiziellen Rot- und Gamswildgebiete auf der Basis von Daten, die uns die Wildforschungsstelle Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt hatte.

Wir baten die Forstamtsleiter bzw. Kreisjägermeister um Korrekturen der Verbreitungsgebiete sowie um Eintragung aller Einzelbeobachtungen und Abschüsse von Rot- und Gamswild, die seit 1998 außerhalb der Gams- bzw. Rotwildgebiete erfolgten. Außerdem fragten wir nach Rot- oder Gamswildgehegen innerhalb des Forstamtes bzw. der Kreisjägersvereinigung, um einschätzen zu können, ob Meldungen eventuell von Tieren stammten, die aus Gehegen entwichen waren.

Entlang des Hochrheins führten wir im Sommer 2002 Befragungen im Sinne einer Pilotstudie durch. Wir waren dazu bei Dienstbesprechungen der Forstämter Bad Säckingen, Rheinfelden und Waldshut anwesend und konnten die Daten direkt im Gespräch mit den jeweiligen Forstamtsleitern und Revierleitern erheben. Dabei zeigte sich, dass in den Forstämtern jeweils zwei bis drei Personen mit besonderem jagdlichem Interesse die wesentlichen Daten beisteuern konnten. Ein ähnliches Bild ergab sich, als wir bei einer Versammlung der Kreisjägersvereinigung Waldshut anwesend sein konnten und im persönlichem Gespräch mit den Jägern halbstrukturierte Interviews durchführten. Aus diesen Erfahrungen und angesichts des großen Zeitaufwandes für eine direkte Befragung entschieden wir, weitere Erhebungen nur noch auf indirektem Weg schriftlich mit Fragebögen durchzuführen. Zwischen August und September 2002 erhielten hierfür alle Forstämter ihre Karten und Fragebögen per Post zugestellt. Die Kreisjägermeister des Landes informierten wir auf vier Bezirkstreffen im Herbst 2002 über unser Vorhaben. Bei dieser Gelegenheit verteilten wir die Unterlagen an die anwesenden Kreisjägermeister oder ließen sie über die Bezirksvorstände an die nicht anwesenden Kreisjägermeister weiterleiten.

Der Rücklauf der Fragebögen war nicht so gut wie erwartet. Ein bedeutender Anteil der gemeldeten Nachweise durch die Forstämter stammt aus unmittelbarer Nähe der Rotwildgebiete. Solche Daten haben für unsere Fragestellung nur begrenzten Informationswert, da sie kaum großräumige Wanderbewegungen repräsentieren.

Für die Forstämter ohne Rücklauf oder verlässliche Auskunft bleibt die Frage offen, ob tatsächlich keine Nachweise von Gams- und Rotwild vorliegen, oder ob die Anfrage aus unterschiedlichen Gründen einfach nicht berücksichtigt wurde.

Ähnlich war das Bild bei der Jägerschaft. Hier schien die Bereitschaft zur Mitarbeit wesentlich vom generellen Verhältnis zwischen den jeweiligen Jägern und der Forstverwaltung abzuhängen, mit der die FVA und das Forschungsprojekt Wildtierkorridore gleichgestellt wurden. Vor allem aus den Privat-Jagdbezirken, in denen regelmäßig Rotwild vorkommt, und wo diese Thematik in der Vergangenheit regelmäßig für Konflikte gesorgt hatte, erhielten wir wenige Daten.

Trotz dieses insgesamt nicht sehr positiven Bildes erhielten wir von zahlreichen Befragten umfassende Auskünfte. Somit stand vor allem für Gamswild und in Teilgebieten auch für Rotwild eine brauchbare Datenbasis zur Verfügung.

#### 2.1.4 Festlegung von Quell- und Zielgebieten

Die Berechnung von Wildtierkorridoren mittels Cost-Distance-Analysen erfordert als ersten Schritt die Umsetzung der Fragestellung ins Modell. Es gilt festzulegen, zwischen welchen Gebieten eine Verbindung für möglich gehalten wird, oder zwischen welchen Gebieten eine Verbindung anzustreben ist. Erst nach dieser Festlegung kann die Lage von Korridoren modelliert werden. Es ist offensichtlich, dass die Ergebnisse von Korridoranalysen, wie sie auch in diesem Bericht in Form von Karten präsentiert werden, in erster Linie von der räumlichen Fragestellung abhängen, und dass damit der Auswahl von Quell- beziehungsweise Zielgebieten eine zentrale Bedeutung zukommt.

Bei den im Modell untersuchten Leitarten Gams- und Rotwild ist das regelmäßige Vorkommen auf mehr oder weniger klar begrenzte Gebiete beschränkt. Unsere Untersuchung sollte einerseits die möglichen Verbindungen zwischen diesen Kerngebieten evaluieren. Außerdem suchten wir eine Antwort auf die Frage, wie die Kerngebiete mit Vorkommen in den angrenzenden Bundesländern sowie in Frankreich und der Schweiz verbunden sind. Als Quell- und Zielgebiete gaben wir daher einerseits die bekannten Kerngebiete in Baden-Württemberg (Abb. 4, 5) vor. Wir berücksichtigten dabei auch das Rotwildgebiet im Schönbuch, obwohl es vollständig gegattert ist. Für die Modellierung des Anschlusses über die Grenzen von Baden-Württemberg hinaus wählten wir beim Expertenmodell und beim empirischen Modell unterschiedliche Ansätze.

Das Expertenmodell, das ausschließlich auf der Landnutzungskartierung der LfU aufbaut, konnten wir für den gesamten durch diesen Datensatz abgedeckten Bereich, der über die Grenzen Baden-Württembergs hinausgeht (Abb. 6), berechnen. In der Schweiz, in Frankreich und in Rheinland-Pfalz gaben wir für die Modellierung daher Zielgebiete vor, die den potenziellen Rotwildlebensraum im Jura und den Alpen sowie im Pfälzer Wald, den Nord- und Südvogesen repräsentierten. In Frankreich wie in der Schweiz deckte die LfU-Kartierung die potenziellen Rotwildlebensräume nur in den östlichen bzw. nördlichen Bereichen ab. Die von uns digitalisierten Zielgebiete lagen daher zwangsläufig nur „in Richtung“ der Vorkommensgebiete. Die auf Basis dieser Zielgebiete modellierten Korridore berücksichtigen folglich nicht, ob es innerhalb der Gebirge räumlich differenzierte Vorkommensgebiete gibt. Für Bayern standen uns Daten der potenziellen Rotwildkorridore in Bayern mit Anschluss an Baden-Württemberg zur Verfügung, die vom Verein VAUNA e.V. (unpubl.) ebenfalls auf Basis von Cost-Distance-Analysen modelliert worden waren. Wir nutzten die Punkte, an denen die bayrischen Korridore die Grenze des von der LfU-Kartierung abgedeckten Bereichs schnitten, als Zielgebiete für unsere Berechnungen. Das Rotwildgebiet im Spessart überschneidet sich in seinem südlichen Bereich mit der LfU-Landnutzungskartierung und konnte somit direkt als Zielgebiet integriert werden.

Beim empirischen Modell haben wir neben der Landnutzungskartierung der LfU auch geographische Grundlagendaten integriert, die nur für Baden-Württemberg vorlagen. Somit musste die gesamte Modellierung auf Baden-Württemberg

beschränkt werden. Zur Anbindung an die benachbarten Länder verwendeten wir daher die folgenden Zielgebiete bzw. –punkte: Für Bayern setzten wir wiederum die Berechnungen von VAUNA e.V. ein, wobei wir in diesem Fall die Schnittpunkte der bayrischen Korridore mit der Landesgrenze verwendeten. Ähnlich gingen wir für die Schweiz vor, wo wir die Schnittpunkte von Korridoren, die unter Federführung der Schweizerischen Vogelwarte kartiert worden waren (Holzgang *et al.* 2001), als Ziel von Wanderbewegungen festlegten. Für Frankreich, Rheinland-Pfalz und Hessen standen keine entsprechenden Daten zur Verfügung. Wir nutzten daher die aus dem Expertenmodell bekannten Schnittpunkte von Korridoren mit der Landesgrenze als Zielpunkte.

### 2.1.5 Ein Expertenmodell für Rotwild

Wir berechneten eine erste Karte der potenziellen Korridore für Wildtiere auf Basis eines Expertenmodells. Als Datengrundlage verwendeten wir die Landnutzungskartierung der LfU. Die in den Originaldaten unterschiedenen 16 Klassen fassten wir zu sechs Kategorien zusammen (vgl. 2.1.2) und ordneten jeder Kategorie gutachterlich einen Widerstandswert zu. Tab. 2 zeigt die verwendeten Klassen und Widerstandswerte. Die Widerstandswerte sind die selben, die bei der Sensitivitätsanalyse (vgl. 1.2.3) als Schwerpunkte der Dreiecksverteilungen festgelegt wurden.

Tab. 2: Widerstandswerte, die den Landnutzungsklassen zugewiesen wurden.

Bodenbedeckung	Widerstand
Wald	100
Brache	200
Grünland	300
Landwirtschaft	500
Wasserflächen	800
Siedlung	10000

Wald wurde bei dieser Einschätzung als bevorzugtes Habitat für Wanderbewegungen beurteilt. In absteigender Eignung folgten Grünland mit einem dreifach höheren Widerstand und andere Landwirtschaftsformen (5-fach). Bei der Klasse der Brachflächen war aufgrund des Landsat-Bildes keine scharfe Differenzierung zu spektral ähnlichen Bereichen möglich (Jacobs 2001). Der Klasse zugeordnete Pixel umfassen daher in der Realität mehrere gänzlich verschiedene Bodenbedeckungen. Neben eigentlichen Brachflächen, die für Wildtiere geeigneten Lebensraum bieten können, sind auch weniger geeignete Landnutzungsformen wie versiegelte Flächen oder Felsgebiete enthalten. Es ist somit schwierig, dieser heterogenen Klasse einen ökologisch sinnvollen Widerstandswert zuzuweisen. Wir haben die Klasse dennoch mit einem geringen Widerstand (2-fach) bewertet und tragen damit vor allem den Pixeln Rechnung, die

auch in der Realität Brachflächen entsprechen. Da die Klasse Brachflächen insgesamt nur einen geringen Flächenanteil ausmacht, sind trotz der optimistischen Einschätzung und der Klassifizierungsprobleme keine Fehler für das Gesamtergebnis zu erwarten. Wasserflächen haben wir im Vergleich zu Wald mit einem 8-fachen Widerstand bewertet. Kleine Wasserflächen und Flussläufe gingen daher nicht als absolute Barrieren in das Modell ein. Andererseits erwarteten wir, dass breite Wasserflächen, über die sich die relativ hohen Widerstandswerte summieren, als Barrieren ausgeschieden werden. Siedlungen erhielten den höchsten Widerstandswert (100-fach) zugewiesen, so dass sie als praktisch undurchdringliche Barrieren modelliert werden.

Den aufgrund der beschriebenen Reklassifizierung entstandenen Datensatz unterzogen wir einer Filterprozedur, mit der die Widerstandswerte innerhalb von Kreisen mit 1 km<sup>2</sup> Fläche gemittelt wurden.

Potenzielle lineare Barrieren haben wir in diesem Modell nicht berücksichtigt. Damit konnten wir eine Bewertung auch über die Landesgrenzen hinaus vornehmen, wo uns außer der Landnutzungskartierung keine anderen Daten zur Verfügung standen.

### 2.1.6 Empirische Modelle für Gams- und Rotwild

Empirische Modelle werden regelmäßig für die Beurteilung der Eignung eines Lebensraums für Wildtiere eingesetzt. Mit verschiedensten Methoden wird versucht, aus Daten zur realen Habitatnutzung einer Art Gesetzmässigkeiten abzuleiten und auf das gesamte Untersuchungsgebiet anzuwenden. Für unsere Analysen nutzten wir die von Jägerschaft und Forst benannten Gams- und Rotwildbeobachtungen als Eingangsdaten in das Modell. Wir gingen davon aus, dass der Lebensraum an den Beobachtungspunkten den Präferenzen der jeweiligen Art nahe kommt. Die Lebensraumeignung für ganz Baden-Württemberg beurteilten wir mit Hilfe eines Distanzmasses, das den Unterschied von Ausschnitten des Untersuchungsgebietes zum Idealtyp beschreibt, wie er durch die Beobachtungspunkte gegeben war.

An geographischen Grundlagendaten nutzten wir einerseits die Landnutzungskartierung der LfU, die wir nach den EUNIS-Kategorien vereinfachten und mit den aus ATKIS extrahierten Strassen überlagerten (vgl. 2.1.2). Zusätzlich berücksichtigten wir die Hangneigung, die vor allem bei Gamswild wesentlich die Präferenz eines Lebensraumes bestimmt.

Zur Beschreibung des Idealtyps des Lebensraums pufferten wir jede Einzelbeobachtung mit einem Radius von 400 m, entsprechend einer Kreisfläche von etwa 0,5 km<sup>2</sup>. Innerhalb der Kreise ermittelten wir die Anteile der EUNIS-Klassen und die mittlere Hangneigung. Von den EUNIS-Klassen flossen nur diejenigen in die Analyse ein, die mindestens in einzelnen Pufferkreisen vertreten waren. Die EUNIS Klassen Feuchtgebiete (D), marine Habitate und Küstenhabitate (A und B) flossen aufgrund dieses Kriteriums nicht in die Bewertung ein. Die Klasse der Seen und Flüsse (C) trat ebenfalls nur im Umkreis von wenigen

Beobachtungspunkten auf. Diese Punkte entsprachen den eher exotischen Beobachtungen von Tieren, die offensichtlich bei einer großräumigen Wanderung außerhalb ihres typischen Einstandsgebietes nahe am Rhein beobachtet worden waren. Die Berücksichtigung dieser Klasse ist angesichts der geringen Zahl von Beobachtungen statistisch nicht einwandfrei. Andererseits erhielten wir aufgrund der Seltenheit, mit der die Klasse in unserer Stichprobe auftrat, automatisch den ökologisch sinnvollen Effekt, dass Flüssen und Seen eine starke Barrierewirkung zugewiesen wurde.

Zur Beurteilung der Habitateignung legten wir um jede Rasterzelle im Untersuchungsgebiet einen Pufferkreis von  $0,5 \text{ km}^2$  und berechneten die ökologische Distanz des Lebensraumes innerhalb des Kreises im Vergleich zum Idealtyp (Taguchi and Jugulum 2002). Abb. 3 veranschaulicht den Begriff der ökologischen Distanz.

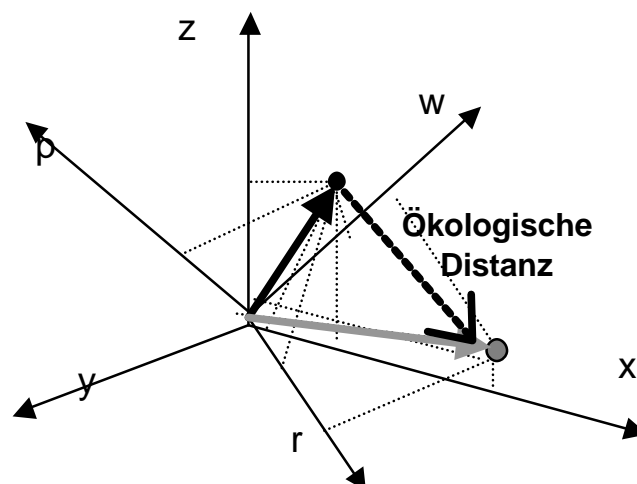


Abb. 3: Veranschaulichung des Begriffs der ökologischen Distanz, die den Abstand zwischen zwei Datensätzen im d-dimensionalen Parameterraum misst.

Der Idealtyp (der präferierte Lebensraum) lässt sich durch die Mittelwerte aller d-berücksichtigten Parameter beschreiben. In einem d-dimensionalen Koordinatensystem lassen sich diese Mittelwerte durch unterschiedlich lange und in verschiedene Richtungen weisende Achsen darstellen, die einen Parameterraum aufspannen. Die ökologische Distanz beschreibt für einen Vergleichsdatsatz, für den ebenfalls d Parameter gemessen wurden, die d-dimensionale Entfernung in diesem Raum. Für die Berechnung der ökologischen Distanz kommen verschiedene Methoden in Betracht. Bei gleich skalierten Parametern mit einheitlichen Varianzen kann als einfachste Form die Euklidische Distanz gemessen werden. Weitaus unempfindlicher bei unterschiedlich skalierten Parametern ist die Mahalanobis-Distanz, die neben unterschiedlichen Streuungen

(Varianzen) der Parameter auch Interaktionen (Kovarianzen) berücksichtigt. Aus zeitlichen Gründen konnten wir allerdings nicht auf diese rechenaufwändige Methode zurückgreifen. Wir berechneten stattdessen die standardisierte Distanz, die zwar die Varianz der Parameter, nicht jedoch die Kovarianz berücksichtigt. Wie aus Formel I ersichtlich ist, werden bei der standardisierten Distanz die Abweichungen jedes Parameters des Testdatensatzes vom Mittelwert des Parameters in den Kalibrierungsdaten gemessen und mit der Standardabweichung des Parameters skaliert. Die so für jeden Parameter bestimmten skalierten Differenzbeträge werden quadriert und aufsummiert. Distanzmasse als Grundlage für Cost-Distance-Analysen wurden z.B. von Corsi *et al.* (1999) oder Clevenger & Wierzchowski (2003).

(I) Berechnung der standardisierten Distanz  $r$

$$r(\mathbf{x}, \mathbf{m})^2 = \sum_{i=1}^D \frac{(x(i) - m(i))^2}{s(i)^2}$$

$x(i)$	Wert des Parameters $i$
$m(i)$	Mittelwert des Parameters $i$ in den Kalibrierungsdaten
$s(i)$	Standardabweichung des Parameters $i$ in den Kalibrierungsdaten
$D$	Anzahl der Parameter (Dimensionen)

## 2.2 ERGEBNISSE

### 2.2.1 Verbreitung von Gams- und Rotwild in Baden-Württemberg

#### 2.2.1.1 Gamswild

Die Verbreitungskarte für Gamswild macht deutlich, dass die Art keineswegs auf die offiziell ausgeschiedenen Gebiete begrenzt ist. Offensichtlich kommen regelmäßig Wanderungen vor oder es haben sich sogar kleine Bestände außerhalb dieser Gebiete etabliert. Die verfügbaren Datensätze zeigen einheitlich, dass Gamswild in weiten Teilen des Schwarzwaldes und der Schwäbischen Alb angetroffen werden kann. Auf der Schwäbischen Alb konzentrieren sich die Nachweise auf den westlichen Bereich der Flächenalb, sowie streifenförmig entlang des Albtraufs und nördlich der Donau. Auffällig ist weiterhin eine Reihe von

Nachweisen, die auf einer Linie vom Schwarzwald durch das Hegau und Oberschwaben bis zum Gamsvorkommen auf der Adelegg im Allgäu liegen. Die gesamte Linie ist nur in der Kartierung für den Säugetieratlas erkennbar; Jagdstatistik und unsere Befragungen ergeben nur zwischen dem Deggenhausertal und Ravensburg sowie im Altdorfer Wald nördlich von Ravensburg Nachweise. Aus den Befragungsergebnissen sind auch mehrere Beobachtungen von Gämsen bekannt, die direkt am Rheinufer gemacht wurden. Bemerkenswert ist die Beobachtung einer Gämse im Juli 2001, die bei Waldshut über den Fluss in die Schweiz schwamm. Außerhalb des Gebietes, in denen Gämsen gemeinhin erwartet werden, liegt auch die Beobachtung eines Bockes am Rheinufer zwischen Bad Bellingen und Efringen im April 2001. Diese Beobachtung lag in dem Bereich, wo die Ausläufer des Schwarzwaldes noch einmal fast bis zum Rhein reichen, bevor sich die Rheinebene zur Freiburger Bucht erweitert.

Die wenigen historischen Beobachtungen (Ende 19. Jh. – Zeit vor 1995), die in der Kartierung für den Säugetieratlas enthalten sind, stammen alle aus den Bereichen, in denen sich ohnehin die Nachweise konzentrieren und ergeben daher keine Abweichungen vom Gesamtbild.

#### **2.2.1.2 Rotwild**

Wie Gamswild tritt Rotwild regelmäßig außerhalb der Rotwildgebiete auf. Die Nachweise sind weniger auf bestimmte Bereiche konzentriert als beim Gamswild. Die Art wird auch im nördlichen Drittel des Landes immer wieder nachgewiesen. Nachweise auf der Alb sind dagegen selten. Aus der Kartierung für den Säugetieratlas lässt sich eine Verbindung zwischen Schwarzwald und Allgäu erahnen, vor allem im Bereich des Hegaus weisen die Nachweise auf dieser Linie jedoch eine Lücke auf. Eine gewisse Konzentration an Nachweisen zeigt sich im Südosten Baden-Württembergs westlich des Rotwildgebietes Adelegg sowie nördlich davon parallel zum Illertal. Zwei Rasterquadrate liegen auf Höhe von Lahr und Schwetzingen in der Oberrheinebene.

Die historischen Beobachtungen aus der Kartierung für den Säugetieratlas fügen sich auch beim Rotwild ohne Auffälligkeiten in das geschilderte Verteilungsmuster ein.

Unsere Frage nach Gehegehaltungen von Gams- oder Rotwild wurde in keinem Fragebogen beantwortet. Es ist dennoch nicht auszuschließen, dass einige Nachweise von Tieren stammen, die aus Gattern entwichen sind.

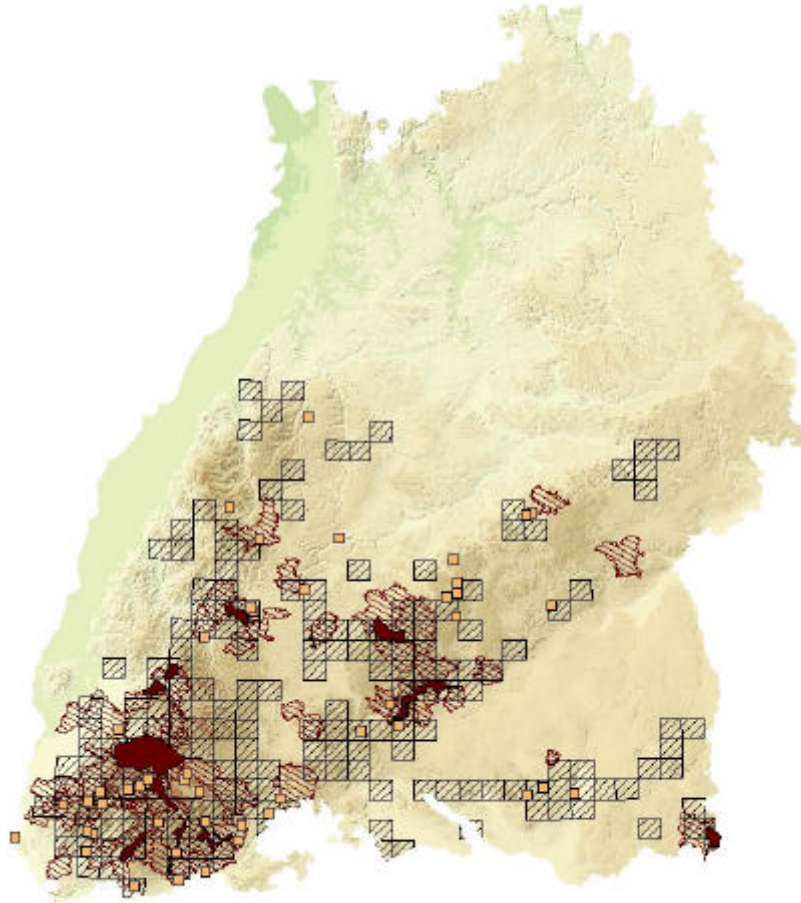


Abb. 4: Verbreitung der Gämse in Baden-Württemberg, wie sie sich aus verschiedenen Datenquellen darstellt. Die Kerngebiete der Gämseverbreitung sind flächig dunkelrot dargestellt. Rot schraffiert sind alle Gemeinden, in denen im Zeitraum 1998-2000 mindestens ein Stück Gamswild erlegt wurde oder als Fallwild auftrat (Daten der Wildforschungsstelle Baden-Württemberg). Schwarz schraffiert sind die Messtischblätter, in denen 1995 oder früher Gämse nachgewiesen wurden (direkte Nachweise, Daten des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe). Die gelben Punkte geben die Beobachtungen oder Erlegungen wieder, die im Rahmen unserer Befragungen von Jägerschaft und Forstverwaltung für den Zeitraum 1998-2002 gemeldet wurden.

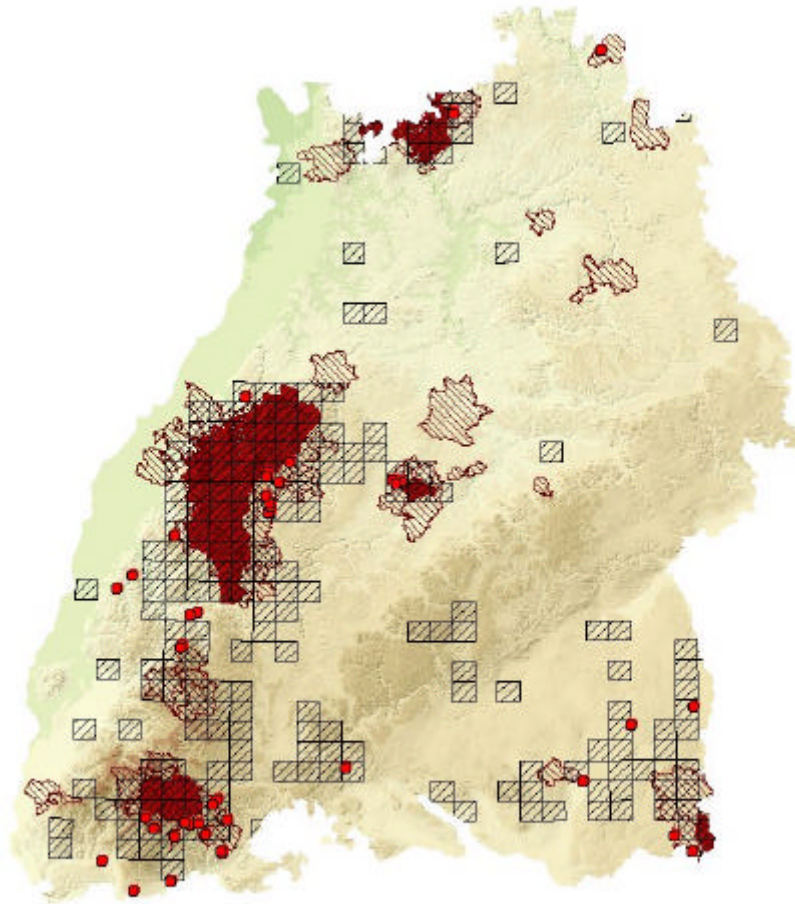


Abb. 5: Verbreitung des Rotwildes in Baden-Württemberg, wie sie sich aus verschiedenen Datenquellen darstellt. Die fünf Rotwildgebiete sind flächig dunkelrot dargestellt. Rot schraffiert sind alle Gemeinden, in denen im Zeitraum 1998-2000 mindestens ein Stück Rotwild erlegt wurde oder als Fallwild auftrat (Daten der Wildforschungsstelle Baden-Württemberg). Schwarz schraffiert sind die Messtischblätter, in denen 1995 oder früher Rotwild nachgewiesen wurde (direkte Nachweise, Daten des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe). Die roten Punkte geben die Beobachtungen oder Erlegungen wieder, die im Rahmen unserer Befragungen von Jägerschaft und Forstverwaltung für den Zeitraum 1998-2002 gemeldet wurden.

## 2.2.2 Wildtierkorridore in Baden-Württemberg

### 2.2.2.1 Ergebnisse des Expertenmodells

Ausgehend von den gutachterlich definierten Widerstandswerten (vgl. 2.1.5) ergibt sich das in Abb. 6 dargestellte Durchlässigkeitsmodell. Die herausragende Bedeutung des Schwarzwaldes als großflächig durchlässiger Bereich wird deutlich. Die unteren Bereiche einiger Schwarzwaldtäler, allen voran das Kinzigtal, erscheinen als Barrieren, die die Durchlässigkeit vor allem im Westen des Schwarzwaldes behindern. Weitere Gebiete mit hohem Potenzial für Tierwanderungen sind die Schwäbische Alb, die Schwäbisch-Fränkischen Waldberge, das Allgäu und der Odenwald. Großflächig kaum durchlässige Gebiete sind die Ballungszentren im Neckarraum und die gesamte Rheinebene mit Schwerpunkt zwischen Karlsruhe und Mannheim. Zahlreiche kleinere Zentren erscheinen wie Riegel in der Landschaft, die die Durchlässigkeit auf regionaler Ebene verschlechtern. Beispielhaft sei auf die Gebiete von Basel entlang des Hochrheins oder im Bodenseebecken von Friedrichshafen bis Weingarten hingewiesen.

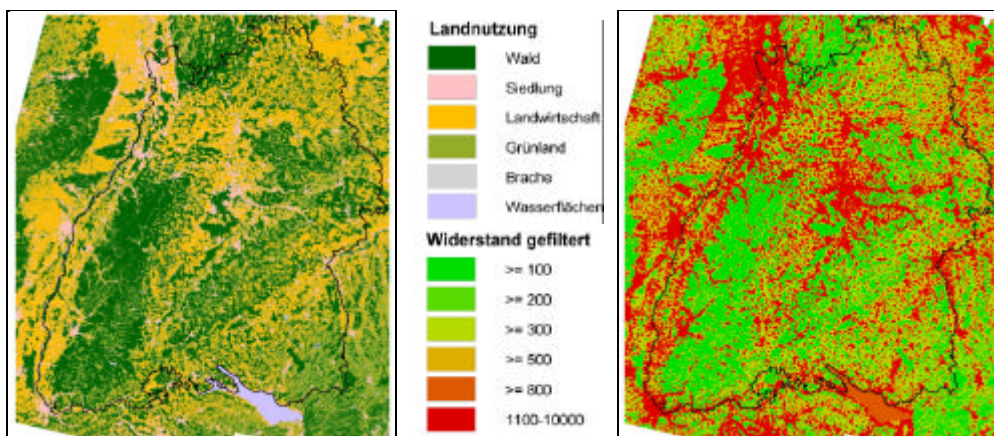


Abb. 6: Links: Reklassifizierung der LfU-Landnutzungskartierung in sechs Klassen. Rechts: Auf Basis der Landnutzung ermittelte Widerstandswerte nach Mittelwert-Filterung über 1 km<sup>2</sup>.

Ausgehend von diesem Durchlässigkeitsmodell ließen sich die in Abb. 7 dargestellten Korridore zwischen Rotwildgebieten und den Anschlüssen über die Landesgrenze hinaus ableiten. Aus der Karte lassen sich auf Grund der Form und des Verlaufs der modellierten Korridore zwei Typen differenzieren.

- ☞ Schmale wenig verästelte Korridore
- ☞ Breite Korridore bzw. zahlreiche nebeneinanderliegende und verästelte Korridore

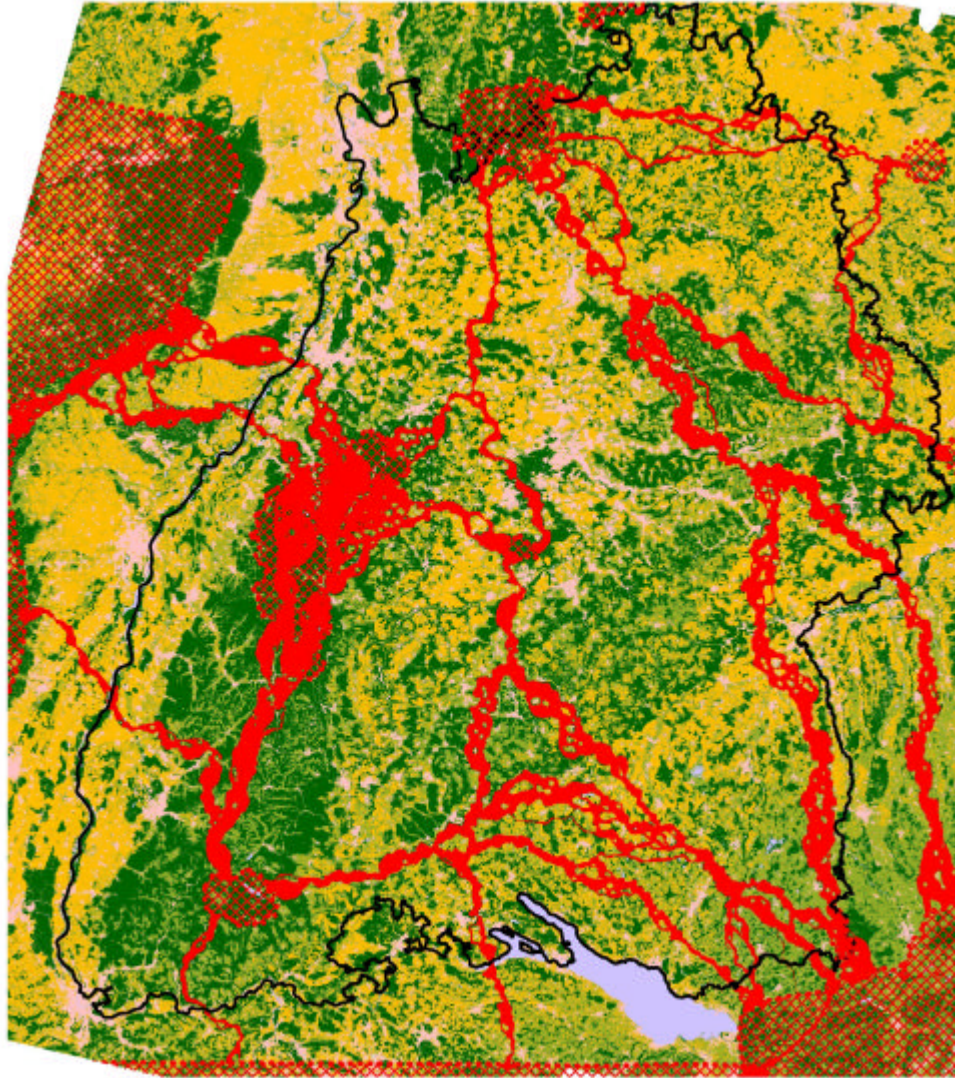


Abb. 7: Rotwild-Korridore als Ergebnis des Expertenmodells. Bei der Berechnung wurden Verbindungen zwischen allen fünf Rotwildgebieten Baden-Württembergs, den Rotwildgebieten im Spessart und den bayrischen Alpen sowie Gebieten in Richtung der Nord- und Südvogesen, der Schweiz und der Vorarlberger Alpen miteinander verbunden (rot schraffiert).

Breite Korridor-Bänder finden sich in den walddreichen Gebieten, die schon im Durchlässigkeitsmodell aufgefallen sind. Schmale Korridore weisen häufig auf Engpässe im Netzwerk hin. Es sind nur wenige Bereiche verblieben, in denen eine Querung der Landschaft wahrscheinlich ist. Dieser Fall betrifft z.B. die

Verbindungen durch das Kraichgau oder durch die Oberrheinebene. Die Lage der Korridore in der Rheinebene ist einerseits von den großen Wäldern auf französischer Seite (Bienwald, Forêt de Haguenau, Forêt de Mulhouse) und andererseits durch die Waldzunge an der Riegeler Pforte gegeben.

In diesem Modell konnte methodisch bedingt nur eine Quermöglichkeit über den Hochrhein gefunden werden, da für die Schweiz nur ein Zielgebiet definiert wurde. Dieser Korridor quert den Rhein zwischen Bad Säckingen und Murg, mithin an einer Stelle, die auch von Schweizer Seite (Holzgang *et al.* 2001) bereits als Korridor festgestellt wurde.

Die Verbindung zwischen Schwarzwald und Allgäu stellt sich im Bereich der Wutachschlucht als schmales Band dar, das sich danach in östlicher Richtung in zahlreiche Äste aufteilt. Eine klare Differenzierung ist dann wieder nördlich und südlich von Ravensburg zu erkennen.

Vom Allgäu in nördliche Richtung zieht sich ein Korridor westlich des Illertals über die Schwäbische Alb.

#### 2.2.2.2 Ergebnisse des empirischen Modells für Gamswild

Die Landschaft im Umkreis von Gamswildnachweisen war im wesentlichen durch Wald bestimmt (Tab. 3). Die Kategorien Grünland, sonstige Landwirtschaft und überbaute Flächen machten ebenfalls beträchtliche Anteile aus, allerdings mit stark schwankenden Werten.

Tab. 3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Habitatparameter im Umkreis von 0,5 km<sup>2</sup> um Punkte mit Nachweisen von Gämsen (n=57).

Kategorie	Mittelwert	Standard- abweichung
EUNIS-Habitattypen		
C Wasserflächen [%]	0.6	3.4
D Feuchtgebiet [%]	0.2	1.1
E Grünland [%]	14.1	17.6
F Gebüsche, Wein, Obstbau [%]	0.9	3.5
G Wald [%]	71.8	31.1
H Brachen oder vegetationslos [%]	0.1	0.4
I Acker- und Gartenbau [%]	4.8	11.0
J Überbaute Flächen [%]	7.6	14.1
Hangneigung [°]	12.9	6.1

Das Korridor-Modell für Gamswild ist wegen der Verbreitung der Art auf den Süden Baden-Württembergs begrenzt. Der Schwarzwald erscheint als dichtes Netz von Korridoren, was sowohl der durchweg hohen Waldbedeckung als auch der Konzentration von Gamswildgebieten, die alle untereinander verbunden wurden, zuzuschreiben ist.

Es ergeben sich zwei Anbindungen des Schwarzwaldes nach Osten.

Eine nördliche Verbindung verlässt den Schwarzwald auf Höhe von Alpirsbach und Sulz am Neckar. Sie erreicht über das Neckartal die Gamswildvorkommen bei Albstadt und Rottweil.

Im Süden verläuft ein Korridor in der Wutachschlucht zur Baaralb. Von dort schafft ein Zweig die Anbindung ans Obere Donautal, ein anderer durchquert Oberschwaben in Richtung der Adelegg. Dieser Korridor verläuft nördlich der Bundesstrasse B 31-NEU ins Deggenhausertal, von dort in den Altdorfer Wald nördlich von Ravensburg und danach durch die grünland- und waldreichen Gebiete nördlich Kissleggs zur Adelegg.

Aufgrund der systematischen Verbindung aller Gamswildvorkommen untereinander ergibt sich von der Adelegg auch ein Korridor im Illertal nach Norden. Dieser Korridor quert südlich von Ulm die Donau und schließt so den Kreis zum Gamswildvorkommen im Oberen Donautal.

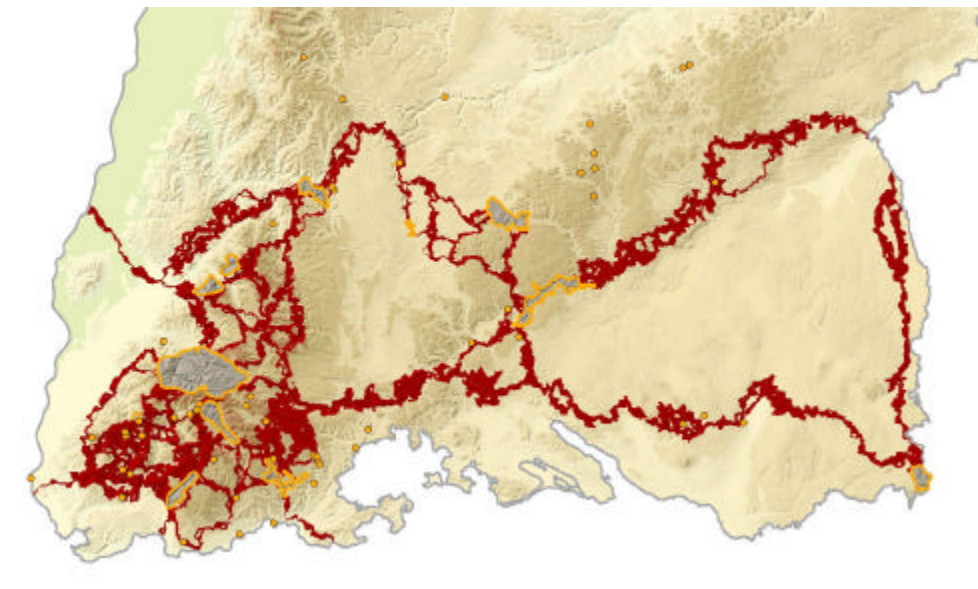


Abb. 8: Gamswild-Korridore als Ergebnis des empirischen Modells. Alle Gamswildgebiete (gelb schraffiert) wurden als Quell- und Zielgebiete vorgegeben. Zusätzlich wurden potenzielle Anbindungen nach Frankreich und die Schweiz berechnet. Bei der Befragung gemeldete Nachweise außerhalb der Gamswildgebiete sind als gelbe Punkte überlagert.

### 2.2.2.3 Ergebnisse des empirischen Modells für Rotwild

Die Nachweise von Rotwild lagen noch ausgeprägter als bei Gämsen in walddreichem Umfeld (Tab. 4). Grünland und sonstige landwirtschaftliche Nutzungen kamen mit geringeren Anteilen vor. Siedlungen und Verkehr bedecken nur 2,4 % der Flächen um alle Nachweise. Alle anderen Kategorien sind vernachlässigbar.

Die Rotwildgebiete im Schwarzwald sind im Bereich des östlichen Schwarzwaldes verbunden. Die Anbindung in Richtung Adelegg führt wiederum durch die Wutschschlucht. Von dort verläuft der Korridor weiter nach Nordosten. Erst etwa auf Höhe Sigmaringen ergeben sich mehrere Verzweigungen, die sich im Altdorfer Wald wieder treffen. Die Fortführung zur Adelegg verläuft nördlich Kissleggs. Zwischen Schwarzwald und Odenwald ergibt dieses Modell keine direkte Verbindung. Vielmehr zieht der Korridor einen weiten Bogen nach Osten durch die walddreichen Gebiete im Nordosten des Landes. Auf der Schwäbischen Alb ist das dichte Netz von Korridoren auffallend, das vor allem von der Berechnung der Anbindungen der Rotwildgebiete an Bayern stammt.

Tab. 4: Mittelwerte und Standardabweichungen der Habitatparameter im Umkreis von 0,5 km<sup>2</sup> um Punkte mit Nachweisen von Rotwild (n=52).

Kategorie	Mittelwert	Standard- abweichung
EUNIS-Habitattypen		
C Wasserflächen [%]	0	0
D Feuchtgebiet [%]	0.2	0.5
E Grünland [%]	12.9	21.5
F Gebüsche, Wein, Obstbau [%]	0.5	1.3
G Wald [%]	79.5	29.9
H Brachen oder vegetationslos [%]	0.3	0.5
I Acker- und Gartenbau [%]	4.0	9.7
J Überbaute Flächen [%]	2.7	5.1
Hangneigung [°]	7.6	6.0

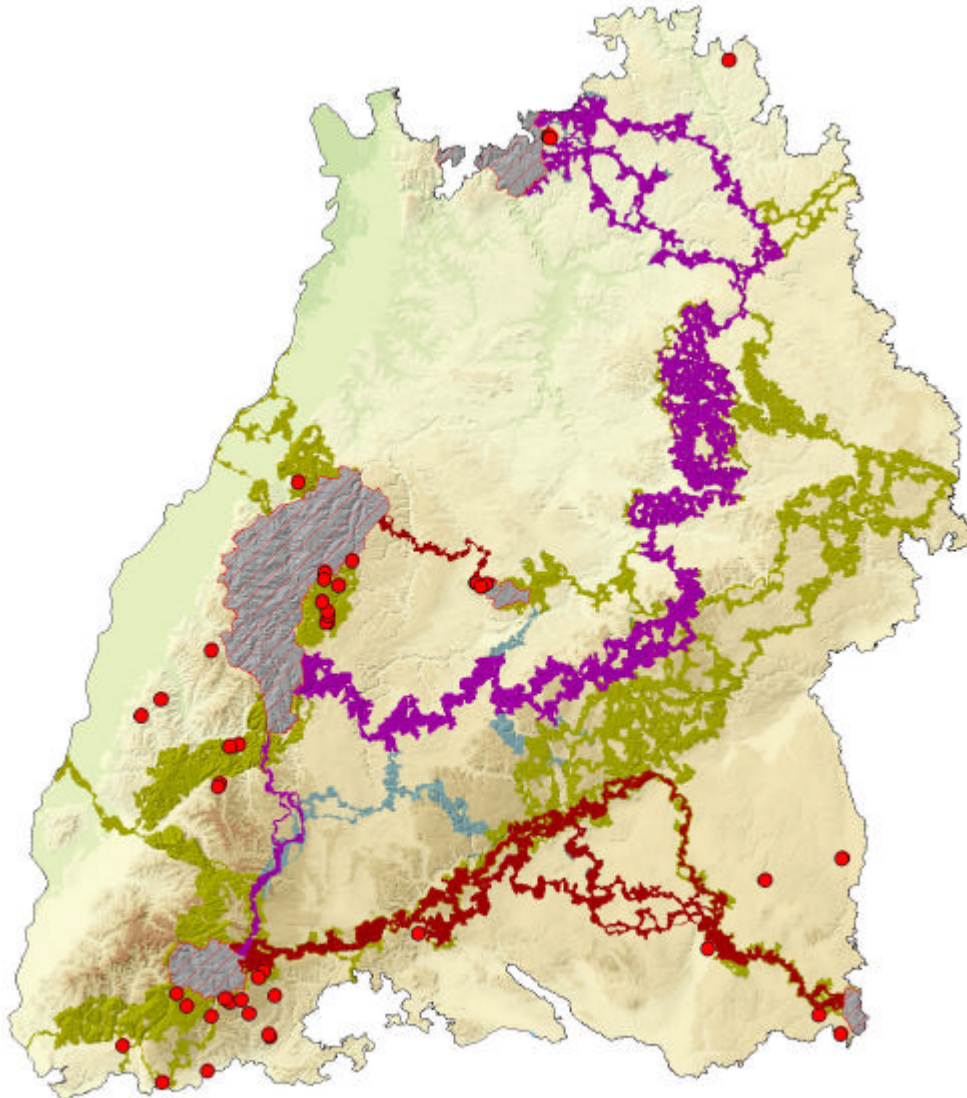


Abb. 9: Rotwild-Korridore als Ergebnis des empirischen Modells. Die Farbwahl der Korridore dient der besseren Visualisierung, welche Gebiete miteinander verbunden wurden. Rot: Korridore von Ost nach West; violett: Nord-Süd; blaugrau: Nordost-Südwest und Nordwest-Südost; oliv: Verbindungen nach Bayern, Frankreich und die Schweiz. Bei der Befragung gemeldete Nachweise außerhalb der Rotwildgebiete sind als rote Punkte überlagert.

#### **2.2.2.4 Zusammenführung der Modellergebnisse**

Aus der Zusammenführung der Modellergebnisse und dem Vergleich mit Nachweisdaten lässt sich eine Übersicht ableiten, wo mit hoher Wahrscheinlichkeit Korridore existieren (Abb. 10).

Die Mittelgebirge Schwarzwald, Schwäbische Alb und Schwäbisch-Fränkische Waldberge zeigen erwartungsgemäß eine hohe innere Vernetzung. Bei der in dieser Arbeit angewandten Maßstabsebene ist es kaum möglich, einzelne Korridore zu unterscheiden. Im Schwarzwald ist immerhin die Barrierewirkung einiger Täler sichtbar, vor allem die des Kinzigtals. Auf der Schwäbischen Alb konzentrieren sich Korridore am Albtrauf sowie im Donautal.

Die Anbindung der Mittelgebirge an die Umgebung stellt sich weitaus differenzierter dar. An vier Stellen, wo größere Waldgebiete auf französischer oder deutscher Seite in der intensiv landwirtschaftlich genutzten Oberrheinebene liegen, ist eine Anbindung des Schwarzwaldes in Richtung der Vogesen relativ günstig. Die wenigen Nachweise von Rot- und Gamswild in der Oberrheinebene lassen die aktuelle Bedeutung als Verbindungsachsen für diese beiden Arten zweifelhaft erscheinen.

Am Hochrhein orientierten sich die zwei empirischen Modelle an den aus der Schweiz bekannten Korridoren. Das Expertenmodell zeigte als günstigste Anbindung den Bereich um Bad Säckingen. Grundsätzlich bestehen an den Stellen, wo die Täler des Südschwarzwaldes den Hochrhein erreichen, noch gute Quermöglichkeiten. Mehrere Beobachtungen von Gams- und Rotwild, aber auch von durch den Rhein schwimmendem Schwarzwild unterstützen diese Interpretation.

Vom Schwarzwald nach Osten ergaben sich drei besonders günstige Anbindungen: auf Höhe des Schönbuchs, zum oberen Neckartal und durch die Wutachschlucht. Letzterem Korridor kommt besondere Bedeutung zu. Er verbindet den Schwarzwald sowohl zur Schwäbischen Alb als auch nach Oberschwaben und ins Allgäu. Dieses lange Verbindungsband stimmt auf weiten Strecken zwischen den Modellen überein und konnte mit Nachweisdaten untermauert werden. Neben der Wutachschlucht sind offenbar vor allem der Altdorfer und der Tettlinger Wald wichtige Trittsteine. Besonders beim Altdorfer Wald ist angesichts zweier stark befahrener Strassen, die senkrecht zur Ausrichtung der Korridore liegen, jedoch fraglich, wie weit die Durchlässigkeit noch gegeben ist.

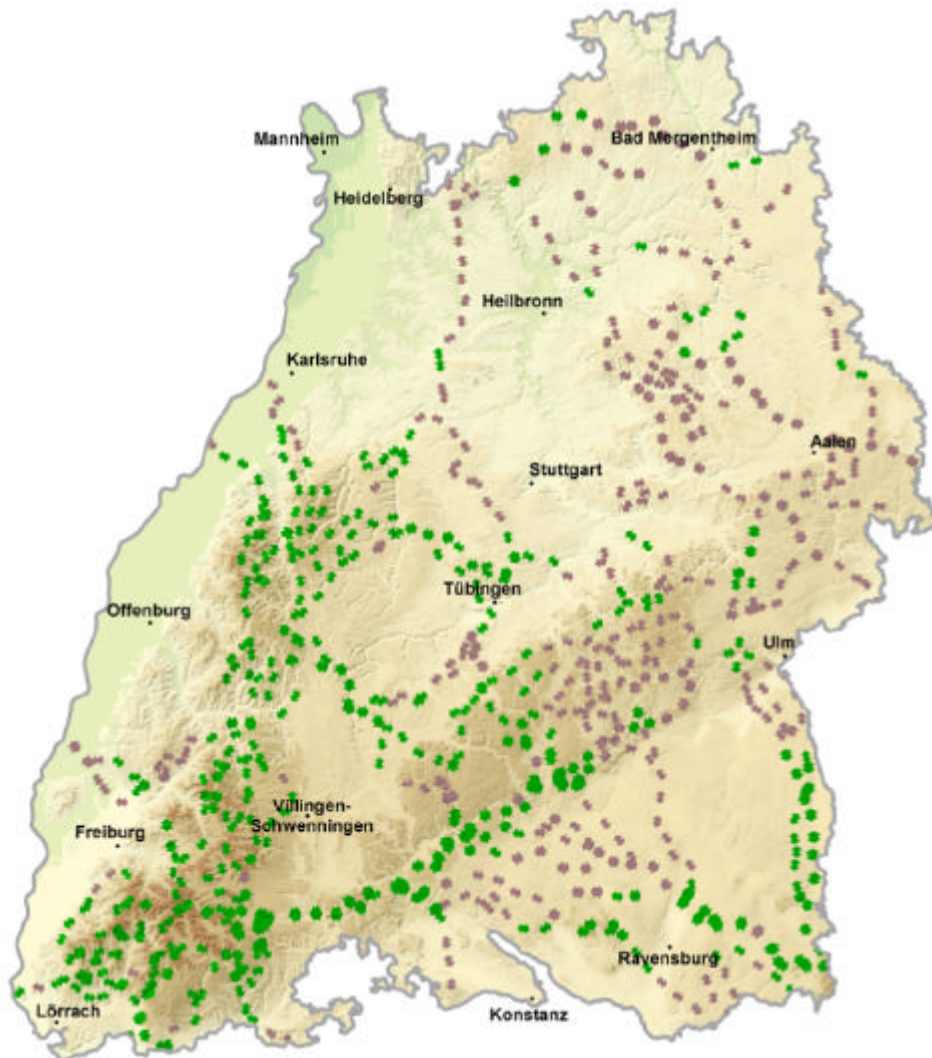


Abb. 10: Wildtierkorridore in Baden-Württemberg als Zusammenführung aus drei Modellen und der Validierung mit Nachweisen von Rot- und Gamswild. Die Breite der Pfeile zeigt, in wievielen der drei Modelle sich ein Korridor abzeichnete. Grüne Pfeile bezeichnen Bereiche, in denen Rot- oder Gamswild nachgewiesen wurde.

### 3 DISKUSSION DER METHODE

Wir haben bereits in Kap. 1.2.2 die Grundlagen der Modellierung mit Cost-Distance-Analysen dargestellt. Während in weiten Bereichen ein robustes Verhalten zu erwarten ist, können bei bestimmten Parameter-Kombinationen und speziellen landschaftlichen Konstellationen Ausreißer entstehen. Daneben sind die Ergebnisse wesentlich davon abhängig, welche Quell- und Zielgebiete bei der Analyse vorgegeben wurden. Uns standen zwei Möglichkeiten zur Verfügung, unsere Ergebnisse kritisch zu prüfen: (1) der Vergleich der drei Modelle miteinander sowie (2) der Vergleich der Modelle mit Verbreitungsnachweisen der Arten.

Ein Vergleich aller drei Modelle ist nur für die südliche Hälfte Baden-Württembergs möglich, da nur hier Gamswildgebiete zu finden sind. Im Süden liegen gleichzeitig vier von fünf Rotwildgebieten, so dass für Rotwild ebenso wie für Gamswild mehr Verbindungen analysiert wurden. Anders ausgedrückt besteht im Norden des Landes schon aus methodischen Gründen eine geringere Chance, Korridore zu finden und zu validieren. In dem Ungleichgewicht zwischen nördlichem und südlichem Landesteil erweist sich unser Ansatz, die tatsächlichen Verbreitungsgebiete der beiden Arten als Grundlage der Modellierung zu verwenden, als problematisch. Ein ähnliches Problem besteht beim Modell für Gamswild im Osten der Schwäbischen Alb und im nördlichen Schwarzwald, wo jeweils wegen fehlender Gamswildgebiete keine Korridore gesucht wurden. Besonders die Gamswildnachweise aus der Jagdstatistik und der Kartierung für den Säugetieratlas deuten an, dass Gamswild entlang des Albtraufs nach Nordosten wandert. Im Wesentlichen liegen die administrativ festgelegten Kerngebiete jedoch in den Bereichen, die für die Arten optimale Lebensbedingungen bieten, und die daher auch bei einer primär ökologisch orientierten Auswahl als Ausgangsgebiete bestimmt worden wären.

Kritischer ist die Festlegung der Ausgangsgebiete für die Übertragung des Modells auf andere waldgebundene Säuger. Die walddreichen Gebiete der Schwäbisch-Fränkischen Waldberge, entlang von Kocher und Jagst oder im Grenzbereich zu Odenwald und Spessart mögen für zahlreiche Arten mit anderen Ansprüchen als Gamswild oder mit geringerem Raumbedarf als Rotwild hervorragende Lebensbedingungen bieten, obwohl sie bei unserem Ansatz nicht berücksichtigt werden konnten.

Die empirischen Modellen beruhen für Gams- und Rotwild auf je rund 50 Nachweispunkten. Für Gamswild waren die bei unserer Befragung gemeldeten Nachweise gleichmäßig über die Gebiete verteilt, die aus anderen Erhebungen bereits als Gebiete mit sporadischen Vorkommen bekannt waren. Für Rotwild lagen die gemeldeten Nachweise jedoch zum großen Teil nahe an den Grenzen der Rotwildgebiete. Der Vergleich mit der Jagdstatistik der Wildforschungsstelle Baden-Württemberg sowie der Kartierung für den Säugetieratlas belegt, dass wir

nur ein unvollständiges Bild des Rotwildvorkommens erhalten haben. Die Nachweise aus den Befragungen repräsentieren daher nur mit Einschränkungen die Habitatpräferenzen von Rotwild auf Wanderungen. Die massive Bevorzugung von Wald, die von den Daten für Rotwild suggeriert wurde, ist auch für einige Besonderheiten im Verlauf der auf dieser Datenbasis modellierten Korridore verantwortlich.

Im empirischen Modell für Rotwild ist in diesem Zusammenhang vor allem das Fehlen einer direkten Verbindung zwischen Schwarzwald und Odenwald auffällig, die nach den Ergebnissen des Expertenmodells möglich scheint. Einige Rotwildnachweise aus der Jagdstatistik und der Kartierung für den Säugetieratlas deuten ebenso auf die Existenz dieser Verbindung hin. Ebenso ist der Verlauf des Korridors vom Schwarzwald ins Allgäu im Bereich des Hegaus möglicherweise zu konservativ im Hinblick auf die Nutzung von Wald. Anders als beim Modell für Gamswild und dem Expertenmodell gibt es keine Verbindung vom Hegau parallel zum Überlinger See, sondern der Korridor führt bis ins Obere Donautal, und ändert erst dort seine Richtung nach Südosten.

Die angewandte Methode der Cost-Distance-Analyse ist geeignet, potenzielle Verbindungen zwischen Kerngebieten des Vorkommens zu bestimmen (Craighead *et al.* 2001, Cramer and Portier 2001, Georgii 2001, Knauer 2001, Crooks 2002). Bei unserer Arbeit war die geringe Zahl an Nachweisen vor allem von Rotwild problematisch. Für die Zukunft wäre daher eine Verfeinerung des Modells mit weiteren Grundlagendaten wünschenswert.

## WIE ES WEITERGEHEN KÖNNTE

Die von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt ermittelten Wanderkorridore für Wildtiere müssen zunächst als Teil eines Lebensraumsystems gesehen werden (SUCHANT und BARITZ 2001, SUCHANT et al. 2003). Die heutige Kulturlandschaft ist als Wildtierlebensraum nur eingeschränkt nutzbar. Landschaftsökologische Gegebenheiten und verschiedene Nutzungsformen bedingen sehr heterogene, sich verändernde Landschaften. Auch Baden-Württemberg unterliegt einem durch vielfältige, sich ändernde Nutzungen bedingten, permanenten Landschaftswandel. Gleichzeitig sind hochwertige und teilweise in Mitteleuropa seltene Lebens- oder Rückzugsräume für zahlreiche Tierarten vorhanden.

Häufig ergeben sich aus dem Beziehungsgefüge zwischen anthropogenen Interessen, Wildtieren und ihrem Lebensraum Probleme. So gibt es einerseits Wildarten, die Wildschäden verursachen können. Schwarzwildschäden in der Landwirtschaft, Verbisschäden durch Rehwild und Schälschäden durch Rotwild an Waldbäumen seien als Beispiele genannt. Oder es gibt Tierarten, die als Kulturfolger hohe Dichten erreichen und Krankheiten übertragen. Als Beispiel hierfür kann der Fuchs gelten. Andererseits kommen in Mitteleuropa Wildarten vor, die sehr selten und teilweise in ihrem Bestand bedroht sind. Die Rauhfußhühner können als Beispiel angeführt werden. Konflikte mit der touristischen Nutzung und wirtschaftlichen Entwicklungen können sich hierbei ergeben.

Bei all den genannten Problemen kommt dem Lebensraum eine Schlüsselrolle zu. Wo welche Wildarten in welcher Dichte leben können, wie der Austausch zwischen Teilpopulationen möglich ist, und wie das Wirkungsgefüge zwischen Wildarten, Pflanzengesellschaften und dem Menschen aufgebaut ist, hängt in erster Linie von der qualitativen Ausstattung des Wildtierlebensraumes ab.

Da diese Probleme von gesellschaftlich zunehmender Bedeutung sind, wird die Notwendigkeit, tierökologische Daten in Planung und Betrieb von Landnutzungen (Straßenbau, Siedlung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Jagd, Freizeitnutzungen, u.a.) zu integrieren, kaum mehr bestritten. Das komplexe System „Tierlebensraum“ mit seinen Wechselwirkungen erfordert aber eine umfassende und ganzheitliche Betrachtung, das punktuelle Analysieren lokaler Einzelkomponenten reicht nicht aus.

Daher wurde vom Arbeitsbereich Wildökologie der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt das „Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg“ entwickelt. Wildtiere „leben“ nicht nur auf Korridoren oder Bewegungsachsen, sondern sie nutzen spezifische Teile der Landschaft als Lebensraum. Der

Lebensraum selbst muss auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen betrachtet werden.

Die Berücksichtigung verschiedener Maßstabsebenen ergibt sich aus der Notwendigkeit, naturräumliche, wildtierbiologische und kulturlandschaftsbedingte Faktoren des Überlebens einer Art mit denjenigen des konkreten Aufenthaltsraumes zu bestimmten Tages- und Jahreszeiten zu verbinden. Je nach Arbeitsmaßstab ergibt sich auch eine unterschiedliche landschaftsanalytische Methodik.

Auf der lokalen Ebene, in der Forstwirtschaft diejenige des Waldbestands, werden Wildtiere beobachtet und spezifische Habitatrequisiten angesprochen. Ferner greifen auf dieser Ebene Bewirtschaftungsmaßnahmen (SUCHANT 2001). Von daher sind auf dieser Ebene Habitatstrukturen von großer Bedeutung. Maßnahmen zur Förderung eines landschaftlich tragfähigen und überlebensfähigen Wildtierbestands sind aber nur dann erfolgreich und nachhaltig, wenn die aktuellen und potenziellen landschaftlichen Rahmenbedingungen (Klima, Nahrungsangebot, etc.) gegeben sind. Für ausgewählte Wildtierarten wurde dazu auf der regionalen Ebene das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial (LÖLP) tierartenspezifisch hergeleitet (SUCHANT 2000). Die Auswertungen auf regionaler Ebene zeigten auf, dass in Baden-Württemberg unterschiedliche regionale Rahmenbedingungen für die Wildtierbewirtschaftung existieren. Dem LÖLP für einzelne Wildtierarten wurde daher eine Typisierung landschaftsökologischer Rahmenbedingungen vorangestellt, die nicht tierartenspezifisch die landschaftsökologischen Bedingungen unter wildökologischen Aspekten typisieren (Wildtierökologische Landschaftstypen; BARITZ und SUCHANT 2001).

In diesen Kontext sind die ermittelten Wanderkorridore für Wildtiere zunächst einzuordnen. Bezogen auf die im Lebensraumsystem definierten Betrachtungsebenen ging es in dem Projekt um die Ermittlung der überregional bedeutsamen Bewegungsachsen der Wildtiere. Zunächst sollte das in unserer Landschaft noch vorhandene Potenzial an „Autobahnen für Wildtiere“ ermittelt werden. Die Ergebnisse dürfen nicht dahingehend falsch interpretiert werden, dass sich Wildtiere ausschließlich auf den ermittelten Korridoren bewegen. Eine solche Anwendung würde dem Komplex von Einflussfaktoren, die die Dispersion von Wildtieren beeinflussen (Populationsdynamik, Tradition, Genetische Steuerung, Jagd, Störungen u.a.), nicht gerecht werden. Der Modellansatz geht vielmehr von dem Potenzial aus, das die Landschaft für großräumige Wanderbewegungen von Wildtieren heute noch bietet. Es werden die Bereiche aufgezeigt, die in der heutigen Kulturlandschaft für großräumig wandernde Tierarten bezogen auf den Lebensraum relativ günstiger sind, als die übrigen Flächen. Der Modellansatz darf nicht angewandt werden für kleinräumige Wechsel, beispielsweise zwischen Tages- und Nachteinstand. Hierfür sind weniger die landschaftsökologischen Bedingungen, als vielmehr die lokalen Habitatstrukturen hinsichtlich Nahrungs- und Deckungsangebot entscheidend.

Das ermittelte Potenzial an Bewegungsachsen bietet neben der rein wildtierbezogenen Anwendung zahlreiche Möglichkeiten des Gebrauchs. Für einen überregionalen Biotopverbund, wie ihn das Bundesnaturschutzgesetz fordert, könnten die Untersuchungsergebnisse eine objektive und nachvollziehbare Grundlage liefern. Dabei geht es auch hierbei nicht darum, die tatsächlichen großräumigen Bewegungen von Pflanzen- und Tierarten „aufzufangen“, sondern darum, das Potenzial der Landschaft für solche Bewegungen zu erfassen, Schwachstellen aufzuzeigen und wo möglich und finanzierbar auszugleichen. Beispielsweise könnten die vorgelegten Ergebnisse dahingehend angewandt werden, dass für ausgewählte Zielarten überprüft wird, inwieweit das vorliegende, theoretisch hergeleitete Potenzial für tatsächlich stattfindende Wanderbewegungen ausreichend ist.

Ganz besonders wichtig sind die Ergebnisse für die Anwendung in der Eingriffs- und Regionalplanung. Beim Neu- und Umbau von Straßen und Schienen können jetzt nicht nur lokale Umweltbelange berücksichtigt werden, die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen beurteilt werden. Die überregional bedeutsamen Bewegungsachsen von Wildtieren können mit den Projektergebnissen lokalisiert und bei der Planung entsprechend integriert werden. Dies kann neben der Streckenführung (Tunnel, Brücken) auch über die Anlage von Querungshilfen (Grünbrücken, Unterführungen) geschehen. Die damit verbundenen, teilweise erheblichen Kosten können dadurch optimiert eingesetzt werden. Allerdings ist die genaue Lage von Querungshilfen nicht direkt aus den vorliegenden Ergebnissen ableitbar. Hierfür sind detaillierte Untersuchungen mit genauer Auflösung notwendig, die sich jedoch jetzt an den vorliegenden überregionalen Ergebnissen orientieren können. Die Bedeutung von Wildtierkorridoren unter Gesichtspunkten der Raumplanung und praktischen Umsetzung bezieht sich aber nicht nur auf „Zerschneidungselemente“ wie Straßen und Schienen. Vielmehr könnten die großräumigen Bewegungsachsen für Wildtiere als ein Ansatzpunkt gesehen werden, um „grüne Bänder“ in der Landschaft zu erhalten und zu entwickeln. Die umfangreichen Maßnahmen der 70er und 80er Jahre zur Schaffung und Erhaltung eines Biotopverbundes (Gestaltung von Feldrainen, Feldgehölzen, Bachrandgestaltung etc.), die vielfach aufgrund der zu kleinen Flächenansätze und –bezüge nicht sehr effizient waren, könnten damit gezielt und größeräumig wirksam weiterentwickelt werden. Gerade im landwirtschaftlichen Bereich bieten sich hierbei viele Ansatzpunkte zur Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaft. Für das Wildtier-Management in Baden-Württemberg sind neue und wichtige Grundlagen geschaffen. Nur in Teilbereichen vorkommende Wildarten (Rotwild, Gamswild) können hinsichtlich der Austauschmöglichkeiten zwischen den Subpopulationen besser beurteilt werden. Konsequenzen für die Bejagung können gezogen werden. Die auf den Bewegungsachsen stattfindende Dispersion der Tierarten sollte beispielsweise durch Bejagung nicht grundsätzlich verhindert werden. Über Grünbrücken oder andere Querungshilfen wechselndes Wild sollte nicht im Nahbereich dieser Schlüsselstellen für Wanderbewegungen bejagt

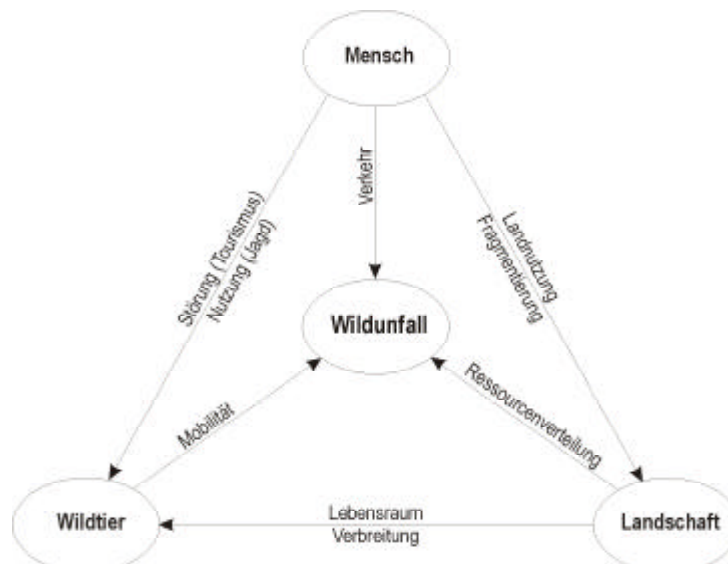
werden. Aber auch für flächendeckend vorkommende Wildarten, wie Schwarz- und Rehwild, bieten die Projektergebnisse interessante Anwendungsmöglichkeiten. Beispielsweise können Wildunfälle (in Baden-Württemberg jährlich > 20 000!) besser analysiert werden. Ursachen für Wildunfälle, die mit Wanderbewegungen zusammenhängen, können entsprechend ermittelt und durch entsprechende Maßnahmen (Querungshilfen, Wildwechselwarnanlagen, Lebensraumgestaltung etc.) beseitigt werden.

Die großräumig noch intakten Bewegungsachsen für Wildtiere können auch als Bestandteil international einheitlich begründeter Netzwerke angesehen werden. Gerade für Baden-Württemberg ist eine Verbindung durch die Oberrheinebene nach Frankreich und über den Hochrhein in die Schweiz von europäischer Bedeutung. Ob es für sich neu ausbreitende oder einwandernde Tierarten (wie beispielsweise den Luchs oder Biber) ist oder zur Schaffung von „grünen Bändern“ in durch Intensivlandwirtschaft und Siedlungen ausgeräumten Landschaften – Wildtierkorridore können einen ersten und direkt umsetzbaren Ansatzpunkt zur Entschneidung der Landschaft bieten.

Voraussetzung für die genannten, in verschiedensten Bereichen praktikablen Anwendungsmöglichkeiten ist ein Konsens der unterschiedlichen Interessenverbände und Verwaltungen über die in dem Projekt erarbeiteten Ergebnisse. Nur wenn der theoretische Ansatz der Ermittlung eines Landschaftspotenzials für Wanderbewegungen übereinstimmend akzeptiert wird, können zeitnah Maßnahmen zur Erhaltung und Schaffung von „grünen Bändern“ und zur Entschneidung der fragmentierten Landschaft entwickelt und umgesetzt werden.

Daher sollen die Projektergebnisse zunächst in einer Expertentagung am 23. Oktober 2003 vorgestellt und diskutiert werden. Weitergehend ist geplant, schrittweise einen Konsens über das gewählte Vorgehen und die erzielten Ergebnisse aufzubauen. Hierzu sind weitere Einzelgespräche, Workshops und Tagungen notwendig. Gleichzeitig sollte die angewandte Methode weiterentwickelt, verfeinert und durch verschiedene Formen der Validierung (Tierartenbezug, Landschaftsbezug) optimiert werden. Hierzu ist unter anderem zwischen der FVA in Freiburg (Baden-Württemberg) und der FAWF in Trippstadt (Rheinland-Pfalz) eine Kooperation zum Thema „Wildtierkorridore in Südwestdeutschland“ in Form einer Pilotstudie für ein überregionales Verbundsystem vorbereitet. In einer deutschlandweiten Kooperation zusammen mit dem Deutschen Jagdschutzverband und dem Bundesamt für Naturschutz werden die Projektergebnisse auch in Überlegungen zu bundesweiten Wanderkorridoren einfließen. Das Thema „Wildunfälle“ wird in einem gesonderten Projekt weiter bearbeitet. Ziel dieser Untersuchung ist es, mit einem vollkommen neuen methodischen Ansatz unter Einsatz verschiedener GIS-Technologien und besonderer Berücksichtigung der landschaftsökologischen Bedingungen, die Parameter, die ursächlich zum Konflikt Wildtier-Straßenverkehr führen, zu analysieren und zu gewichten (vgl. Abbildung). In einem weiteren Projekt wird eine

genauere Analyse der „Verbreitung des Rotwildes in Baden-Württemberg“ sowohl innerhalb, als auch außerhalb der Rotwildgebiete durchgeführt. Zusammen mit Partnern aus der Schweiz soll der grenzüberschreitende Verbund am Hochrhein als Grundlage für die praktische Umsetzung von Gestaltungsmaßnahmen von Wildtierkorridoren näher untersucht werden.



## LITERATUR

Baritz, R. und Suchant, R. (2001): Wildtierökologische Landschaftstypen in Baden-Württemberg. FVA-Forschungstage 5. und 6. Juli 2001, Freiburg i. Br.

Clevenger, A. P. und Wierzchowski, J. (2001): GIS-Based Modeling Approaches to Identify Mitigation Placements Along Roads. The International Conference on Ecology & Transportation 2001. S. 134-148.

Corsi, F., Dupré, E. und Boitani, L. (1999): A large scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13, S. 150-159.

Craighead, A. C., Roberts, E. A. und Craighead, F. L. Bozeman Pass Wildlife Linkage and Highway Safety Study (2001): Report Craighead Environmental Research Institute.

Cramer, P. C. und Portier, K. M. (2001): Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modeling* 140, S. 51-80.

Crooks, K. R. (2002): Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16, S. 488-502.

Georgii, B. (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischem Begleitplan - vom Blick über den Strassenrand hinaus. In 'Ein Brückenschlag für Wildtiere'. (Hrsg.: C.-P. Hutter, E. Jauch und F.-G. Link. Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie): Stuttgart. S. 61-74.

Hanski, I. und Gilpin, M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42, S. 413-430.

Herzog, A. (1995): Zur genetischen Struktur isolierter Rotwildpopulationen. *Schriftenreihe Landesjagdverband Bayern* 1, S. 13-32.

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. und Bornhauser-Sieber, U. (2001): Korridore für Wildtiere in der Schweiz. 326. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie (SGW) & Schweizerische Vogelwarte Sempach. Schriftenreihe Umwelt. S. 1-116.

Jacobs, H. (2001): Abschlussbericht zur Erstellung einer Landnutzungskarte Baden-Württemberg auf der Basis von Satellitenbildern. Unveröff. Bericht.

Knauer, F. (2001): Dispersal and expansion of brown bears in the Eastern Alps. Dissertation Technische Universität München. 92 S.

Krüger, U. (2001): Die grossräumige und systematische Aufhebung von Lebensraumzerschneidungen - eine realistische Forderung des Naturschutzes? In 'Ein Brückenschlag für Wildtiere'. (C.-P. Hutter, E. Jauch und F.-G. LinkEds. ). Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie): Stuttgart. S. 15-42.

Moss, D. und Davies, C. E. (2002): Cross-references between the EUNIS habitat classification and the nomenclature of CORINE Land Cover. European Environment Agency. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. 21 S.

Müri, H. (1999): Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8.

Pfister, H. P., Keller, V., Reck, H. und Georgii, B. (1997): Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Bundesministerium für Verkehr und Ministerien für Verkehr, für Umwelt und für Ländlichen Raum Baden-Württemberg.

Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T. und Trepl, L. (2002): Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications*.

Schumacher, A. und Schumacher, J. (2002): Was ändert sich durch das neue Bundesnaturschutzgesetz? *Natur und Landschaftsplanung* 34. S. 218-219.

Strein, M., Müller, U. und Suchant, R. (2003): Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa - Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen GIS-Analyse auf Basis von CORINE-Rasterdaten. *Natur und Landschaftsplanung* 35. Im Druck.

Suchant, R. (2001): Die Entwicklung eines mehrdimensionalen Habitatmodells für Auerhuhnareale (*Tetrao urogallus* L.) als Grundlage für die Integration von Diversität in die Waldbaupraxis. Dissertation Universität Freiburg i.Br. 350 S.

Suchant, R. und Baritz, R. (2001): Das Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg. In: Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Hrsg.) 30. S. 109 – 132.

Suchant, R.; Baritz, R.; Braunisch, V. (2003): Wildlife Habitat analysis: a multidimensional habitat management model. *Journal for Nature Conservation* 10. S. 253 –268.

Taguchi, G. und Jugulum, R. (2002): *The Mahalanobis-Taguchi Strategy*. John Wiley & Sons.

Wagenknecht, E. (1996): *Der Rothirsch*. Westarp Wissenschaften: Magdeburg.

Walker, R. und Craighead, L. (1997): Analyzing wildlife movement corridors in Montana using GIS. *ESRI User Conference 1997*. 18 S.